

Texte

39
08

ISSN
1862-4804

Nationale Umsetzung UNECE-Luftreinhaltekonvention (Wirkungen)

Teil 2: Wirkungen und Risikoabschätzungen
Critical Loads, Biodiversität, Dynamische Modellierung,
Critical Levels Überschreitungen, Materialkorrosion

Umwelt
Bundes
Amt



Für Mensch und Umwelt

UMWELTFORSCHUNGSPLAN DES
BUNDEMINISTERIUMS FÜR UMWELT,
NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT

Forschungsbericht 204 63 252
UBA-FB 001189



Nationale Umsetzung UNECE-Luftreinhaltekonvention (Wirkungen)

Teil 2: Wirkungen und Risikoabschätzungen
Critical Loads, Biodiversität, Dynamische
Modellierung, Critical Levels Überschreitungen,
Materialkorrosion

von

**Thomas Gauger^(1,4), Hans-Dieter Haenel⁽¹⁾, Claus Rösemann⁽¹⁾,
Hans-Dieter Nagel⁽²⁾, Rolf Becker⁽²⁾, Philipp Kraft⁽²⁾,
Angela Schlutow⁽²⁾, Gudrun Schütze⁽²⁾, Regine Weigelt-Kirchner⁽²⁾,
Frank Anshelm⁽³⁾**

⁽¹⁾ Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft, Institut für
Agrarökologie (FAL-AOE), Braunschweig

⁽²⁾ ÖKO-DATA, Gesellschaft für Ökosystemanalyse und
Umweltdatenmanagement mbH, Strausberg

⁽³⁾ Geotechnik Südwest Frey Marx GbR, Bietigheim-Bissingen

⁽⁴⁾ Institut für Navigation, Universität Stuttgart (INS)

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

Diese Publikation ist ausschließlich als Download unter
<http://www.umweltbundesamt.de>
verfügbar.

Die in der Studie geäußerten Ansichten
und Meinungen müssen nicht mit denen des
Herausgebers übereinstimmen.

Herausgeber: Umweltbundesamt
Postfach 14 06
06813 Dessau-Roßlau
Tel.: 0340/2103-0
Telefax: 0340/2103 2285
Internet: <http://www.umweltbundesamt.de>

Redaktion: Fachgebiet II 4.3
Claudia Neumann

Dessau-Roßlau, September 2008

Teil 2:

Wirkungen und Risikoabschätzungen:

Critical Loads, Biodiversität, Dynamische Modellierung, Critical Levels Überschreitungen, Materialkorrosion

Gesamtinhalt Teil 2:

	Seiten
NFC Deutschland, Critical Loads, Biodiversität, Dynamische Modellierung	
<i>Hans-Dieter Nagel, Rolf Becker, Philipp Kraft, Angela Schlutow, Gudrun Schütze, Regine Weigelt-Kirchner</i>	
<i>ÖKO-DATA, Gesellschaft für Ökosystemanalyse und Umweltdatenmanagement mbH, Strausberg</i>	1-144
Anhang	145-174
 Kartierung von Materialkorrosion	
<i>Claus Rösemann⁽¹⁾, Thomas Gauger^(1,3), Frank Anshelm⁽²⁾</i>	
<i>⁽¹⁾ Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft, Institut für Agrarökologie (FAL-AOE), Braunschweig</i>	
<i>⁽²⁾ Geotechnik Südwest Frey Marx GbR, Bietigheim-Bissingen</i>	
<i>⁽³⁾ Institut für Navigation, Universität Stuttgart (INS)</i>	175-211
Kartenanhang	212-246
 Kartierung von Critical Level Überschreitungen	
<i>Thomas Gauger^(1,2), Hans-Dieter Haenel⁽¹⁾, Claus Rösemann⁽¹⁾</i>	
<i>⁽¹⁾ Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft, Institut für Agrarökologie (FAL-AOE), Braunschweig</i>	
<i>⁽²⁾ Institut für Navigation, Universität Stuttgart (INS)</i>	247-275

Umweltforschungsplan
des Bundesministeriums für Umwelt,
Naturschutz und Reaktorsicherheit

Luftreinhaltung

Förderkennzeichen 204 63 252

**Nationale Umsetzung
der EU-NEC-Richtlinie/CAFE-Strategie
und UNECE Luftreinhaltekonvention**

NFC Deutschland, Critical Loads, Biodiversität, Dynamische Modellierung

Hans-Dieter Nagel, Rolf Becker, Philipp Kraft, Angela Schlutow,
Gudrun Schütze, Regine Weigelt-Kirchner

Projektleitung
Dr. sc. nat. Hans-Dieter Nagel

ÖKO-DATA, Gesellschaft für Ökosystemanalyse und
Umweltdatenmanagement mbH, Strausberg

IM AUFTRAG
DES UMWELTBUNDESAMTES

Dezember 2006

Inhaltsverzeichnis:

1 Vorwort.....	7
2 Die UNECE Konvention LRTAP und die Tätigkeit des NFC Deutschland	13
2.1 NFC Deutschland für das ICP Modelling and Mapping	13
2.2 Expert Panel für Schwermetalle.....	13
3 Ergebnisse der Arbeiten für das Multikomponenten-Protokoll	14
3.1 Grundlagen	14
3.2 Ausgangsdaten für die Berechnung der Critical Loads nach der Massenbilanzmethode.....	14
3.2.1 Bodenübersichtskarte Deutschlands (BÜK 1000) und Wald-BÜK	14
3.2.2 Karte der Landnutzungsverteilung(Corine Land Cover).....	17
3.2.3 Klima-Daten Deutschlands (DWD 2001)	17
3.2.4 Karte der Sickerwasserrate (Hydrologischer Atlas Deutschlands)	17
3.3 Critical Loads für Säureeinträge	17
3.3.1 Methodischer Ansatz	17
3.3.2 Erhebung und Berechnung der Eingangsdaten	23
3.3.2.1 Freisetzungsrates basischer Kationen durch Verwitterung (BC_w)	23
3.3.2.2 Netto-Aufnahmeraten basischer Kationen durch den Bestand in Wäldern und Forsten (Bc_u)	27
3.3.2.3 Kritische Austragsrate der Säureneutralisationskapazität mit dem Sickerwasser ($ANCL_{crit}$).....	32
3.3.3 Ergebnisse der Critical Loads-Berechnung für Säure-Einträge	35
3.4 Critical Loads für eutrophierende Stickstoffeinträge	37
3.4.1 Methodischer Ansatz	37
3.4.2 Erhebung und Berechnung der Eingangsdaten	38
3.4.2.1 Netto-Stickstoff-Aufnahmerate durch die Vegetation (N_u)	38
3.4.2.2 Stickstoff-Immobilisierungsrate (N_i).....	39
3.4.2.3 Tolerierbare Stickstoffaustragsrate mit dem Sickerwasser ($N_{le(acc)}$).....	40
3.4.2.4 Stickstoff-Denitrifikationsrate (N_{de})	41
3.4.3 Ergebnisse der Critical Load-Berechnungen für eutrophierenden Stickstoff.....	42
3.5 Critical Load-Überschreitungen (Schwefel, Stickstoff).....	44
3.5.1 Trends in der atmosphärischen Schadstoffbelastung	44
3.5.2 Berechnungsmethodik.....	46
3.5.3 Ergebnisse der Berechnung der Überschreitungen	47
4 Ergebnisse der Arbeiten für das Schwermetallprotokoll	58
4.1 Koordination des Expert Panel for Heavy Metals, (EP-HM), Methodenentwicklung und Empfehlungen für ICP Modelling and Mapping nach Maßgabe der internationalen Entwicklungen, Workshopbeiträge und Zuarbeiten zur offiziellen Berichterstattung der WGE.....	58
4.1.1 Abschließende Bearbeitung des Schwermetall-Kapitels im Modelling and Mapping Manual (Kap. 5.5) und Unterstützung des CCE bei einer Datenanfrage zu Critical Loads für Schwermetalle.....	58
4.2 Erarbeitung von fachlichen Beiträgen für die Expert Group / Task Force on Heavy Metals (WGSR) ...	61
4.3 Erarbeitung des deutschen Datensatzes der Critical Loads für Blei, Cadmium und Quecksilber.....	62
4.3.1 Methodischer Ansatz	62
4.3.1.1 Allgemeine Grundlagen	62
4.3.1.2 Erhebung und Berechnung der Eingangsdaten.....	65
4.3.1.3 Critical Loads für Blei, Cadmium und Quecksilber (Ergebnisse)	81
4.3.1.4 Ansatzpunkte für die Weiterentwicklung der Methodik.....	88
4.4 Critical Loads Überschreitungen (Pb, Cd, Hg)	97
4.4.1 Überschreitungen durch Schwermetalleinträge aus atmosphärischer Deposition.....	97
4.4.2 Überschreitungen bei Berücksichtigung der Schwermetalleinträge durch Bewirtschaftung	99
5 Ergebnisse der Arbeiten zur Einbeziehung von Biodiversität (BERN).....	104
5.1 Recherche, Akquisition und Integration von Ökosystemdaten	104
5.2 Modell-Validierung und -verifizierung.....	105

5.2.1 Vergleich von modellierten und gemessenen aktuellen Bodenzustands-Parametern	105
5.2.2 Vergleich von historischen Zeitreihen von Vor-Ort-Aufnahmen mit BERN-Modell-Ergebnissen	108
5.3 Erfassung des möglichen Interpretationsrahmens nach Kopplung mit Dynamischer Modellierung	111
5.3.1 Implementierung des BERN-Modells in die dynamische Modellierung von Ökosystemen	111
5.3.2 Interpretation der Ergebnisse	112
5.3.3 Anwendung des BERN-Modells zur Berechnung von Biodiversitäts-Parametern	116
6 Weiterentwicklung und Anwendung der Dynamischen Modellierung	120
6.1 Modellvergleiche	120
6.1.1 Allgemeine Zielstellung dynamischer Modellierung	120
6.1.2 Modellübersicht	120
6.1.3 Gegenüberstellende Bewertung hinsichtlich der Anwendbarkeit	124
6.2 Test der Anwendbarkeit von Modellen	124
6.2.1 Auswahl von Modellen und Testflächen	124
6.2.2 Ergebnisse und deren Bewertung	124
6.3 Modellauswahl und –anwendung zur Erarbeitung eines nationalen Datensatzes mit repräsentativen Ergebnissen	129
6.3.1 Konzept des VSD-Modells	129
6.3.2 Methoden und Modelle zur Ermittlung der Eingangsgrößen	129
6.3.2.1 Austragsrate der Säureneutralisationskapazität mit dem Sickerwasser ($ANC_{le(crit)}$)	129
6.3.2.2 Ermittlung der Stickstoff-Immobilisierungsrate (N_i)	135
6.4 Erstellung des deutschen dynamischen Datensatzes	136
6.4.1 Konzept der Target Load- Funktionen	136
6.4.2 Berichterstattung und Bereitstellung entsprechend der CCE Datenanforderungen 2004/2005/2006	137
6.5 Vorbereitung der Erarbeitung einer operationalen Schnittstelle zum BERN-Modell	139
6.5.1 Weitere Entwicklungen und Tests einer BERN-Modell-Anwendung in Kombination mit einem geochemischen dynamischen Modell	139
6.5.2 Ausblick und Zielstellung für die Weiterentwicklung der dynamischen Modellierung	140
6.5.3 Aufbau einer operationellen Schnittstelle des BERN-Modells zu biogeochemischen Modellen	142

Abbildungsverzeichnis:

Abbildung 1-1: Minderung der Emissionen von Schwefeldioxid in Deutschland	8
Abbildung 1-2: Minderung der Emissionen von Stickoxiden in Deutschland	9
Abbildung 1-3: Minderung der Emissionen von Ammoniak in Deutschland	9
Abbildung 1-4: Veränderung des Anteils von Versauerung bedrohter Ökosystemfläche in Deutschland (blaue Säule), der Tschechischen Republik(rot), Polen (gelb), den Niederlanden (grün), Großbritannien (braun) und Schweden (orange) zwischen 1980 und 2010 nach Erfüllung des Gotenburg-Protokolls	12
Abbildung 1-5: Veränderung des Anteils von Eutrophierung bedrohter Ökosystemfläche in Deutschland (blaue Säule), der Tschechischen Republik(rot), Polen (gelb), den Niederlanden (grün), Großbritannien (braun) und Schweden (orange) zwischen 1980 und 2010 nach Erfüllung des Gotenburg-Protokolls	12
Abbildung 3-1: Karte der effektiven Verwitterungsrate pflanzenverfügbarer basischer Kationen in der aktuell durchwurzelten Bodenschicht	26
Abbildung 3-2: Regionale Verteilung der sensitivsten Critical Limits für $ANC_{le(crit)}$	34
Abbildung 3-3: Regionale Verteilung der kritischen Auswaschungsrate von Säureneutralisationskapazität	35
Abbildung 3-4: Regionale Verteilung der Critical Loads für Säureeinträge in Deutschland	36
Abbildung 3-5: Regionale Verteilung des Netto-Entzugs von Stickstoff durch Ernte von Biomasse	38
Abbildung 3-6: Regionale Verteilung der akzeptablen steady-state-Immobilisierungsraten	40
Abbildung 3-7: Regionale Verteilung der kritischen Auswaschungsrate von Stickstoff mit dem Sickerwasser	41
Abbildung 3-8: Regionale Verteilung der Critical Loads für eutrophierenden Stickstoff in Deutschland	43
Abbildung 3-9 : Zeitliche Verzögerungen bei der Reaktion von Ökosystemen auf die Überschreitung der Critical Loads (Damage Delay Time, DDT) und bei der Erholung nach erfolgter Minderung	

der Schadstoffeinträge unter die Belastungsgrenzen (Recovery Delay Time, RDT), vgl. ICP Modelling and Mapping 2004	45
Abbildung 3-10: Anteil der vor Versauerung geschützten sensitiven Ökosysteme in den Jahren 2010, 2030 und 2050, Ergebnisse der Prognoserechnungen mit dem VSD-Modell	46
Abbildung 3-11: Berechnung der Critical Load-Überschreitung nach der Lage des Depositionspunktes und Bestimmung der unterschiedlichen Belastungstypen	47
Abbildung 3-12: Die regionale Verteilung der Flächen mit den Belastungstypen 0 bis 4 im Jahr 1995	48
Abbildung 3-13: Die regionale Verteilung der Flächen mit den Belastungstypen 0 bis 4 im Jahr 2000	49
Abbildung 3-14: Die regionale Verteilung der Flächen mit den Belastungstypen 0 bis 4 im Jahr 2004	50
Abbildung 3-15: Überschreitung der Critical Load Funktion durch Schwefeleinträge im Jahr 1995	51
Abbildung 3-16: Überschreitung der Critical Load Funktion durch Schwefeleinträge im Jahr 2004	51
Abbildung 3-17: Der zeitliche Entwicklungstrend bei der Überschreitung der Critical Load Funktion durch Schwefeleinträge	52
Abbildung 3-18: Überschreitung der Critical Load Funktion durch Stickstoffeinträge im Jahr 1995	53
Abbildung 3-19: Überschreitung der Critical Load Funktion durch Stickstoffeinträge im Jahr 2004	53
Abbildung 3-20: Der zeitliche Entwicklungstrend bei der Überschreitung der Critical Load Funktion durch Stickstoffeinträge	54
Abbildung 4-1: Bleiaustrag aus dem A-Horizont der Böden durch Biomasseernte - geografische Muster und Werteverteilung	69
Abbildung 4-2: Cadmiumaustrag aus dem A-Horizont der Böden durch Biomasseernte - geografische Muster und Werteverteilung	69
Abbildung 4-3: Quecksilberaustrag aus dem A-Horizont der Böden durch Biomasseernte - geografische Muster und Werteverteilung	70
Abbildung 4-4: Prinzipdarstellung für die Ableitung der Critical Loads Funktion (<i>Tipping</i> 2003, schriftlicher Beitrag zur Sitzung des Expert Panel on Critical Loads, Oktober 2003, in Strausberg).	75
Abbildung 4-5: Kritische Gesamtkonzentration von Blei in der Bodenlösung zum Schutz terrestrischer Ökosysteme	76
Abbildung 4-6: Kritische Gesamtkonzentration von Cadmium in der Bodenlösung zum Schutz terrestrischer Ökosysteme	77
Abbildung 4-7: Mittelwerte der kritischen Bleikonzentration der Bodenlösung $[Pb]_{ss(crit)}$ aus der Sicht des Schutzes der Ökosystemfunktionen, bezogen auf Ökosystemtypen	78
Abbildung 4-8: 50-Perzentile der kritischen Cadmiumkonzentration der Bodenlösung $[Cd]_{ss(crit)}$ aus der Sicht des Schutzes der Ökosystemfunktionen, bezogen auf Ökosystemtypen	79
Abbildung 4-9: Vergleich der Verteilung der Werte (5-, 25-, 50-, 75- und 95-Perzentile) kritischer Auswaschungsraten von Cd für unterschiedliche Schutzgüter, bezogen auf die Ackerflächen Deutschlands	81
Abbildung 4-10: Critical Loads für Blei zum Schutz der Grundwasserqualität (Trinkwassernutzung)	83
Abbildung 4-11: Critical Loads für Cadmium zum Schutz der Grundwasserqualität (Trinkwassernutzung)	84
Abbildung 4-12: Critical Loads für Cadmium auf Ackerstandorten, bezogen auf den Schutz der Nahrungsqualität (Weizenkorn)	84
Abbildung 4-13: Critical Loads für Quecksilber zum Schutz der Grundwasserqualität (Trinkwassernutzung)	85
Abbildung 4-14: Critical Loads für Blei zum Schutz der Ökosystemfunktionen	86
Abbildung 4-15: Critical Loads für Cadmium zum Schutz der Ökosystemfunktionen	87
Abbildung 4-16: Critical Loads für Quecksilber zum Schutz der Ökosystemfunktion (mikrobielle Aktivität in den Humusaufgaben) der Wälder	88
Abbildung 4-17: Kritische Gesamtkonzentration von Pb und Cd in der Bodenlösung in Abhängigkeit vom pH-Wert für Mineralbodenhorizonte bei einer DOC-Konzentration im Bodenwasser von 20 mg/m ³ (L2/DOC20) bzw. 40 mg/m ³ (L2/DOC40) und Humusaufgaben mit DOC-Konzentrationen von 35 mg/m ³ (L1/DOC35) bzw. 80 mg/m ³ (L1/DOC80)	96
Abbildung 5-1: a) Level-II-Daten der PCC-Datenbank, b) BERN-Formular mit Bioindikator-Spannen	105
Abbildung 5-2: Vergleich der Messwert- und der BERN-Indikator-Spannen für die Basensättigung am Level-II-Standort 1202	106
Abbildung 5-3: Spannweiten der modellgestützt ermittelten Indikatorwerte für die Basensättigung (rote und hellgrüne Linien) im Vergleich mit den Spannen der Messwerte des PCC (orange und dunkelgrüne Punkte), jeweils im Zeitraum 1995-1998 aufgenommen	106
Abbildung 5-4: Vergleich der vom PCC gemessenen mit den BERN-modellierten Wertespannen für den pH-Wert an den Level-II-Standorten Deutschlands	107

Abbildung 5-5:	Vergleich der vom PCC gemessenen mit den BERN-modellierten Wertespannen für das C/N-Verhältnis (a)) sowie der Vergleich der C/N-Mittelwerte (b)) an den Level-II-Standorten Deutschlands	108
Abbildung 5-6:	Dynamische Entwicklung von Basensättigungsgrad, C/N-Verhältnis und Wald-Vegetationsgesellschaft an UF 1	109
Abbildung 5-7:	Dynamische Entwicklung von Basensättigungsgrad, C/N-Verhältnis und Wald-Vegetationsgesellschaft an UF 2	109
Abbildung 5-8:	Dynamische Entwicklung von Basensättigungsgrad, C/N-Verhältnis und Wald-Vegetationsgesellschaft an UF 3	110
Abbildung 5-9:	Eingangsparameter für die Bestimmung der dynamischen Entwicklung der Bodenparameter an den Level-II-Standorten.....	111
Abbildung 5-10:	BERN-modellierte Existenzmöglichkeiten und Vitalitätsgrade von Waldgesellschaften und Waldbaumarten an einem Beispielstandort unter Einbeziehung geochemischer dynamischer Modelle sowie prognostizierter Klimaentwicklungen (a) – d)).....	113
Abbildung 5-11:	Mögliche Entwicklungsziele des Standortes 503 als Voraussetzung für die Entwicklung einer naturnahen Wald-Vegetationsgesellschaft bis zum Jahr 2100; a) Basisszenarium, b) Kalkungsszenarium	114
Abbildung 6-1:	Level-II-Plots für die Anwendung von VSD in Deutschland.....	125
Abbildung 6-2:	pH-Wert an den Level-II-Plots um 1950 im Ergebnis der VSD-Modellierung	125
Abbildung 6-3:	pH-Wert an den Level-II-Plots um 1980 im Ergebnis der VSD-Modellierung	126
Abbildung 6-4:	pH-Wert an den Level-II-Plots um 2000 im Ergebnis der VSD-Modellierung	126
Abbildung 6-5:	pH-Wert an den Level-II-Plots um 2030 im Ergebnis der VSD-Modellierung auf der Basis des Göteborg-Szenariums.....	127
Abbildung 6-6:	Dynamische Modellierung der Versauerungseffekte mit dem Mehrschichtmodell SAFE am Level-II-Standort Tannenbusch (130 Jahre alte Eichen mit Unterstand aus Birke, auf sandiger Gley-Braunerde, Jahresniederschlag 900 mm, Jahresmitteltemperatur 9 °C, Säure-Deposition: 900 eq S ha ⁻¹ a ⁻¹ , 2170 eq N ha ⁻¹ a ⁻¹	127
Abbildung 6-7:	Dynamische Modellierung der Versauerungseffekte mit dem Mehrschichtmodell SAFE am Level-II-Standort Bautzen (90 Jahre alte Fichten auf schluffiger Braunerde, Jahresniederschlag 900 mm, Jahresmitteltemperatur 8 °C, Säure-Deposition: 1280 eq S ha ⁻¹ a ⁻¹ , 2330 eq N ha ⁻¹ a ⁻¹	128
Abbildung 6-8:	Dynamische Modellierung der Versauerungseffekte mit dem Mehrschichtmodell SAFE am Level-II-Standort Monschau (140 Jahre alte Rotbuchen auf Lehm-Gley, Jahresniederschlag 1050 mm, Jahresmitteltemperatur 8 °C, Säure-Deposition: 720 eq S ha ⁻¹ a ⁻¹ , 1160 eq N ha ⁻¹ a ⁻¹	128
Abbildung 6-9:	Schema zur dynamischen Ermittlung von Target Loads in Abhängigkeit von den festgesetzten Eckwerten (Protokoll-Jahr, Implementierungs-Jahr und Target-Jahre in 2 Varianten).....	137
Abbildung 6-10:	Entwicklung des pH-Wertes unter verschiedenen Depositionsszenarien.....	138
Abbildung 6-11:	Regionale Verteilung der pH-Werte nach verschiedenen Depositionsszenarien.....	139
Abbildung 6-12:	Level-II-Plot 521 im Test VSD gekoppelt mit BERN-Modell.....	140
Abbildung 6-13:	Level-II-Plot 20 im Test VSD gekoppelt mit BERN-Modell.....	141
Abbildung 6-14:	Level-II-Plot 17 im Test VSD gekoppelt mit BERN-Modell.....	142
Abbildung 6-15:	Datenimportdialog in BERN	143

Tabellenverzeichnis:

Tabelle 1-1:	Protokolle zum Übereinkommen über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung von 1979 der Wirtschaftskommission der UN für Europa (UNECE), der Beitritt Deutschlands wurde veröffentlicht im Bundesgesetzblatt (BGBl. 1982 II S. 373).....	7
Tabelle 1-2:	Ergebnisse der europaweiten Modellierung von Ökosystemen, die dem Risiko der Versauerung und/oder Eutrophierung ausgesetzt sind.....	10
Tabelle 3-1:	Zuordnung der Bodeneinheiten der BÜK 1000 zu den Muttergesteinsklassen	23
Tabelle 3-2:	Matrix zur Bestimmung der Texturklasse aus Sand- und Tongehalten (<i>Eurosoil</i> 1999).....	23
Tabelle 3-3:	Bestimmung der Verwitterungsklasse	24
Tabelle 3-4:	Verwitterungsrate bezogen auf 0,5 m Bodentiefe nach <i>de Vries et al.</i> (1993).....	24

Tabelle 3-5:	Bestimmung der Hauptdurchwurzelungstiefe aus Länge der Hauptwurzeltracht und durchwurzelbarer Tiefe	25
Tabelle 3-6:	Ertragsspannen der Haupt- und Nebenbaumarten	28
Tabelle 3-7:	Spezifische Dichten von Stammholz und Rinde sowie deren Masse-Verhältnisse	29
Tabelle 3-8:	Spannen der Ertragspotenziale für die Grünland-Vegetationsgruppen (nach Klapp 1965).....	30
Tabelle 3-9:	Stoffgehalte in Derbholz mit Rinde [eq t-1 TS-1] (Jacobsen et al. 2002, de Vries et al. 1990) der Hauptbaumarten sowie Stoffgehalte der Vegetationstypen im Grünland *	31
Tabelle 3-10:	Referenzwerte (50 Perzentile) für DOC in der durchwurzelten Schicht	32
Tabelle 3-11:	Untere akzeptable Grenzen des pH bzw. der Basensättigung der natürlichen Pufferbereiche deutscher Bodenformen.....	33
Tabelle 3-12:	Regionale Verteilung der Rezeptorflächen auf die Belastungstypen	49
Tabelle 4-1:	Offizielle Berichterstattung für die Working Group on Effects bezüglich der Kartierung von Critical Loads für Schwermetalle und Zuarbeiten im Rahmen des Projektes.	61
Tabelle 4-2:	Critical Loads Typen für terrestrische Ökosysteme - Rezeptoren und Indikatoren (Modelling nad Mapping Manual 2004)	63
Tabelle 4-3:	Gewichtete mittlere Schwermetallgehalte (Mediane) [mg kg ⁻¹] für das Kompartiment „Derbholz mit Rinde“ aus Jacobsen et al. (2002)	66
Tabelle 4-4:	Schwermetallgehalte (Mediane) [mg kg ⁻¹ TM ⁻¹] in Pflanzenteilen zur Berechnung des Austrags mit der Biomasse-Ernteaus Nagel und Schütze (1998). Die Werte in Klammern entstammen einem aktuellen F+E-Vorhaben des Umweltbundesamtes (Lazar und Knappe 2006) und wurden noch nicht in die CL(M) Berechnung einbezogen.....	67
Tabelle 4-5:	Statistische Kennwerte der Nettoaufnahmeraten von Schwermetallen durch die Vegetation (M _u) unter Berücksichtigung unterschiedlicher Rezeptoren und Ökosystemtypen	68
Tabelle 4-6:	Übersicht über die kritischen Gesamtkonzentrationen von Pb, Cd, Hg im Bodenwasser zur Berechnung des tolerierbaren Austrages mit dem Sickerwasser	72
Tabelle 4-7:	Eingabeparameter für das Modell W6-MTC2 zur Ableitung von Critical Limits im deutschen Datensatz (2004).....	76
Tabelle 4-8:	Statistische Kennwerte der kritischen Gesamtkonzentrationen [M] _{ss(crit)} in der Bodenlösung [Pb] _{ss(crit)} und [Cd] _{ss(crit)} aus der Sicht des Schutzes der Ökosystemfunktionen (alle Ökosystemtypen).....	77
Tabelle 4-9:	Statistische Kennwerte der kritischen Schwermetallauswaschung(M _{le(crit)}) unter Berücksichtigung unterschiedlicher Rezeptoren und Ökosystemtypen.....	80
Tabelle 4-10:	Statistische Kennwerte der Critical Loads Pb, Cd, Hg für unterschiedliche Rezeptoren und Ökosystemtypen	82
Tabelle 4-11:	Beispiele länderspezifischer Hintergrundwerte (Pb, Cd) für mineralische Oberböden und Humusaufgaben unter Wald, Einheit [mg/kg], Gebietstyp III (ubiquitäre Belastung) bzw. ohne Gebietsdifferenzierung. Genaue Beschreibung der Werte in LABO (2004)	94
Tabelle 4-12:	Beispielhafte Berechnung von Critical Limits für Blei und Cadmium an zwei Level II-Standorten für unterschiedliche Bodenschichten (layer 1 = Humusaufgabe; layer 2 oberster Mineralbodenhorizont)	95
Tabelle 5-1:	Ergebnisse der Aufnahme der Wald-Pflanzengesellschaften	110
Tabelle 5-2:	Vergleich der Messwerte 2005 mit den Zeigerwerten der 2005 vorkommenden Pflanzenarten.....	111
Tabelle 5-3:	Anteil der aktuell vorhandenen Arten an der gesellschaftsbestimmenden Artengarnitur der Zielgesellschaft (=aktuelles Regenerierungspotenzial) [%]	112
Tabelle 5-4:	Mögliche Zielgesellschaften und notwendige Maßnahmen zu deren Etablierung	114
Tabelle 5-5:	Darstellung des Prinzips zur Ermittlung der relativen rezenten Stamm-Diversität an einem Beispiel-Standort.....	117
Tabelle 6-1:	GAPON-Austausch-Koeffizienten von Al zu Ca+Mg+K und von H zu Ca+Mg+K für eine Durchwurzelungstiefe von 0-100 cm (de Vries und Posch 2003).....	134
Tabelle 6-2:	Kritische Minima und Maxima von C/N-Verhältnissen zur Gewährleistung der Immobilisierung im Humus.....	136

1 Vorwort

Dr. sc. nat. Hans-Dieter Nagel

Seitdem alle acht Protokolle zur Genfer Luftreinhaltekonvention in Kraft getreten und damit international verbindlich sind, steht deren Erfolgskontrolle und die Diskussion um eine mögliche oder notwendige Revision im Vordergrund des politischen wie wissenschaftlichen Handlungsbedarfs.

Am 17. Mai 2005 konnte auch das letzte und vielleicht bedeutendste der Protokolle, die unter der „Konvention für weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigungen“ (Long-range Transboundary Air Pollution, LRTAP) ausgehandelt wurden, in Kraft treten, nachdem die Regierung Portugals als 16. Land das „Protokoll zur Vermeidung von Versauerung, Eutrophierung und der Bildung bodennahen Ozons“ ratifiziert und damit den Weg frei gemacht hatte. Wie bei allen diesen Protokollen, die unter Schirmherrschaft der europäischen Wirtschaftskommission der Vereinten Nationen (UNECE) in Genf beschlossen wurden, müssen mindestens 16 nationale Parlamente ihre Zustimmung gegeben haben, bevor dann das jeweilige Protokoll international verbindlich wird. Der deutsche Bundestag hatte bereits zuvor alle 8 Luftreinhalteprotokolle ratifiziert.

Tabelle 1-1: Protokolle zum Übereinkommen über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung von 1979 der Wirtschaftskommission der UN für Europa (UNECE), der Beitritt Deutschlands wurde veröffentlicht im Bundesgesetzblatt (BGBl. 1982 II S. 373)

Protokoll	Verpflichtungen	Stand
Finanzierungsprotokoll EMEP 1984	Leistung von Pflichtbeiträgen zur langfristigen Finanzierung der Messung und Bewertung der weiträumigen Übertragung von Luftschadstoffen	Ratifiziert (BGBl. 1989 II S. 421)
1. Schwefelprotokoll 1985	30%-Reduzierung der nationalen Schwefeldioxidemissionen (SO ₂) bis 1993, verglichen mit 1980	Ratifiziert (BGBl. 1986 II S. 1116)
Stickstoffprotokoll 1988	Einfrieren der Stickstoffemissionen (NO _x) bis 1994 auf der Basis von 1987; Deutschland verpflichtet sich zusammen mit weiteren 11 Staaten zu einer 30%-Reduzierung bis spätestens 1989, verglichen mit 1985	Ratifiziert (BGBl. 1990 II S. 1278)
VOC-Protokoll 1991	Reduzierung der Emissionen flüchtiger Kohlenwasserstoffe (VOC) um mindestens 30% bis 1999, verglichen mit 1988	Ratifiziert (BGBl. 1994 II S. 2358)
2. Schwefelprotokoll 1994	Festlegung nationaler Emissionsobergrenzen für SO ₂ für die Jahre 2000, 2005, 2010; erstmals auf der Grundlage eines wirkungsorientierten Ansatzes	Ratifiziert (BGBl. 1998 II S. 130)
Schwermetallprotokoll 1989	Regelung zur Verringerung der Emissionen der Schwermetalle Cadmium, Blei und Quecksilber	Ratifiziert (BGBl. 2003 II S. 610)
POP-Protokoll 1989	Regelung zur Verringerung der Emissionen von 16 persistenten organischen Verbindungen (u. a. DDT, Dioxine, PCB, Furane)	Ratifiziert (BGBl. 2002 II S. 803)
Multikomponenten-Protokoll 1999	Gleichzeitige Bekämpfung von Versauerung, Eutrophierung und bodennahem Ozon durch die Festlegung von länderspezifischen Emissionshöchst-mengen für SO ₂ , NO _x , NH ₃ und VOC, die ab 2010 nicht mehr überschritten werden dürfen.	Ratifiziert (BGBl. 2004 II S. 884)

Mit dem Inkrafttreten des „Protokoll zur Vermeidung von Versauerung, Eutrophierung und der Bildung bodennahen Ozons“ gilt den danach bis zum Jahr 2010 zu erfüllenden Verpflichtungen verstärkte Aufmerksamkeit in Politik und Wirtschaft. Neu an diesem Protokoll und den damit nun verbindlich gewordenen Anforderungen zur Luftreinhaltung ist, dass erstmals die Minderung mehrerer Luftschadstoffe in einem Protokoll geregelt und deren Auswirkungen im Zusammenhang betrachtet werden. Deshalb wird dieses Protokoll auch gerne Multikomponenten-Protokoll genannt. Die zuvor bereits verabschiedeten Regelungen galten hingegen immer nur einem Schadstoff, so das erste und zweite Schwefelprotokoll (in Kraft getreten 1987, 1998), das Stickstoffprotokoll (1991), je ein Protokoll über flüchtige und langlebige organische Verbindungen (VOC 1997 und POP 2003) sowie das Schwermetallprotokoll (2003).

Bereits diese internationalen Vereinbarungen haben zu sichtbaren Verbesserungen in der Umwelt geführt. Insbesondere die Luftverschmutzung durch Schwefelverbindungen konnte in ganz Europa drastisch vermindert werden, woran Deutschland einen besonders hohen Anteil hat. Allerdings dauert die Gesundung von Ökosystemen

häufig sehr viel länger, als gemeinhin angenommen. Nach Jahrzehnten hochgradiger Belastung z.B. mit Säurebildnern (Schwefel- und Stickstoffverbindungen) haben die bisher erreichten Verbesserungen noch nicht zu einer Trendwende geführt, wie u. a. am weiterhin hohen Anteil geschädigter Wälder in Deutschland zu bemerken ist.

Mit dem Multikomponenten-Protokoll sollen bis zum Jahr 2010 nun weitere Maßnahmen zur Verminderung der Luftschadstoffe ergriffen werden. Abgeleitet werden diese von den beobachteten oder gemessenen Wirkungen im Naturhaushalt. Als Kriterium gilt die Einhaltung einer ökologischen Belastungsgrenze (Critical Load), unterhalb der nach derzeitigem Wissen eine nachhaltig stabile Umweltentwicklung angenommen werden kann.

Die Zielstellung für Europa 2010 ist, die Fläche der versauerten Ökosysteme um nahezu 90 % zu vermindern, bei den überhöhten Nährstoffeinträgen (Eutrophierung) um ein Drittel zu entlasten und Pflanzenschäden infolge hoher Ozonwerte zu halbieren. Auf die menschliche Gesundheit bezogen wird von diesen Maßnahmen erwartet, dass im Jahr 2010 über 2 Millionen Lebensjahre weniger durch ozonbedingte chronischen Erkrankungen verloren gehen als noch 1990 und schätzungsweise 50.000 vorzeitige Todesfälle im Zusammenhang mit Ozon und Feinstaub vermieden werden können (alle Angaben nach UNECE 2004).

In dem neuen Protokoll sind für jedes Land exakte Emissionsobergrenzen für das Jahr 2010 und die einzelnen Luftschadstoffe angegeben. Übereinstimmend damit hat auch die Europäische Union ihre Luftreinhaltepolitik angelegt, die durch das Programm „Clean Air for Europe“ unteretzt wird. Für Deutschland bedeutet dies, den Ausstoß von Schwefeldioxid bis zum Jahr 2010 im Vergleich zu 1990 um 90 % zu senken, den von Stickoxiden um 60 % und bei Ammoniak 28% weniger freizusetzen. Bei den flüchtigen organischen Verbindungen (VOC) ist eine Senkung um 69 % vorgesehen. Dieses Ziel in den verbleibenden Jahren zu erreichen, wird noch einiger Anstrengungen bedürfen. Zwar ist das Ziel zur Minderung der Schwefeldioxidbelastung (vgl. Abbildung 1-1) heute fast schon erreicht, jedoch bereiten die Stickstoffverbindungen (vgl. Abbildung 1-2 und Abbildung 1-3) noch einige Sorgen. Deshalb sind weitere Maßnahmen erforderlich, die zur Senkung der Belastung führen. Neben den Bereichen Industrie und Straßenverkehr kommt der Senkung von Ammoniakemissionen durch den Übergang zu einer nachhaltigen Landwirtschaft besondere Bedeutung zu. Die Stickstoffverbindungen sind nun, nach der erfolgreichen „Entschwefelung“ der Luft, zum Hauptverursacher verbliebener Versauerung und anhaltender Eutrophierung geworden.

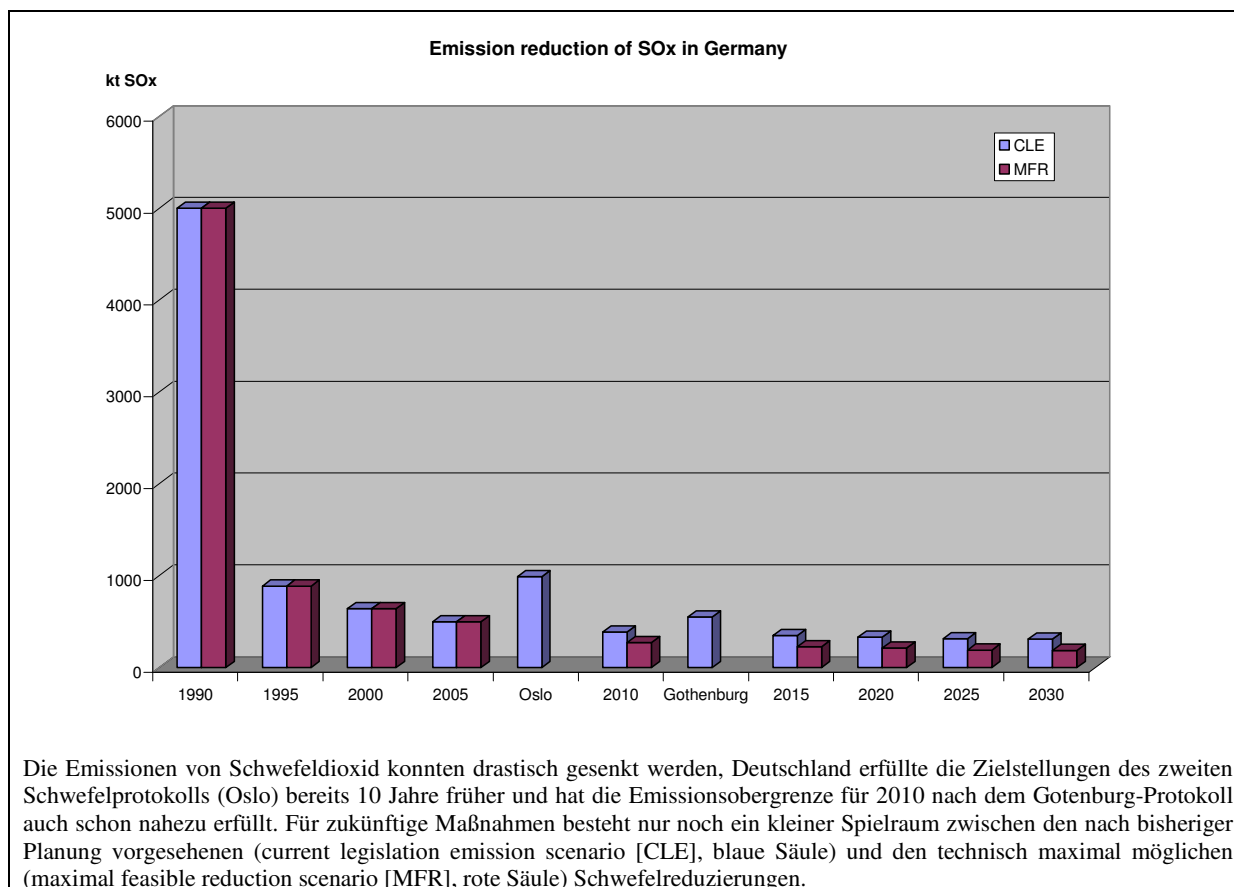


Abbildung 1-1: Minderung der Emissionen von Schwefeldioxid in Deutschland

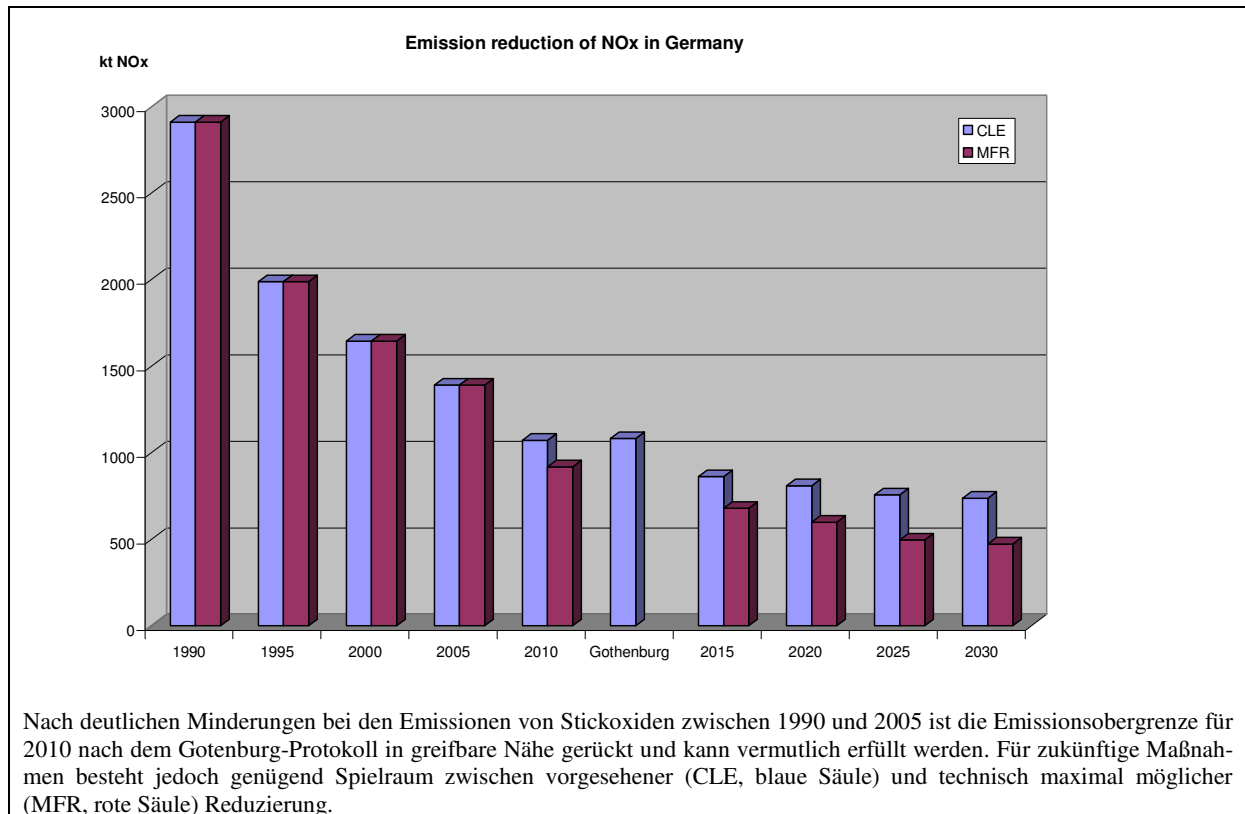


Abbildung 1-2: Minderung der Emissionen von Stickoxiden in Deutschland

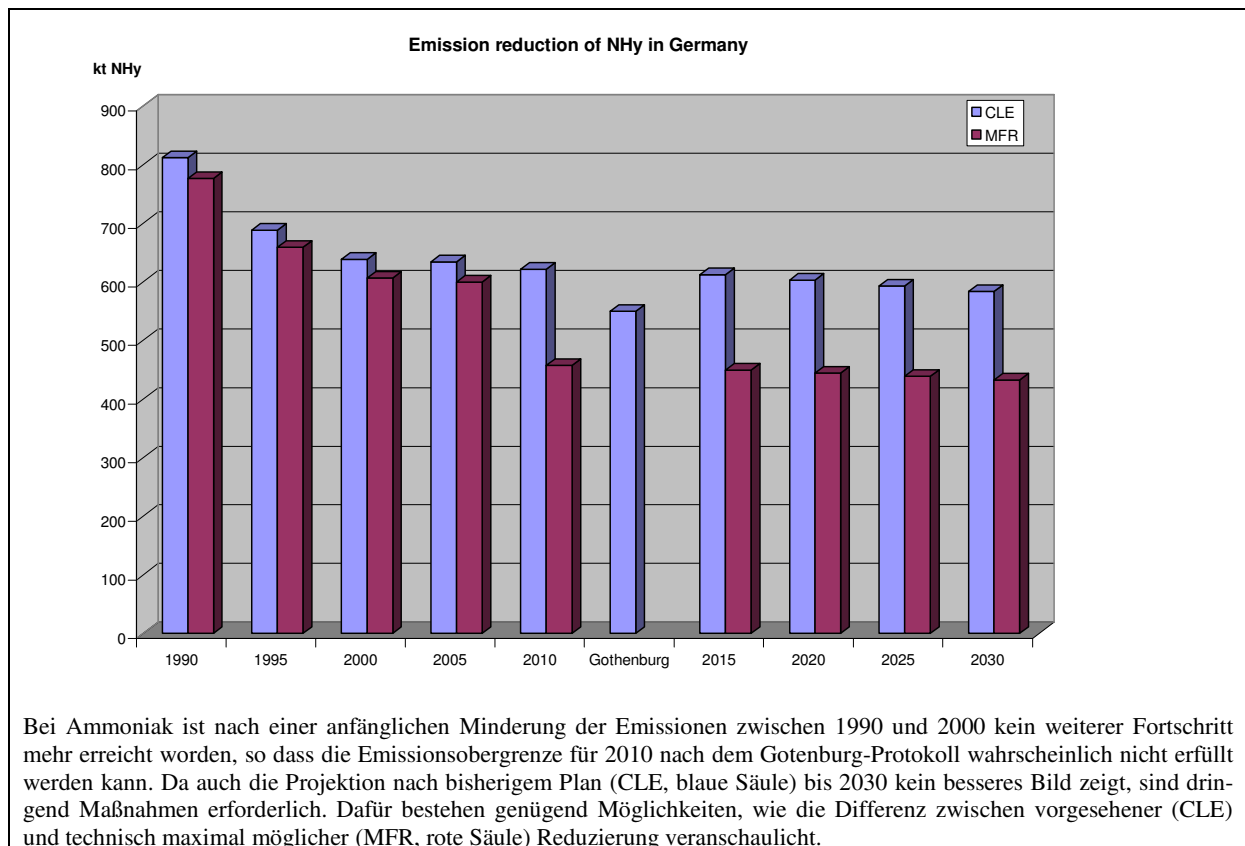


Abbildung 1-3: Minderung der Emissionen von Ammoniak in Deutschland

Die ökologischen Belastungsgrenzen für Wälder und andere naturnahe Ökosysteme, die von ÖKO-DATA alle zwei Jahre ermittelt, kartiert und im Auftrag des Umweltbundesamtes an die europäische Datenzentrale gemeldet werden, bleiben auch in Zukunft noch in erheblichem Maße überschritten. Aus europaweiten Modellrechnungen ergibt sich, dass bezogen auf die Versauerung im Jahr 2010 in Deutschland erst knapp 60 % der betrachteten Ökosysteme nachhaltig geschützt sind. Ohne zusätzliche Maßnahmen wird in Deutschland auch in Zukunft die Natur noch zu viele versauernde Schadstoffeinträge erhalten, während im europäischen Durchschnitt bereits 90% der Ökosysteme geschützt sind (vgl. Tabelle 1-2). Damit gehört Deutschland zu den sieben Ländern, in denen auch nach der vollständigen Realisierung des Multikomponenten-Protokolls im Jahre 2010 mehr als 40% der naturnahen Ökosysteme einem hohen Versauerungsrisiko ausgesetzt sind. Dieses bleibt Verpflichtung zu weiteren Anstrengungen, obwohl bereits eine Erholungsrate von 33% in den 10 Jahren zwischen 2000 und 2010 sich abzeichnet und trotz der deutschen Erfolge bei der Entschwefelung.

Eine noch größere Herausforderung für Deutschland folgt aus den Ergebnissen der europaweiten Modellierung von Ökosystemen, die dem Risiko der Eutrophierung ausgesetzt sind. Auch hier sind die Ökosysteme, für die Critical Loads berechnet werden konnten, die Bezugsgröße (100%) und die Überschreitung dieser Belastungsgrenzen im Jahr 2000 und 2010 zeigt auf, für wie viel Prozent der Ökosysteme das Risiko einer schädlichen Umweltveränderung besteht. Erfolge beim Schutz der Ökosysteme gegen zu hohe Stickstoffeinträge kann kaum ein europäisches Land aufweisen, in Deutschland zeichnet sich zwischen den Jahren 2000 und 2010 keine Verminderung der Belastung ab, nahezu alle Ökosysteme sind einem hohen Risiko ausgesetzt.

Tabelle 1-2: Ergebnisse der europaweiten Modellierung von Ökosystemen, die dem Risiko der Versauerung und/oder Eutrophierung ausgesetzt sind (CCE Report 2005)

Country acronym	Risk of acidification in 2000 (% at risk)	Risk of acidification in 2010 (% at risk)	Recovery from acidification in 10 years	Risk of eutrofication in 2000 (% at risk)	Risk of eutrofication in 2010 (% at risk)	Recovery from eutrofication in 10 years
AT	1,04	0,3	71,15%	97,21	87,78	9,70%
BE	77,96	40,25	48,37%	95,1	93,71	1,46%
BG	0	0		98,93	99,26	
BY	63,74	58,39	8,39%	58,58	59,94	
CH	19,09	13,05	31,64%	81,64	71,83	12,02%
CY	0	0		65,84	65,63	0,32%
CZ	78,61	47,14	40,03%	99,54	98,63	0,91%
DE	61,73	41,49	32,79%	97,62	96,84	0,80%
DK	31,59	8,22	73,98%	93,8	85,46	8,89%
EE	0	0		45,25	34,08	24,69%
ES	1,03	0,06	94,17%	87,94	81,61	7,20%
FI	1,53	0,98	35,95%	36,04	28,4	21,20%
FR	14,72	7,93	46,13%	97,9	97,22	0,69%
GB	33,87	16,37	51,67%	28,27	23,85	15,63%
HR	10,73	1,19	88,91%	52,48	43,95	16,25%
HU	0,19	0,01	94,74%	98,45	87,46	11,16%
IE	24,62	12,9	47,60%	88,29	85,1	3,61%
IT	0	0		71,42	65,16	8,77%
LV	7,23	0,61	91,56%	96,34	95,43	0,94%
MD	2,7	2,7	0,00%	0,07	0,11	
NL	80,66	76,78	4,81%	92,05	86,78	5,73%
NO	15,41	11,21	27,26%	3,08	1,44	53,25%
PL	57,51	38,8	32,53%	97,82	96,99	0,85%
RU	1,43	1,39	2,80%	31,72	35,3	
SE	13,96	7,89	43,48%	17,88	10,38	41,95%
SK	24,42	13,49	44,76%	100	99,62	0,38%

Country acronym	Risk of acidification in 2000 (% at risk)	Risk of acidification in 2010 (% at risk)	Recovery from acidification in 10 years	Risk of eutrofication in 2000 (% at risk)	Risk of eutrofication in 2010 (% at risk)	Recovery from eutrofication in 10 years
PT	10,78	4,57	57,61%	94,41	92,07	2,48%
GR	10,5	6,82	35,05%	100	100	0,00%
LU	33,18	22,24	32,97%	100	100	0,00%
AL	0	0		99,98	99,93	0,05%
SI	2,17	0,04	98,16%	100	99,97	0,03%
BA	52,91	45,22	14,53%	99,73	99,64	0,09%
YU	42,84	30,52	28,76%	100	100	0,00%
MK	42,91	17,29	59,71%	100	100	0,00%
RO	7,18	5,76	19,78%	99,13	99,46	-0,33%
UA	27,8	22,73	18,24%	100	100	0,00%
LT	76,58	68,06	11,13%	100	100	0,00%
EU-25	17,75	10,93	38,42%	65,09	60,32	7,33%
CLRTAP	11,63	8,17	29,75%	45,76	45,64	0,26%

Bezugsgröße (100%) sind die Ökosysteme, für die Critical Loads berechnet werden konnten. Die Überschreitung dieser Belastungsgrenzen im Jahr 2000 und 2010 nach Erfüllung des Gothenburg-Protokolls zeigt auf, für wie viel Prozent der Ökosysteme das Risiko einer schädlichen Umweltveränderung weiterhin besteht. Erfolge beim Schutz der Ökosysteme zwischen den Jahren 2000 und 2010 werden durch einen hohen Erholungswert (als Prozentsatz) indiziert.

Im Vergleich mit einigen der anderen europäischen Länder, insbesondere im Nachbarbereich Deutschlands, zeigen sich vergleichbare Trends bei der Verminderung der Umweltbelastung. Die Versauerung ist, mit Ausnahme der Niederlande, überall rückläufig. Allerdings profitieren Länder wie Großbritannien oder Schweden mehr von den im eigenen Land durchgeführten Maßnahmen als z.B. Deutschland, wo Nachbarschaftseinflüsse deutlich stärker den Trend bestimmen (vgl. Abbildung 1-4).

Die zur Eutrophierung der Ökosysteme führende hohe Stickstoffbelastung wird auch von unseren direkten Nachbarländern bis zum Jahr 2010 kaum vermindert (vgl. Abbildung 1-5). Dahingegen sind in Großbritannien und Schweden die Fortschritte beim Schutz der Ökosysteme offensichtlich. Allerdings müssen diese Trends auch kritisch analysiert werden, weil z.B. die zur Critical Load Berechnung verwendeten Methoden und Daten in Großbritannien zu deutlich höheren Belastbarkeitsgrenzen führen, als dies in Deutschland der Fall ist. So kann die Auswahl unterschiedlicher ökologischer Rezeptoren ebenso zu länderspezifischen Unterschieden führen, wie die Verwendung differenter Grenzwerte (critical limits) beim Schutz der Ökosysteme.

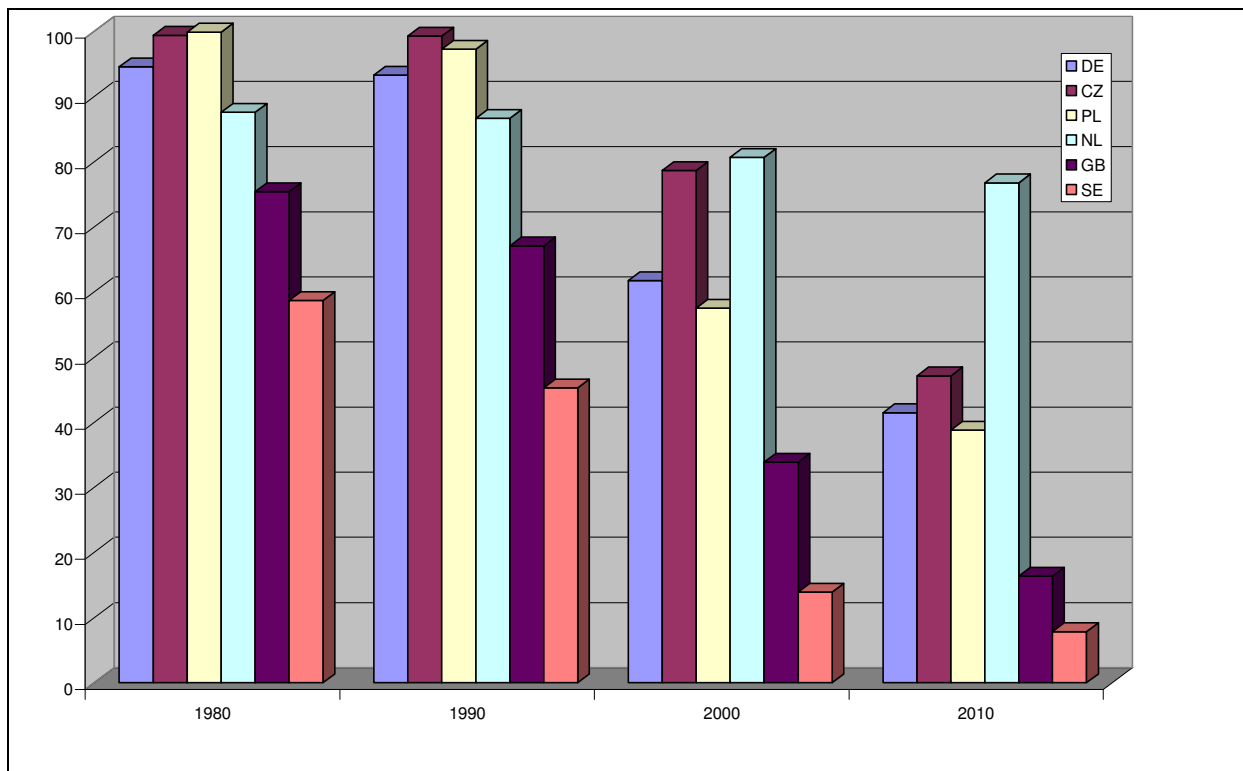


Abbildung 1-4: Veränderung des Anteils von Versauerung bedrohter Ökosystemfläche in Deutschland (blaue Säule), der Tschechischen Republik (rot), Polen (gelb), den Niederlanden (grün), Großbritannien (braun) und Schweden (orange) zwischen 1980 und 2010 nach Erfüllung des Gothenburg-Protokolls

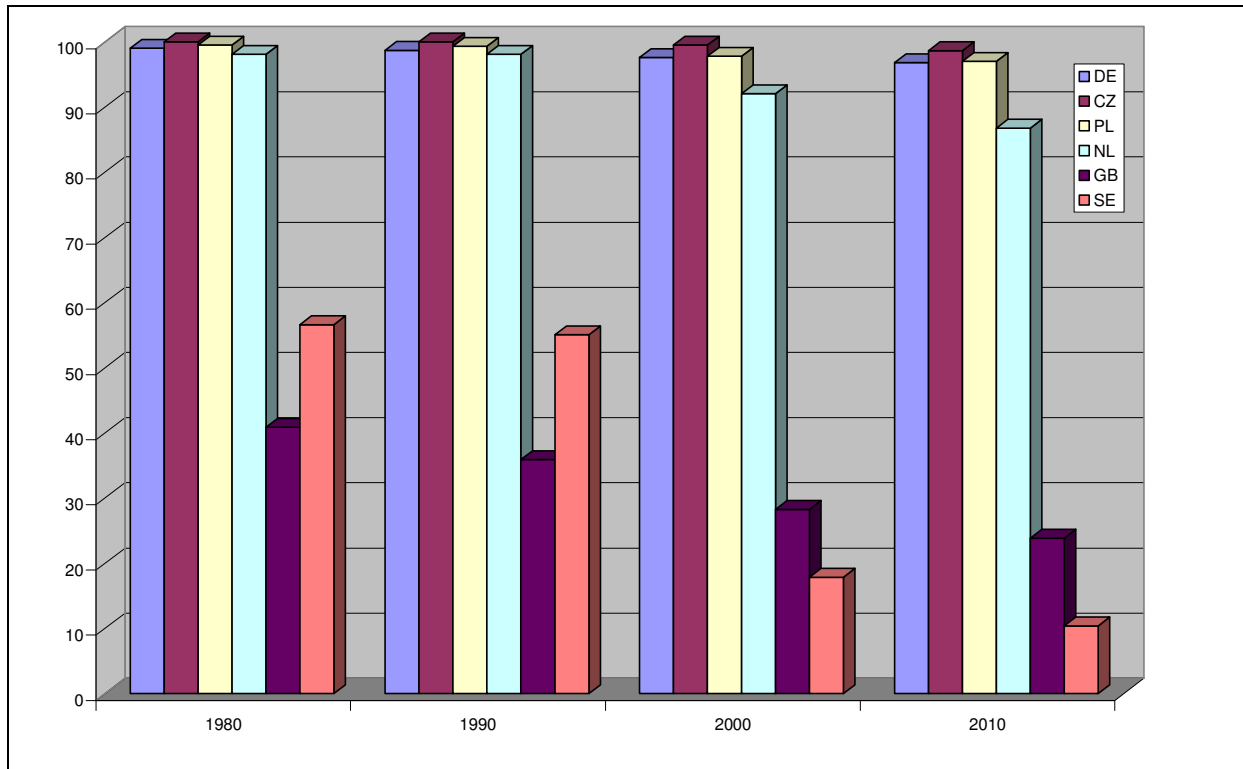


Abbildung 1-5: Veränderung des Anteils von Eutrophierung bedrohter Ökosystemfläche in Deutschland (blaue Säule), der Tschechischen Republik (rot), Polen (gelb), den Niederlanden (grün), Großbritannien (braun) und Schweden (orange) zwischen 1980 und 2010 nach Erfüllung des Gothenburg-Protokolls

2 Die UNECE Konvention LRTAP und die Tätigkeit des NFC Deutschland

Gudrun Schütze, Dr. sc. nat. Hans-Dieter Nagel

2.1 NFC Deutschland für das ICP Modelling and Mapping

Kontinuierlich wurden im Berichtszeitraum die Aufgaben des Deutschen National Focal Centers (NFC-DE) für das ICP Modelling & Mapping unter der CLRTAP, wie sie im Medium-term work-plan der Working Group on Effects (WGE) verbindlich formuliert sind, wahrgenommen. Darüber hinaus wurde das Umweltbundesamt in seiner Vorsitzfunktion bei dem UNECE ICP Modelling & Mapping und der UNECE Working Group on Effects (WGE) inhaltlich mit gesicherten Grundlagen für die Vertretung der Interessen der Bundesrepublik Deutschland im internationalen Rahmen ausgestattet. Ständig erfolgten die Aktualisierung der ICP Modelling & Mapping Homepage und eine weitere Bearbeitung des Mapping Manual entsprechend der Ergebnisse der internationalen Fachdiskussion.

Für das deutsche NFC wurden die Dokumente der WGE Sitzungen auf ihre Vorgaben hinsichtlich der Erarbeitung der deutschen Beiträge ausgewertet. Aus den aktuellen Dokumenten, insbesondere den ‚Joint ICP Reports‘, dem ‚Work-Plan for the Effect-Oriented Activities‘, und dem ‚Status Reports on the Call for European Critical Loads...‘, wurden die Empfehlungen zur Strategieentwicklung analysiert und entsprechend in die deutschen Aktivitäten übernommen. Die Beiträge des NFC wurden auf den jährlichen Beratungen der deutschen Projektteams, die für die Internationalen Cooperative Programmes (ICP) zur LRTAP-Konvention Daten, Ergebnisse und Studien liefern, vorgestellt und mit den Aktivitäten der anderen ICPs abgestimmt.

Entsprechend der Critical-Load-Datenanforderungen durch das Coordination Center of Effects (CCE), dem die Zusammenstellung der internationalen Critical-Load-Datensätze obliegt, wurden aktualisierte nationale deutsche Datensätze bereitgestellt und übermittelt (siehe Anhang A1 und Anhang A2). Der deutsche Critical Load Datensatz einschließlich der Ergebnisse aus der dynamischen Modellierung wurde für Veröffentlichungen im CCE-Report aufbereitet. Mit der Einbindung der neuen Daten wurden die Anforderungen zur Realisierung der EU CAFE-Zielstellungen; zur Analyse der Auswirkungen von Vorgaben der NEC-Richtlinie (Vergleich zu Critical Loads) und zur Ableitung von Maßnahmenempfehlungen erfüllt.

Auf nationaler Ebene dienten die Arbeitsergebnisse aus dem Forschungsvorhaben der Umsetzung der NEC-Richtlinie (Nationales Programm zur Einhaltung der NEC-RL, 2001/81/EG). Darüber hinaus ließen sich auf nationaler und regionaler Ebene weitere, durch die Wirkung von Luftschadstoffen (mit)bedingte Risikobewertungen anhand der erarbeiteten Depositions- und Critical Loads-Modelldaten vornehmen, wie z.B. bei Verfahren zur Risikoabschätzung innerhalb von Genehmigungsverfahren nach der TA-Luft, bei weiteren (Modell-)Anwendungen im Bereich der Ökosystemforschung, Planung, Sicherstellung nachhaltiger Entwicklung und der Formulierung von Umweltqualitätszielen auf unterschiedlichem räumlichen Maßstab.

In der Vorbereitungsphase der zweiten Waldbodenzustandserhebung (BZE II) beteiligte sich das NFC an der Erarbeitung des Konzeptpapiers und des Methodenhandbuchs, damit in der späteren Auswertung mit den Erhebungsdaten auch die Critical Load Ansätze angewendet werden können.

2.2 Expert Panel für Schwermetalle

Zum Projektstart bestand die dringlichste Aufgabe für den Expert Panel in der Fertigstellung des Kapitels des *Modelling and Mapping Manual* (2004) über Schwermetalle rechtzeitig für eine Datenanfrage des CCE zu Critical Loads für Schwermetalle (CL(M)) im Herbst 2004. Danach konzentrierte sich die Arbeit der Expertengruppe auf die Auswertung der Ergebnisse der europäischen CL(M)-Kartierung mit dem Ziel, die Steady-state-Ansätze für Metalle weiter zu entwickeln und erste einfache Methodiken für die dynamische Modellierung zu erarbeiten und abzustimmen. Ein Expert Panel-Treffen fand vom 23. - 25. Januar 2006 in Berlin statt.

Die Koordinatorin des Expert Panel hat als Bestandteil der Aufgabenstellung dieses Projektes fachliche Beiträge für die offizielle Berichterstattung der WGE und die unter der Working Group on Strategy and Review (WGSR) agierende Expert Group on Heavy Metals, später Task Force on Heavy Metal, geleistet. Diese Berichterstattungen erfolgten in Zusammenarbeit mit dem CCE und in Abstimmung mit der Task Force on ICP Modelling and Mapping. Darüber hinaus erfolgten Zuarbeiten zum Review Report der Task Force on Health Effects of Air Pollution über Gesundheitswirkungen von Pb, Cd, Hg.

Über die Ergebnisse der Arbeit des Expert Panel und Beiträge für die Überarbeitung des Schwermetallprotokolls wird im Einzelnen im Kapitel 4 berichtet.

3 Ergebnisse der Arbeiten für das Multikomponenten-Protokoll

Dr. – Ing. habil. Angela Schlutow

3.1 Grundlagen

Unter dem Begriff Critical Loads sind naturwissenschaftlich begründete Belastungsgrenzen zu verstehen, die für die Wirkung von Luftschadstoffen auf unsere Umwelt ermittelt werden. Die Schutzgüter oder Rezeptoren können ganze Ökosysteme sein oder Teile davon. Als Wert für die Critical Loads wird in quantitativer Abschätzung derjenige Schadstoffeintrag bestimmt, bei dessen Unterschreitung nach derzeitigem Kenntnisstand schädliche Effekte am ausgewählten Schutzgut nicht zu erwarten sind.

Mit einer einfachen Massenbilanz werden die Ein- und Austräge von Schadstoffen für ein Ökosystem abgeschätzt. 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.

Versauernd wirkende Stoffeinträge z. B. dürfen danach höchstens der gesamten Säureneutralisationskapazität des Systems entsprechen.

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

Im Vergleich mit der aktuellen Luftbelastung durch diese Schadstoffe zeigt sich dann, in welcher Größenordnung und in welchen Regionen weitere Maßnahmen notwendig sind, um auf Dauer stabile Ökosysteme zu erhalten. Die Einhaltung ökologischer Belastungsgrenzen wird damit Kriterium und Ziel der Maßnahmen im Umweltschutz. Neben der exakten Definition der zu verrechnenden stofflichen Komponenten ist die Vergleichbarkeit der räumlichen Bezugsbasis von Critical Loads und Deposition ein wesentlicher Aspekt der Erfassung der Überschreitung. Sie müssen sich sowohl auf dieselbe Fläche als auch auf denselben Rezeptor beziehen. Deshalb wird für die Erfassung der Deposition eine räumliche Auflösung angestrebt, die der Rezeptorkarte für die Critical-Load-Berechnungen entspricht.

Die Karten der Critical-Load-Überschreitung zeigen im regionalen Maßstab das langfristige Risikopotenzial für Wälder und andere naturnahe Ökosysteme, das sich aus den gegenwärtigen Schadstoffeinträgen in ihrer räumlichen Auflösung ergibt.

Das Critical Load-Konzept zielt auf die langfristige Stabilität der Ökosysteme, die nachhaltig gesichert sein soll. Die Critical Loads und das Ausmaß ihrer Überschreitungen bilden dann die Grundlage für Szenarien zur Verminderung der atmosphärischen Schadstoffbelastung und für die Luftreinhaltepolitik im lokalen oder regionalen Maßstab ebenso wie auf der Ebene der Staaten.

3.2 Ausgangsdaten für die Berechnung der Critical Loads nach der Massenbilanzmethode

Originäre Ausgangsdaten, die entweder direkt Eingang in das Massenbilanz-Modell finden, oder als Ausgangsbasis für die Abschätzung von nicht gemessenen Parametern dienen, konnten aus folgenden Quellen entnommen werden:

3.2.1 Bodenübersichtskarte Deutschlands (BÜK 1000) und Wald-BÜK

Die Bodenübersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland 1:1 000 000 (Hartwich et al. 1995), herausgegeben von der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, stellt die flächenhafte Verbreitung von Bodentypen, zusammengefasst in Leitbodenassoziationen (=Bodeneinheiten), dar. Jeder Bodeneinheit wird ein charakteristisches Bodenprofil – das der Leitbodenform – zugeordnet, wobei die Bodenarten der Horizonte, die Horizontabfolge mit Mächtigkeitsangaben, die Gründigkeit, sowie für jeden Horizont die Ton-, Schluff- und Sandgehalte, der Humus, Gesamt-Kohlenstoff-, Gesamt-Stickstoff- und Carbonatgehalt, der pH-Wert, die Rohdichte, die Lagerungsdichte, die Feldkapazitäten, die Luftkapazität, das Gesamtporenvolumen und der Skelettgehalt angegeben sind. Die nutzungsspezifische BÜK 1000, die im Januar 2005 von der BGR an ÖKO-DATA als digitale Datensätze für Wald und Grünland übergeben wurde, enthält eine nutzungsdifferenzierte Verknüpfung von Legendeneinheit zu einem Leitbodentyp wie folgt:

Legendeneinheit der BÜK 1000 mit Leitbodentyp		
für waldfreie Böden		für Waldböden
1	Podsol-Regosol aus trockenen Sanden im Küstenbereich	wie links
2	Mariner Wattboden, Schlickseewatt im Gezeitenbereich der Nordsee	k.A.
3	Kalkmarsch aus marinen Ablagerungen	k.A.
4	Kleimarsch aus brackischen Ablagerungen	k.A.
5	Kleimarsch aus fluviatilen Ablagerungen	k.A.
6	Niedermoor	
7	Hochmoor	
8	Auenboden (Auengley-Vega) aus lehmig-tonigen Auensedimenten	Braunerde (+Vega)
9	Auenboden (Auengley-Vega) aus kalkhaltigen, tonig-schluffigen Ablagerungen	Braunerde
10	Auenboden (Auenregosol) aus sandigen Flusssedimenten	Gley-Podsol (+Anmoor-gley, Podsol-Braunerde)
11	Auenboden (Auengley-Auenbraunerde) aus lehmig-tonigen Flusssedimenten	Braunerde (+Gley-Vega)
12	Gley aus sandig-lehmigen Sedimenten der Urstromtaeler und Niederungen	Gley (+Podsol-Braunerde, Podsol-Gley)
13	Pararendzina aus kalkhaltigen, lehmigen Hochflut- und Auenablagerungen	Braunerde/Pararendzina
14	Parabraunerde aus sandig-lehmigen Deckschichten auf eiszeitlichen Schotter	wie links
15	Gley-Parabraunerde aus loessbedeckten Terrassenablagerungen	podsolige Braunerde
16	Braunerde aus lehmigen und sandig-lehmigen Flussablagerungen	wie links
17	Gley-Podsol aus sandigen Flussablagerungen	+/- wie links
18	Parabraunerde aus loessvermischten Tertiaerablagerungen	Parabraunerde (+Pseudogley)
19	Parabraunerde aus Geschiebelehm	Pseudogley-Parabraunerde
20	Parabraunerde-Tschernosem aus Geschiebemergel	Braunerde-Regosol
21	Parabraunerde aus lehmig-sandigen, kalkhaltigen Moraenenablagerungen	Braunerde
22	Pseudogley aus Geschiebedecksand ueber Geschiebelehm	wie links
23	Gley-Pseudogley aus lehmig-sandigem Geschiebemergel	Braunerde-Gley (+Pseudogley)
24	Pseudogley-Tschernosem aus Geschiebelehm mit lehmig-sandiger Deckschicht	Parabraunerde (+Pseudogley)
25	Podsol-Parabraunerde aus sandigen Deckschichten ueber Geschiebelehm	Pseudogley-Podsol
26	Fahlerde aus sandigen Deckschichten ueber Geschiebelehm	Braunerde
27	Baender-Parabraunerde aus sandig-lehmigen Bildungen in Endmoraenenengebieten	Braunerde (+BB-Regosol)
28	Podsolige Pseudogley-Braunerde aus Geschiebedecksand ueber Geschiebelehm	wie links
29	Braunerde-Pseudogley aus Deckschichten ueber Geschiebelehm	wie links
30	Podsolige Braunerde aus kalkhaltigen, loessvermischten Moraenenablagerungen	Pseudogley-Parabraunerde (+Parabraunerde)
31	Braunerde-Podsol aus trockenen, naehrstoffarmen Sanden	wie links
32	Braunerde aus naehrstoffreichen Sanden	wie links
33	Eisenhumuspodsol aus naehrstoffarmen Sanden	Podsol (+Podsol-Braunerde)
34	Regosol aus trockenen, naehrstoffarmen Sanden	Podsol (+Podsol-Braunerde)
35	Pararendzina aus Loess	Braunerde-Pararendzina
36	Tschernosem aus Loess	k.A.

Legendeneinheit der BÜK 1000 mit Leitbodentyp		
für waldfreie Böden		für Waldböden
37	Braunerde-Tschernosem aus Loess	Rendzina
38	Pseudogley-Tschernosem aus Loess	wie links
39	Tschernosem des Oberrheintals aus Loess und loessaehnlichen Ablagerungen	k.A.
40	Tschernosem-Parabraunerde aus Loess	Parabraunerde (+Pseudogley)
41	Parabraunerde-Tschernosem aus Loess	k.A.
42	Fahlerde aus Loess	Parabraunerde (+Pseudogley-Braunerde)
43	Parabraunerde-Pseudogley aus Loess	Braunerde
44	Parabraunerde aus loessvermischten Verwitterungsprodukten von Silikatgesteinen	Pseudogley-Braunerde (+Braunerde-Pseudogley)
45	Braunerde aus sandvermischem Loess	Braunerde (+Braunerde-Pseudogley)
46	Baender-Parabraunerde aus Sandloess	Braunerde/Pseudogley
47	Braunerde aus basaltgrushaltigem Loesslehm	wie links
48	Pseudogley aus Loess	+/- wie links
49	Rendzina aus Verwitterungsprodukten von Kalk-, Mergel- u. Dolomitgesteinen	Terra fusca (+Braunerde-Rendzina)
50	Braunerde-Terra fusca aus lehmig-tonigen Verwitterungsprodukten von Kalk-, Mergel- und Dolomitgesteinen	wie links
51	Braunerde-Pelosol aus Verwitterungsprodukten von Mergel- und Tongesteinen	wie links
52	Braunerde aus Mergelgesteinen und kalkhaltigen Schottern	Braunerde (+Parabraunerde, Pseudogley)
53	Braunerde aus basischen und intermediaeren magmatischen Gesteinen	wie links
54	Braunerde aus basenreichen Tuffen	wie links
55	Braunerde aus sauren magmatischen und metamorphen Gesteinen	wie links
56	Braunerde aus loessvermischten Verwitterungsprodukten saurer bis intermediärer Gesteine	wie links
57	Podsolige Braunerde aus sauren magmatischen und metamorphen Gesteinen	wie links
58	Pseudogley-Braunerde aus loessvermischten Verwitterungsprodukten von Schluff- und Tongesteinen	wie links
59	Braunerde aus loessvermischten Verwitterungsprodukten von harten Ton- und Schluffgesteinen	Braunerde (+Braunerde-Pseudogley)
60	Podsol-Braunerde aus Verwitterungsmaterial von harten Ton- und Schluffgesteinen	Braunerde
61	Braunerde aus quarzitischen Sandsteinen und Konglomeraten	Braunerde
62	Podsolige Braunerde aus loesshaltigen Deckschichten ueber Sandstein und Quarzit	Braunerde
63	Braunerde-Podsol aus basenarmen Sandsteinen und Quarziten	Podsol-Braunerde (+Braunerde-Pseudogley)
64	Parabraunerde-Pseudogley aus loessvermischten Deckschichten ueber Sandstein und Quarzit	Braunerde (+Pseudogley)
65	Parabraunerde aus Loesslehm ueber unterschiedlichen Gesteinen	Braunerde (+Pseudogley)
66	Braunerde-Pelosol aus loessvermischem Verwitterungsmaterial unterschiedlicher Gesteine	Pseudogley-Braunerde (+Parabraunerde)
67	Rotplastosol der tertiaeren Bodenbildung	Rotlatosol-Parabraunerde-Braunerde
68	Pseudogley-Pararendzina aus Verwitterungsprodukten von Kalk- und Dolomitgestein	Rendzina (+Parabraunerde)
69	Syrosem aus Kalk- und Dolomitgesteinen	Rendzina
70	Pararendzinen aus anthropogenen Ablagerungen der Grossstaedte	k.A.

Legendeneinheit der BÜK 1000 mit Leitbodentyp		
für waldfreie Böden		für Waldböden
71	Lockersyrosen (Auftragsboden) auf Kippenflaechen	k.A.

3.2.2 Karte der Landnutzungsverteilung (Corine Land Cover)

Die flächige Verteilung der untersuchten Rezeptoren in Deutschland wird aus der CORINE Land Cover (StBA; UBA 2005) 1:1 000 000 entnommen.

Folgende Legendeneinheiten der CORINE-Karte werden als Rezeptorflächen betrachtet:

211 nicht bewässertes Ackerland

231 Wiesen und Weiden

311 Laubwälder

312 Nadelwälder

313 Mischwälder

321 natürliches Grünland

322 Heiden und Moorheiden

412 Torfmoore

3.2.3 Klima-Daten Deutschlands (DWD 2001)

Vom Deutschen Wetterdienst in Offenbach (DWD), Abteilung Klima und Umwelt, wurden folgende Raster-Datenbanken zur Verfügung gestellt:

- Mittlere monatliche Lufttemperatur für die Monate Januar-Dezember aus dem Zeitraum 1971-2000 (DWD 2001b)
- Mittlere monatliche Niederschlagsmengen für die Monate Januar-Dezember aus dem Zeitraum 1971-2000 (DWD 2001a)

Die Daten liegen als ASCII-Datei vor und stellen eine Matrix von 654 * 866 Punkten. Jeder dieser Punkte verkörpert den Wert einer 1 x 1 km² großen Zelle.

3.2.4 Karte der Sickerwasserrate (Hydrologischer Atlas Deutschlands)

Die Karte der „mittleren jährlichen Sickerwasserrate aus dem Boden“ wird dem Hydrologischen Atlas von Deutschland (BMU 2003) entnommen. Diese aktuelle Datenbasis wurde seitens der BGR digital zur Verfügung gestellt. Sie beschreibt die räumliche Verteilung der Sickerwasserraten im Maßstab 1:1 Mio. bzw. mit einer Rasterauflösung von 1 x 1 km auf der geometrischen Bezugsbasis des ATKIS-DLM 1000.

3.3 Critical Loads für Säureeinträge

3.3.1 Methodischer Ansatz

Dem Eintrag bzw. der Bildung von Protonen wird seitens des Bodens durch diverse Puffermechanismen entgegengewirkt, die pH-Wert abhängig sind. Reicht die Wirkung einer Puffersubstanz nicht mehr aus, den Protoneneintrag zu kompensieren, findet eine Absenkung des pH-Wertes statt und der im folgenden pH-Bereich befindliche Puffer wird wirksam. Die Geschwindigkeit der pH-Wertabsenkung ist sowohl von der Menge der deponierten Protonen als auch von diversen Faktoren wie der Verwitterung basischer Kationen, dem Klima, der Vegetation u. a. abhängig.

In der Critical Load-Berechnung werden zwei verschiedene Definitionen für die Summe der basischen Kationen verwendet ((1) $BC = Ca^{2+} + Mg^{2+} + K^{+} + Na^{+}$ (für die Gesamtheit der basischen Kationen) (2) $Bc = Ca^{2+} + Mg^{2+} + K^{+}$ für den für die Pflanzen essenziellen Anteil an den basischen Kationen).

Der Critical Load für den aktuellen Säureeintrag wird in Anwendung der Massenbilanz-Methode entsprechend Manual (ICP Mapping and Modelling 2004) nach folgender Gleichung berechnet, die folgende Quellen und Senken für Protonen berücksichtigt:

$$CL(S+N) = CL(S) + CL(N) = BC * dep - Cl * dep + BCw - Bcu + Ni + Nu + Nde - ANC_{le(crit)} \quad \text{Gleichung 3-1}$$

wobei:

CL	=	Critical Load (Belastungsgrenzwert) [eq ha ⁻¹ a ⁻¹]
S	=	Schwefelverbindungen
N	=	Stickstoffverbindungen

BC_{dep}^*	=	seesalzkorrigierte Rate der Deposition basischer Kationen [eq ha ⁻¹ a ⁻¹]
Cl_{de}^*	=	seesalzkorrigierte Rate der Deposition von Cloridionen [eq ha ⁻¹ a ⁻¹]
BC_w	=	Freisetzungsrates basischer Kationen durch Verwitterung [eq ha ⁻¹ a ⁻¹]
Bc_u	=	Netto-Aufnahmerate basischer Kationen durch die Vegetation [eq ha ⁻¹ a ⁻¹]
N_i	=	Stickstoff-Immobilisierungsrate [eq ha ⁻¹ a ⁻¹]
N_u	=	Netto-Stickstoff-Aufnahmerate durch die Vegetation [eq ha ⁻¹ a ⁻¹]
N_{de}	=	Stickstoff-Denitrifikationsrate [eq ha ⁻¹ a ⁻¹]
$ANC_{le(crit)}$	=	Kritische Austragsrate der Säureneutralisationskapazität mit dem Sickerwasser [eq ha ⁻¹ a ⁻¹]

Da einige Senkenprozesse aus der Massenbilanz nur für den Stickstoff gelten (Pflanzenaufnahme und Immobilisierung), muss die **maximal** zulässige Deposition von Säurebildnern ohne diese formuliert werden, so dass der Grenzwert auch unter der Annahme gültig bleibt, dass allein Schwefelverbindungen eingetragen werden [$Cl_{max}(S)$].

Damit wird gewährleistet, dass die ermittelten Grenzwerte für Säureeinträge unter allen möglichen Depositionsbedingungen gelten und nicht die N-bezogenen Senkenprozesse für den Ausgleich von S-Einträgen herangezogen werden können:

$$CL_{max}(S) = BC_{dep}^* - Cl_{de}^* + BC_w - Bc_u - ANC_{le(crit)}. \quad \text{Gleichung 3-2}$$

Sind jedoch die Anteile von Schwefel- und Stickstoffverbindungen an der aktuellen Gesamtdosition von Säurebildnern z. B. eines Jahres bekannt – wie es aufgrund der Methoden der Depositionserfassung für Deutschland in der Regel der Fall ist (vgl. Kap. 3.5 und GAUGER et al. 2007, Abschlussbericht zum UBA-Projekt FKZ 204 63 252) – wird die Critical Load-Funktion gebildet, um eine schadstoffspezifische Bilanz von aktuellem Depositionswert (S_{dep} ; N_{dep}) zu dem Wertepaar auf der Critical Load-Funktion (S_{crit} ; N_{crit}) zu ermitteln, die die kürzeste Distanz („Exceedance“) darstellt (vgl. Kap. 3.5.2) und somit die Ableitung der effektivsten schadstoffspezifischen Minderungsmaßnahmen an den Emittenten gewährleistet.

Für den Deutschen Datensatz der Critical Loads und Exceedances 2005 gehen wir nach beiden Methoden vor, d.h. wir ermitteln sowohl die schadstoffunabhängigen Critical Loads für Säureeinträge $CL_{max}(S)$, als auch die schadstoffspezifischen Critical Load-Funktionen $CL(S+N)$ (vgl. Kap. 3.5.3) mit den Eckwerten für die mindestens erforderliche N-Zufuhr zur Versorgung der Vegetation und der Bodenflora ($CL_{min}(N)$) sowie dem maximalen Critical Load für versauernde N-Einträge für den Fall, dass kein Schwefel deponiert wird ($CL_{max}(N)$) wie folgt:

$$CL_{min}(N) = N_i + N_u \quad \text{Gleichung 3-3}$$

$$CL_{max}(N) = CL_{min}(N) + \frac{CL_{max}(S)}{1 - f_{de}} \quad \text{Gleichung 3-4}$$

mit:

f_{de} = Denitrifikations-Faktor (vgl. Kap. 3.4.2.4)

Die Eingangsdaten für die Parameter BC_{dep}^* , Cl_{de}^* , BC_w , Bc_u und N_u werden unmittelbar oder mittelbar aus Referenzmessungen gewonnen. N_i und N_{de} werden auf der Basis begründeter Annahmen abgeschätzt (vgl. Kap. 3.4.2.2 und 3.4.2.4).

Demgegenüber ist der Term $ANC_{le(crit)}$ nur bestimmbar, wenn man ein Modell zu seiner Berechnung heranzieht, was in die Formel für den Critical Load integriert werden kann.

Eine weitere Modifizierung der Formel in den Critical Load ergibt sich aus der Festlegung, dass bei der $ANC_{le(crit)}$ -Berechnung Fallentscheidungen implementiert sind, die den besonderen Schutz wertvoller und seltener Bodentypen oder besonders sensibler Vegetationskomplexe garantieren soll.

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

Modellansätze zur Ermittlung der kritischen Auswaschungsrate von Säureneutralisationskapazität

$ANC_{le(crit)}$

Nach Manual (*ICP Mapping and Modelling* 2004) findet eine vollständige Säureneutralisation im Boden statt, wenn ein Gleichgewicht zwischen basischen Ionen und sauren Ionen in der Bodenlösung herrscht:

$$[H]^+ + [Al]^{3+} + [Bc]^+ + [NH_4]^+ = [SO_4]^{2-} + [NO_3]^- + [HCO_3]^- + [RCOO]^- \quad \text{Gleichung 3-5}$$

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

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

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

$$[ANC]_{le} = +[HCO_3]_{le}^- + [RCOO]_{le}^- - [H]_{le}^+ - [Al]_{le}^{3+} \quad \text{Gleichung 3-6}$$

→ wo bleiben die Bc, SO₄ und NO₃ aus Gl. 3-5? Sollte kurz erwähnt werden. Diese Darstellung ist sehr verkürzt; auf der anderen Seite wird das Carbonatgleichgewicht genau erklärt, das aber meist nur eine geringe Rolle spielt.

In dem ganzen Kapitel sollte mal auf das **Manual** verwiesen werden, da stehen solche Hintergründe gut beschrieben drin!

Die Auswaschungsrate von Hydrogenkarbonat kann nach folgenden Formeln berechnet werden:

$$HCO_{3,le} = PS [HCO_3] \quad \text{Gleichung 3-7}$$

$$[HCO_3] = \frac{K_1 \cdot K_H \cdot p_{CO_2}}{[H]} \quad \text{Gleichung 3-8}$$

wobei:

K_1 = 1. Dissoziations-Konstante

K_H = Henrys Konstante

p_{CO_2} = Partialdruck von CO₂ in der Bodenlösung

PS = Sickerwasserrate [m³/a]

Diese 2 Terme sind temperaturabhängig:

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

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

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

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

$$[RCOO^-] = \frac{m \cdot DOC \cdot K_1}{K_1 + [H]} \quad \text{Gleichung 3-9}$$

wobei:

DOC = Konzentration gelösten organischen Kohlenstoffs in [molC m⁻³]

m = Konzentration der funktionalen Gruppen

K_1 = 1. Dissoziations-Konstante = Oliver-Konstante

DOC ist eine bodenartspezifische Größe (vgl. Kap. 3.3.2.3).

m ergibt sich in der durchwurzelten Schicht wie folgt entsprechend Manual (*ICP Mapping and Modelling* 2004):

Für alle A-Horizonte: 0,014 [mol molC⁻¹] Für alle B u. C-Horizonte: 0,044 [mol molC⁻¹]

K_1 lässt sich aus dem Verhältnis von K_1 zum pH-Wert des Bodens wie folgt entsprechend Manual (*ICP Mapping and Modelling* 2004) ableiten:

$$pK_1 = -\log_{10} K_1 = 0,96 + 0,9 \cdot pH - 0,039 \cdot (pH)^2 \quad \text{Gleichung 3-10}$$

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

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

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

$$ANC_{le(crit)} = -Al_{le(crit)} - H_{le(crit)} = -PS \cdot ([Al]_{crit} + [H]_{crit}) \quad \text{Gleichung 3-11}$$

wobei:

$$\begin{aligned} [H]_{crit}^{+} &= \text{Kritische Konzentration H}^{+}\text{-Ionen [eq m}^{-3}\text{]} \\ [Al]_{crit}^{3+} &= \text{Kritische Konzentration von Al}^{3+}\text{-Ionen [eq m}^{-3}\text{]} \\ PS &= \text{Sickerwasserrate [m}^3 \text{a}^{-1}\text{]} \end{aligned}$$

Das Verhältnis von H und Al wird als Gibbsit-Gleichgewicht wie folgt bestimmt:

$$[Al] = K_{gibb} \cdot [H]^3 \quad \text{or} \quad [H] = ([Al]/K_{gibb})^{1/3} \quad \text{Gleichung 3-12}$$

wobei K_{gibb} die Gibbsit-Gleichgewichts-Konstante ist.

Wir wenden die gebräuchliche Konstante für anhydromorphe mineralische Böden von $K_{gibb}=300 \text{ m}^6 \text{ eq}^{-2} \text{ an}$.

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

Variante 1: Schutz der Pflanzen vor Intoxikation

Variante 1 a: Bc/Al-Verhältnis

Eine zu hohe Al^{3+} -Konzentration kann toxisch auf die Pflanzen des Ökosystems wirken, wenn nicht gleichzeitig genügend basische Kationen als Alternative für die Aufnahme durch die Pflanzen in der Bodenlösung zur Verfügung stehen. Grenzkriterium für den Verlust an Säureneutralisationskapazität ist deshalb das Verhältnis der durch Verwitterung freigesetzten pflanzenverfügbaren basischen Kationen $Bc = Ca + Mg + K$ zu Al^{3+} -Ionen. Diese Schwelle zur Schädigung ist pflanzenartspezifisch unterschiedlich hoch. Die kritische Aluminium-Auswaschungsrate, die sich ergibt, wenn ein kritisches (beginnend toxisch zu wirkendes) Bc/Al-Verhältnis in der den Vegetationstyp beherrschenden Pflanzenart erreicht ist, lässt sich wie folgt ermitteln:

$$Al_{le(crit)} = 1,5 \cdot \frac{Bc_{le}}{(Bc/Al)_{crit}} = 1,5 \cdot \frac{Bc_{dep} + Bc_w - Bc_u}{(Bc/Al)_{crit}} \quad \text{Gleichung 3-13}$$

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

$$Bc_{le} = Bc_{dep} + Bc_w - Bc_u \quad \text{Gleichung 3-14}$$

wobei:

$$\begin{aligned} Bc_{le} &= \text{Basenauswaschung [eq ha}^{-1} \text{a}^{-1}\text{]} \\ Bc_{dep} &= \text{nicht seesalzkorrigierte Rate der Deposition pflanzenphysiologisch wirksamer basischer Kationen (Ca, Mg, K) [eq ha}^{-1} \text{a}^{-1}\text{]} \\ Bc_w &= \text{Freisetzungsrates pflanzenphysiologisch wirksamer basischer Kationen durch Verwitterung [eq ha}^{-1} \text{a}^{-1}\text{]} \\ Bc_u &= \text{Netto-Aufnahmerate pflanzenphysiologisch wirksamer basischer Kationen durch die Vegetation [eq ha}^{-1} \text{a}^{-1}\text{]} \end{aligned}$$

Die Ermittlung der Verwitterungsrate basischer Kationen wird in Kap. 3.3.2.1 und der Entzug basischer Kationen in Kap. 3.3.2.2 erläutert.

Durch Einsetzen in die Ausgangsgleichung 3-11 ergibt sich in Anwendung der Massenbilanz folgende allgemeine Gleichung zur Bestimmung des kritischen Austrags von Protonen:

$$-ANC_{le(crit)} = PS^{2/3} \cdot \left(1,5 \cdot \frac{Bc_{dep} + Bc_w - Bc_u}{K_{gibb} \cdot (Bc/Al)_{crit}} \right)^{1/3} + 1,5 \cdot \frac{Bc_{dep} + Bc_w - Bc_u}{(Bc/Al)_{crit}} \quad \text{Gleichung 3-15}$$

Variante 1b: Bc/H-Verhältnis

In einigen wenigen Fällen, z. B. in Böden, die grundwasserbeeinflusst sind (Sümpfe, Moore) und Böden mit einem sehr hohen Anteil organischer Substanz (gemessen als gelöster organischer Kohlenstoffgehalt „Dissolved Organic Carbon“ = DOC > 30 mg l⁻¹), in denen Aluminium so gut wie nicht vorhanden ist oder dessen Wirkung weitgehend abgeschwächt wird, soll als kritische Schwelle für die Toxizität das Verhältnis basischer Kationen zu Wasserstoff (Bc/H⁺)_{crit} zur Bestimmung des Critical Load für Säure herangezogen werden. Die kritische Auswaschungsrate von Protonen wird bestimmt durch:

$$H_{le(crit)} = 0,5 \cdot \frac{Bc_{le}}{(Bc/H)_{crit}} \quad \text{Gleichung 3-16}$$

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

$$-ANC_{crit} = -0,5 \left(\frac{Bc_w + Bc_{dep} - Bc_u}{(Bc/H)_{crit}} \right)$$

Das kritische Bc/H-Verhältnis kann für Laubbäume und Krautvegetation auf 0,3 · Bc/Al und für Nadelbäume auf 1 · Bc/Al (d. h. Bc/H = Bc/Al) gesetzt werden (siehe *Manual, ICP Modelling and Mapping* 2004).

Die Anwendung der Variante 1b kommt in Deutschland bei den Bodeneinheiten Niedermoor (Legenden-Einheit 6 der BÜK), Hochmoor (Legenden-Einheit 7) und Moor-Auenboden (Legenden-Einheit 10) in Frage. Alle anderen 68 terrestrischen Bodeneinheiten mit überwiegend mineralischen Leitbodenassoziationen der BÜK wurden nach Variante 1a berechnet (siehe Kap. 3.3.2.3).

Variante 2 : Erhaltung der Boden-Stabilität

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

$$Al_{le(crit)} = Al_w \quad \text{Gleichung 3-17}$$

wobei: Al_w = Verwitterungsrate von Al aus primären Mineralien (eq ha⁻¹ a⁻¹)

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

$$Al_w = p \cdot BC_w \quad \text{Gleichung 3-18}$$

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

$$-ANC_{crit} = -p \cdot BC_w + PS^{\frac{2}{3}} \left(\frac{p \cdot BC_w}{K_{gibb}} \right)^{\frac{1}{3}} \quad \text{Gleichung 3-19}$$

wobei:

p = Verhältnis von BC_w zu Al_w , wobei in Mitteleuropa $p = 2$ gesetzt wird

(Manual, ICP Mapping and Modelling 2004).

wobei K_{gibb} die Gibbssit-Gleichgewichts-Konstante ist.

Wir wenden die gebräuchliche Konstante für anhydromorphe mineralische Böden von $K_{gibb}=300 \text{ m}^6 \text{ eq}^{-2}$ an.

K_{gibb} ist noch nicht erklärt in dem Kapitel, obwohl es sehr zentral ist. Welcher wert wurde genommen? 8,04 ?

Variante 3 : Erhaltung des bodentypischen pH-Wertes bzw. des typischen Basenpools

Böden mit Basensättigungswerten $> 30 \%$ verfügen über einen größeren Basenpool, der besondere Bedeutung für die Entwicklung von Pflanzengesellschaften und damit von Biozönosen hat, die auf den Basenreichtum angewiesen sind. Bei diesen Böden würde aber nach der Bestimmungsmethode der kritischen Auswaschungsrate von Säureneutralisationskapazität nach den o. g. Methoden (Variante 1 und 2) eine relativ hohe Auswaschungsrate tolerierbar sein, weil in basenreichen Böden zunächst ein großer Basenvorrat zur Verfügung steht, der für die Auswaschung freigegeben würde. Nach den Gleichungen für den Critical Load (1a) bzw. (2), die eine Auswaschungsrate von Säureneutralisationskapazität bis zu einem kritischen Grenzpunkt in Abhängigkeit vom Aluminium-Gehalt in der Bodenlösung zulässt, würde somit der gesamte Basenvorrat für die Pufferung von Säureeinträgen zur Verfügung gestellt werden, was zum Verlust wertvoller Ökosysteme führen würde, die auf der Basis kalk- oder basenreicher Substrate entstanden und auf diese angewiesen sind. Ein Austrag von Säureneutralisationskapazität darf bei allen Böden nur zugelassen werden bis zur Erreichung der unteren Grenze des pH-Wertes bzw. der Basensättigung des natürlichen Pufferbereiches, zu dem die Bodenform nach Bodenart, Muttergestein und Horizontfolge im unbelasteten Zustand gehört (vgl. Tabelle 3-11).

Da gilt:

$$pH=3-\log_{10}([H]_{crit}) \quad \text{Gleichung 3-20}$$

wobei:

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

kann man die Gleichungen 3-11 und 3-12 wie folgt umformen:

$$-ANC_{le(crit)} = PS \cdot (K_{gibb} \cdot [H]_{crit}^3 + [H]_{crit}) \quad \text{Gleichung 3-21}$$

Humusreiche Böden, die nach Variante 1b berechnet werden, haben nur mehr oder weniger geringe Gehalte an mineralischen Festphasen, da sie überwiegend aus organischer Substanz gebildet wurden. Deshalb können keine Aussagen zum natürlichen pH-Wert der Bodeneinheiten 6,7 und 10 gemacht werden. Die Variante 3 wird deshalb nur für die mineralischen Böden (BÜK - Bodeneinheiten 1-5, 8, 9, 11-71) berechnet.

Variantenvergleich:

Um die jeweils empfindlichste Komponente des Ökosystems wirksam mit Hilfe des Critical Loads zu schützen, ist nun ein Vergleich der Ergebnisse der Varianten notwendig.

Der niedrigste Wert, der sich für ein Ökosystem aus den Variantenrechnungen ergibt, soll als Critical Load gelten:

$$CL_{max}(S)=\min\{ CL(1a)_{max}(S), CL(2)_{max}(S), CL(3)_{max}(S)\} \quad \text{Gleichung 3-22}$$

Weitere Varianten:

Die im Manual (ICP Mapping and Modelling 2004) alternativ vorgeschlagenen Varianten wurden nicht angewendet, weil sie entweder zu dem gleichen Ergebnis wie die o. g. Varianten geführt hätten (Critical aluminium to base cation ratio) oder keine receptorspezifische Regionalisierung zugelassen hätten (Critical aluminium concentration, Critical ANC concentration).

3.3.2 Erhebung und Berechnung der Eingangsdaten

3.3.2.1 Freisetzungsrates basischer Kationen durch Verwitterung (BC_w)

Die Freisetzung basischer Kationen durch Verwitterung (im Folgenden auch kurz als „Verwitterungsrate“ bezeichnet) wird entsprechend Manual (*ICP Mapping and Modelling* 2004) im ersten Schritt anhand der Verknüpfung von Ausgangssubstrat (Muttergesteinsklasse) und Tongehalt (Texturklasse) bestimmt (vgl. Tabelle 3-1). Die Abschätzung der Muttergesteinsklasse erfolgt dabei aus den beschreibenden Angaben der BÜK-1000-Legende, wobei eine Modifizierung unter Berücksichtigung der spezifischen Wald-BÜK nicht erforderlich ist, da das Muttergestein von forstlicher Nutzung unbeeinflusst bleibt (vgl. Tabelle 3-1).

Tabelle 3-1: Zuordnung der Bodeneinheiten der BÜK 1000 zu den Muttergesteinsklassen

Muttergesteinsklasse		Bodeneinheit (Legendenpunkt - Nr. der BÜK 1000)
0	Torfe	2,6,7
1	Saure Gesteine	1,12,16,17,25,28,29,31,33,34,44,45,46,48,55,56,57,59,60,61,63,64,70,71
2	Neutrale Gesteine	4,5,15,18,22,26,32,40,41,42,43,47,58,62,65,67
3	Basische Gesteine	8,10,11,14,19,20,23,24,27,30,36,37,38,39,51,52,53,54,68
4	Kalkhaltige Gesteine	3,9,13,21,35,49,50,66,69

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

Die Tongehalte, die in der Datenbank zur BÜK 1000 horizontweise für das Leitbodenprofil jeder Bodeneinheit angegeben sind, beziehen sich auf den Gesamtboden. Maßgebend für die Bestimmung der Freisetzung basischer Kationen durch Verwitterung ist jedoch nur der Tonanteil, der im Feinboden enthalten ist. Der effektiv dem Verwitterungsprozess unterzogene Feinbodenanteil lässt sich in jedem Horizont vom Grobbodenanteil differenzieren, wenn man den Skelettanteil, wie er in der BÜK-Legende angegeben wird, bei der Angabe des Horizont-Tonanteiles wie folgt umrechnet:

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

Gleichung 3-23

wobei:

T_{eff} = effektiver Tonanteil [%]
 T_{ges} = Gesamttonanteil [%]
 S = Skelettanteil [%]

Die in der BÜK-Datenbank für die Leitbodenprofile horizontweise enthaltene Angabe der Skelettklassen lassen sich entsprechend der *Bodenkundlichen Kartieranleitung*, 4. Auflage (*Arbeitsgruppe Bodenkunde* 1994), absoluten Skelettgehalten (Klassenmittelwerte) zuordnen: Skelettklasse 1 entspricht mittlerem Skelettanteil von 1 %, Klasse 2 = 9 %, Klasse 3 = 26 %, Klasse 4 = 50 %, Klasse 5 = 72 %, Klasse 6 = 92 %.

Je höher also der Skelettanteil ist, desto geringer ist der effektive Tonanteil und somit die Texturklasse sowie die über die Verknüpfung von Muttergestein und Textur abgeleitete Verwitterungsrate.

Für jede Bodeneinheit wurde nun horizontweise aus dem effektiven Ton- und Sandgehalt die entsprechende Texturklasse des Horizonts abgeleitet (vgl. Tabelle 3-2). Wenn zwei Texturklassen innerhalb einer Horizont vorkommen (z. B. bei der BÜK-Legendeinheit 45: Ap-Horizont = sandvermischter Löss = Slu), wird dies durch die Kombination zweier Texturklassen in Form von z. B. 1/3 angezeigt.

Tabelle 3-2: Matrix zur Bestimmung der Texturklasse aus Sand- und Tongehalten (*Eurosoil* 1999).

Texturklasse	Name	Definition
1	grob	Ton < 18 % und Sand ≥ 65 %
2	mittelgrob	Ton < 35 % und Sand > 15 %, aber Ton ≥ 18 % wenn Sand ≥ 65 %
3	mittelfein	Ton < 35 % und Sand < 15 %
4	fein	35 % ≤ Ton < 60 %
5	sehr fein	Ton ≥ 60 %

Die Zuordnung des effektiven Tongehalts der einzelnen Horizonte zu den Texturklassen erfolgte über eine Fuzzyfizierung der Zugehörigkeit von Tongehalt zu Texturklassen. Die Bestimmung der Freisetzung basischer Kationen durch Verwitterung erfolgte nun anhand der Verknüpfung von Ausgangssubstrat (Muttergesteinsklasse, vgl. Tabelle 3-1) und effektivem Tongehalt (Texturklasse, vgl. Tabelle 3-2) durch Zuordnung zu einer Verwitterungsklasse.

Ausgehend von lokalen Untersuchungen haben *de Vries* (1991), *de Vries et al.* (1993) sowie *Sverdrup und Warfvinge* (1988) auf der Basis von Modellierungen Matrizen zur Bestimmung der Verwitterungsrate bzw. -klasse aus den zuvor erläuterten Parametern Muttergesteinsklasse und Texturklasse erstellt (vgl. Tabelle 3-3).

Tabelle 3-3: Bestimmung der Verwitterungsklasse

Verwitterungsklasse	Texturklasse										
Muttergesteinsklasse	1	1/2	1/3	1/4	2	2/3	2/4	3	3/4	4	5
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1	1	2	3	3	3	4	4	5	5	6	6
2	2	3	4	4	4	5	5	6	6	6	6
3	2	3	4	4	5	6	6	6	6	6	6
4	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20

Quelle: *de Vries* (1991), *de Vries et al.* (1993)

Für jeden Horizont wird nun aus dem mittleren effektiven Tongehalt dieser Schicht die Zugehörigkeitsgrade zu zwei Texturklassen und aus dieser die Zugehörigkeitsgrade zu Verwitterungsklassen (unter Berücksichtigung der Muttergesteinsklasse) abgeleitet.

Jetzt müssen die Klassenzugehörigkeitsgrade wieder defuzzifiziert werden, um einen konkreten Wert für eine Verwitterungsrate zu ermitteln. Dann erfolgt eine tiefenstufengewichtete Mittelwertbildung über die Verwitterungsklassenmittelwerte (vgl. Tabelle 3-4) jeder Horizontschicht.

Tabelle 3-4: Verwitterungsrate bezogen auf 0,5 m Bodentiefe nach *de Vries et al.* (1993)

Verwitterungsklasse	Verwitterungsrate [eq ha ⁻¹ a ⁻¹]	Verwitterungsklasse	Verwitterungsrate [eq ha ⁻¹ a ⁻¹]
0	0	4	1000
1	250	5	1250
2	500	6	1500
3	750	10	2500

De Vries et al. (1993) haben für die Ableitung der Verwitterungsrate als Parameter der Critical Loads eine Bodenschicht von 0,5 m zugrunde gelegt. Die durchwurzelte Tiefe kann aber in Deutschland (z. B. bei Eichen-, Kiefern- oder Großseggenbeständen) bis zu 1,80 m tief oder im Falle von trockenen Heiden auch nur 0,2 m tief sein. Deshalb werden die Verwitterungsraten für den Deutschen Datensatz 2005 über die Horizonte berechnet und anschließend gemittelt, die tatsächlich durchwurzelte sind. Die Methode zur Bestimmung der aktuellen nutzungsabhängigen Durchwurzelungstiefen wird in Kap. 3.3.2.1 erläutert. Die für 0,5 m Bodenmächtigkeit von *de Vries et al.* (1993) angegebenen Verwitterungsraten werden deshalb auf die tatsächlichen Horizontmächtigkeiten umgerechnet und über die Horizonte bis zur Durchwurzelungstiefe tiefenstufengewichtet gemittelt.

Eine weitere Modifizierung ergibt sich aus der Abhängigkeit der Verwitterungsrate auch von der Temperatur (in Deutschland: 8 °C = 281,16 K). Die temperaturkorrigierte Verwitterungsrate wird unter Einbeziehung der tatsächlichen Durchwurzelungstiefe nach folgender Gleichung berechnet:

$$BC_w(T) = [z \cdot 500 \cdot (WRc - 0,5)]^{\frac{A}{281} - \frac{A}{273+T}} \quad \text{Gleichung 3-24}$$

wobei:

$BC_w(T)$ = temperaturkorrigierte Verwitterungsrate [eq ha⁻¹ a⁻¹]

z = durchwurzelte Tiefe [m]

WRc = Verwitterungsklasse (entsprechend Tabelle 3-4)

- T = mittlere lokale Temperatur im 30-jährigen Mittel 1971-2000 nach DWD [K]
 A = Quotient aus Aktivierungsenergie und idealer Gaskonstante (= 3600 K)

Die BÜK-Leitbodenprofile der Bodeneinheiten 6 und 7 (Hoch- und Niedermoore) weisen bis in die durchwurzelbare Tiefe einen Tongehalt von 0 aus. Dies trifft auf die intakten Moore mit Torfmächtigkeiten über 1,20 m in der Regel auch zu. Werden aber wie in der deutschen CORINE Land Cover Waldökosysteme und extensives Grünland auf Mooren ausgewiesen, so muss davon ausgegangen werden, dass das Moor hier mindestens bis auf einen Wasserstand entwässert wurde, bei dem bereits die Mineralisierung des Torfes unter Sauerstoffeinfluss einsetzt. Der Tongehalt auf bewaldeten bzw. Gras bewachsenen Mooren ist annähernd Null. Dies bestätigt auch *Succow* (1988) in seiner Analyse des Zustandes der Moore in Mitteleuropa. Er schätzt ein, dass 95 % der Moorflächen in Deutschland degradiert sind.

Aus diesen Gründen wird bei der Berechnung der Verwitterungsraten für Bodeneinheiten 6 und 7 die niedrigste Klasse angesetzt, da verlässliche Messwerte nicht vorliegen.

Bestimmung der Verwitterungsrate der pflanzenverfügbaren basischen Kationen (Bc_w)

Dem Manual (*ICP Modelling and Mapping* 2004) entsprechend, wurde die Verwitterungsrate basischer Kationen zunächst als Summe über alle vorkommenden basischen Kationen bestimmt (BC_w). Die konkrete Ausweisung der einzelnen Anteile der Ionen des Kalziums, des Magnesiums, des Kaliums und des Natriums ist nach dieser Methode nicht möglich und auch anderweitig nicht verfügbar. Deshalb muss der Anteil der pflanzenverfügbaren Kationen Ca, Mg und K an der Gesamtsumme der Verwitterungsrate abgeschätzt werden als Voraussetzung für die Berechnung der kritischen Austragsrate von Säureneutralisationskapazität mit Hilfe des Bc/Al - bzw. Bc/H -Verhältnisses (vgl. Kap. 3.3.2.3).

Der Anteil der pflanzenverfügbaren basischen Kationen Ca + Mg + K (Bc_w) beträgt laut Manual (*ICP Modelling and Mapping* 2004) ca. 70 % bei nährstoffarmen Böden und bis zu 85 % bei nährstoffreichen Böden. Um die Verwitterungsrate für Ca + Mg + K regional zuordnen zu können, wurde eine Abschätzung des natriumfreien Anteils durchgeführt, für den zunächst die Abschätzung der Nährkraft notwendig ist. Die Methode hierzu wird in Anhang A.3 erläutert.

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

$$Bc_w = x_{CaMgK} BC_w \quad \text{Gleichung 3-25}$$

ergibt und dessen Berechnungsfaktor x_{CaMgK} im Manual (*ICP Modelling and Mapping* 2004) mit 0,7 - 0,85 angegeben wird, wurde nun mit Hilfe der Nährkraftstufe (siehe Anhang A.3.1) aufgeschlüsselt in:

Nährkraftstufe	x_{CaMgK}
1	0,70
2	0,74
3	0,78
4	0,82
5	0,85

Bestimmung der durchwurzelten Tiefe (z)

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

Geht man zunächst von der potenziellen Länge der Hauptwurzeltracht (= 80 % der Gesamtwurzelmasse) der Hauptbaumart bzw. der dominanten Grasart im Grünland aus, kann man folgende Durchwurzelungstiefen für die Hauptbestände angeben (vgl. Tabelle 3-5):

Tabelle 3-5: Bestimmung der Hauptdurchwurzelungstiefe aus Länge der Hauptwurzeltracht und durchwurzelbarer Tiefe

Hauptbestand/Nebenbestand	Potenzielle Durchwurzelungstiefe [cm]	Schnitt der Durchwurzelungstiefe durch Horizont-Oberkante
Magerrasen	40	C; P; Gr; Y; F; Go; S
Heiden	20	C; P; Gr; Y; F; Sr; Sd; Sg
Kalktrockenrasen	40	C; P; Gr; Y; F; Go; S
Salzrasen	40	C; P; Gr; Y; Fr; Sr; Sd; Sg

Hauptbestand/Nebenbestand	Potenzielle Durchwurzelungstiefe [cm]	Schnitt der Durchwurzelungstiefe durch Horizont-Oberkante
Nass- und Feuchtwiesen	110	C; P; Gr; Y; Fr; Sr; Sd; Sg
Flutrasen	90	C; P; Gr; Y; Fr; Sr; Sd; Sg
Frischwiesen/Frischweiden	60	C; P; Gr; Y; F; Sr; Sd; Sg
Kiefer	180	C; P; Gr; Y; F; Sr; Sd; Sg
Fichte	80	C; P; Gr; Y; F; Sr; Sd; Sg
Rotbuche	80	C; P; Gr; Y; F; Go; Sr; Sd; Sg
Stiel- und Trauben-Eiche	180	C; P; Gr; Y; F; Sr; Sd; Sg
Erle	80	C; P; Gr; Y; F; Sr; Sd; Sg
Esche	80	C; P; Gr; Y; F; Sr; Sd; Sg
Bergkiefer	180	
Birke	100	
Weiden, alle Arten	60	C; P; Gr; Y; Fr; Sr; Sd; Sg

Diese potenziellen Wurzellängen werden bei den meisten Vegetationstypen (außer bei den Pionierbaumarten Bergkiefer und Birke) eingeschränkt durch den oberen Rand des terrestrischen Unterbodenhorizontes (C-Horizonte), durch den oberen Rand des sauerstofffreien (reduzierten) Grundwasser- bzw. Stauwasserhorizontes (Gr/Sr-Horizonte) oder durch den oberen Rand des durch Reduktgase geprägten Horizontes (Y-Horizonte). Das bedeutet, die vegetationstypische potenzielle Wurzellänge wird durch das standortspezifische Bodenprofil abgeschnitten in den Fällen, bei denen die potenzielle Wurzellänge größer ist als die obere Tiefe des obersten nicht durchwurzelbaren Horizontes (= physiologische Gründigkeit).

Die obere Tiefe der anstehenden schneidenden Horizonte wird der Datenbank zu den Leitbodenprofilen der BÜK 1000 entnommen.

Die regionale Verteilung der Verwitterung zeigt die Abbildung 3-1.

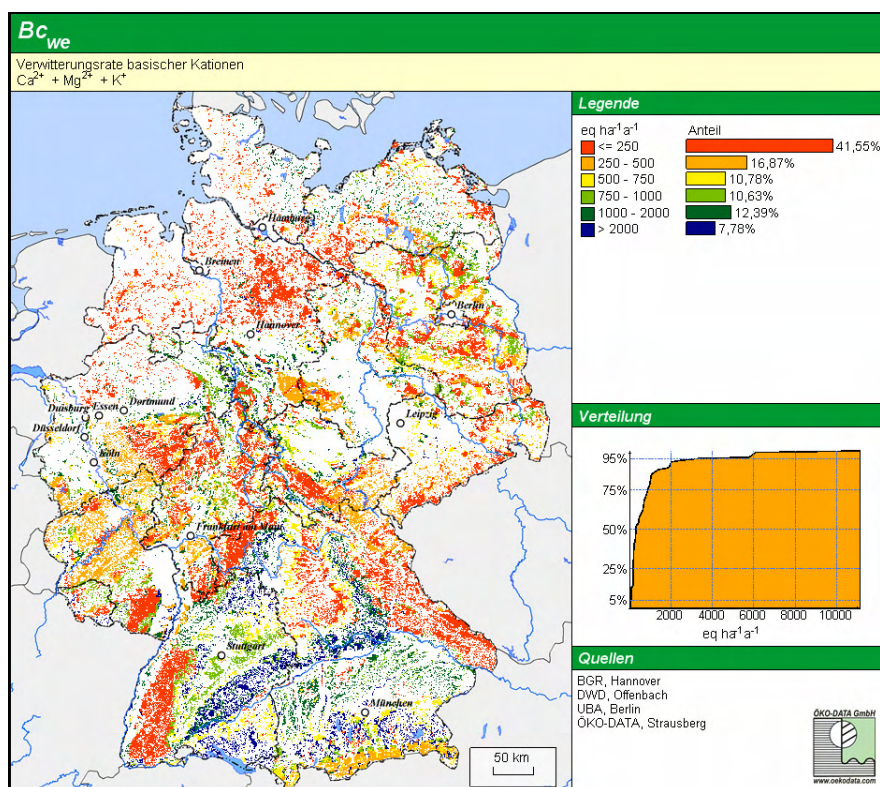


Abbildung 3-1: Karte der effektiven Verwitterungsrate pflanzenverfügbarer basischer Kationen in der aktuell durchwurzelten Bodenschicht

3.3.2.2 Netto-Aufnahmeraten basischer Kationen durch den Bestand in Wäldern und Forsten (BC_u)

Ein Senkenprozess im Ökosystem für den Critical Load ist der Entzug an Säureneutralisationskapazität durch die Aufnahme von basischen Kationen aus der Bodenlösung in die Biomasse der Vegetation durch die Wurzeln mit anschließender Entnahme der Biomasse durch Ernte.

Dazu ist die Angabe der durchschnittlichen jährlichen Nährstoffaufnahme durch die Vegetation notwendig. Die Stoffentzüge hängen im Wesentlichen von zwei Faktoren ab: zum Einen von den jährlichen Zuwachsraten an Stammholz, diese variieren standort- und baumartenabhängig. Zum Anderen sind die Entzugsraten abhängig von den baumartenspezifischen Stoffgehalten des Stammholzes und der Rinde. Um diese Parameter für ganz Deutschland zu ermitteln, musste eine Datenbasis geschaffen werden, die flächendeckende Angaben für alle Waldflächen enthält. Optimal wäre eine flächendeckende Kartierung der realen Baumartenverteilung. Eine solche Karte existiert nicht für Deutschland. Deshalb wurde eine empirische Ermittlung der realen Verteilung der Hauptbaumarten, wie im Folgenden beschrieben, durchgeführt.

Die vorliegende Datenbank zur Bodenübersichtskarte (BÜK 1000) Deutschland ermöglicht eine weitgehende Ermittlung und Darstellung ökosystemarer Wirkungsbeziehungen der abiotischen Geokomponenten, die die Wachstumsbedingungen für Wälder bestimmen, so dass Annahmen über die vorhandenen Hauptbaumarten in Wäldern sowie über Vegetationstypen in halbnatürlichen und naturnahen Ökosystemen sowie deren durchschnittliche jährliche Zuwachsraten mit ausreichender Wahrscheinlichkeit getroffen werden können.

Es wurden folgende Teilschritte für die Ermittlung der Stoffentzüge auf der Datengrundlage der BÜK 1000 durchgeführt, wobei die Angaben der Wald-BÜK (BGR 2005) mit einbezogen wurden:

Ermittlung der Hauptbaumarten in Nadel- oder Laubforsten und der Hauptbaumartenzusammensetzung in Mischforsten

Die Hauptbaumarten der Forsten wurden von den Forstplanern in der Regel so gewählt, dass die naturräumlichen Standortpotenziale ausgenutzt werden, gleichzeitig aber auch die baumartenspezifischen Wachstumspotenziale maximal genutzt werden und Nutzholz gezogen wird, das einen hohen universellen Gebrauchswert hat.

Um zunächst das Kriterium Standortpotenzial zu regionalisieren, konnte die vorliegende Gliederung Deutschlands in Wuchsgebiete und Wuchsbezirke als Anhaltspunkt genutzt werden, um Standorteigenschaften räumlich zu differenzieren. Das ökosystemare Zusammenwirken aller Standortkomponenten wird am besten widergespiegelt durch den Summenindikator der natürlichen Waldgesellschaften. Als erster Arbeitsschritt galt demzufolge, die natürlichen Waldgesellschaften standortspezifisch zu regionalisieren, wozu auch wieder die Bodeneinheiten der BÜK eine gute Grundlage für die Differenzierung von Raumeinheiten mit vergleichbaren relevanten Standortkomponenten-Ausprägungen bildete (vgl. Tabelle A3-4 im Anhang).

In grundwasserfernen Wäldern der subalpinen und hochmontanen Höhenstufen nehmen Tanne (*Abies alba*) und Fichte (*Picea abies*) größeren Raum ein, der Anteil der Rotbuche (*Fagus sylvatica*) ist relativ gering. Da die Fichte hier ihr Wuchsoptimum findet, beherrscht sie sowohl die naturnahen Wälder als auch die Forsten; die Rotbuche ist in wechselnden Anteilen vertreten. In der submontanen Höhenstufe herrscht die Buche als Hauptbaumart vor, in der Regel wird sie überwiegend mit Fichte kombiniert. In der subalpinen und der montanen Höhenstufe wird also der Laubforst aus Rotbuche mit beigemischter Fichte bestehen. In den hochalpinen Regionen dominiert die Bergkiefer (*Pinus mugo*), durchsetzt von geringeren Anteilen der Zirbelkiefer oder Lärche.

In der planaren Stufe muss eine weitere Gliederung nach Großklimaregionen vorgenommen werden. Als Groborientierung kann gelten, dass in der subatlantischen und baltischen Klimazone die Rotbuche in den Wäldern und Forsten vorherrscht, in den rezent natürlichen Wäldern ist sie gemischt mit Stiel- oder Traubeneiche. In den Ersatzforsten der subatlantischen Klimazone der planaren Stufe überwiegt als zweite Hauptbaumart die Fichte, dicht gefolgt von der Kiefer (*Pinus sylvestica*). In der baltischen Klimazone der planaren Stufe überwiegt in Nadelforsten die Kiefer, dicht gefolgt von der Fichte.

In den rezent natürlichen Wäldern der subkontinentalen Klimazone der planaren Stufe tritt die Rotbuche ihre Vorherrschaft an die Stiel- oder Traubeneiche ab, wobei die Traubeneiche (*Quercus petraea*) mehr zum collinen Bereich tendiert und die Stieleiche (*Quercus robur*) zum planaren Raum. Auf ärmeren Standorten kommt in den natürlichen Wäldern die Kiefer als Nebenbaumart hinzu. In den Ersatzforsten der subkontinentalen Klimazone dominiert die Kiefer in starkem Maße. In reinen Laubforsten herrschen heute die Trauben- und Stieleiche vor. In Mischbeständen wird die Eiche mit der Kiefer zusammen angebaut, wobei die Kiefer dominiert.

Die azonalen Wälder auf grundwasserbeeinflussten Standorten der torfigen Moore und Sumpfe und auf alluvialen Standorten der Flußauen, gliedern sich in die grundwasserbeherrschten (nassen) Standorte mit überwiegend Erle (*Alnus glutinosa*) und Esche (*Fraxinus excelsior*) und in die grundwasserbeeinflussten (frisch-feuchten) mit Hainbuche (*Carpinus betulus*) und Stieleiche. In beiden Fällen besteht ein reiner Nadelholzforst auf diesen Standorten überwiegend aus Kiefer. Auf den ganz armen frisch-feuchten Standorten (Hochmoore) findet sich die Kiefer

auch natürlich ein, meist jedoch als Mischwald zusammen mit Birken (*Betula pubescens*, *Betula pendula*) als Hauptlaubbaumarten.

In den Überschwemmungsbereichen der Marschen treten verschiedene Weidenarten (*Salix spec.*) als einzige Pionierbaumarten auf.

Auf anthropogen stark veränderten Böden (Kipppböden, innerstädtische überprägte Böden) siedeln sich spontan Pionierbaumarten wie Birke (*Betula pendula*) und Kiefer an.

Die Verteilung von Nadel-, Laub- und Mischforst beruht auf der CORINE Land Cover (StBA; UBA 2005). Für Mischforst wird ein Mischungsverhältnis von 60 % erste Baumart zu 40 % zweite Baumart angenommen.

Das in Tabelle A.3-4 im Anhang dargestellte Ergebnis der Abschätzung der überwiegenden Hauptbaumarten und ihrer regional typischen Mischung wurde noch einmal mit den vorliegenden statistischen Angaben des *Arbeitskreises Standortskartierung* (1985; 1996) stichpunktartig verglichen und verifiziert. Für die Wuchsbezirke der neuen Bundesländer wurden Karten der potenziell natürlichen Vegetation (Hofmann 1985; Schubert et al. 1995) herangezogen.

Die BÜK-Einheiten sind bereits nach Bodenregionen eingeteilt, d. h. die Bodeneinheiten lassen sich eindeutig den Höhenstufen zuordnen. Aus dem oben beschriebenen Zusammenhang zwischen Klimazonen in der planaren Stufe und den typischen Hauptbaumarten der Ersatzforste ergibt sich die Notwendigkeit, die anhydromorphen Leitbodenassoziationen der Bodenregion „Böden des wellig-hügeligen Flachlandes und der Hügelländer“ weiter in die subatlantische, die baltische und die subkontinentale Klimazone zu unterteilen, um den Einfluss von Jahresniederschlagsgang und Jahrestemperaturgang auf die Baumartenverteilung und deren Zuwachsraten zu berücksichtigen.

Bei der Erarbeitung der Tabelle A.3-4 im Anhang ergab sich jedoch, dass lediglich die Bodeneinheiten 28 und 31 sowohl in der subatlantischen, als auch in der subkontinentalen Klimazone vertreten sind. In beiden Fällen handelt es sich jedoch um Leitbodenassoziationen, deren extreme Eigenschaften (Podsolierung) auf die Baumartenwahl einen größeren Einfluss hat als das Klima, d. h. in beiden Fällen finden sich sowohl in der subatlantischen, als auch in der subkontinentalen Zone die jeweils gleichen Hauptbaumarten in den Wäldern und Forsten.

Demzufolge lässt sich eine eindeutige Zuordnung der überwiegend verbreiteten Hauptbaumarten zu den BÜK-Legendeneinheiten durchführen, da die Kriterien Temperatur- und Niederschlagsverteilung sich bereits den BÜK-Einheiten zuordnen lassen bzw. gegenüber anderen Wachstumsfaktoren relativ unbedeutend sind (vgl. Anhang A.3.2).

Auch die seit 1999 vorliegenden zusätzlichen Angaben zu den BÜK-Einheiten unter Waldnutzung (Schmidt und Wolff et al. 1998) bestätigen die Annahmen zu den Hauptbaumarten.

Anschließend an die nach oben beschriebener Methodik regional differenzierte Hauptbaumartenermittlung wurde eine statistische Analyse durchgeführt, die die flächenmäßigen Anteile der Hauptbaumarten entsprechend der Flächenanteile der BÜK-Einheiten an der Gesamt-Waldfläche Deutschlands, denen die Hauptbaumarten zugeordnet wurden, darstellt.

Aus der Subsummierung der Hauptbaumartenflächen ergibt sich ein Anteilsverhältnis, das mit den tatsächlich ermittelten Flächenanteilen der Hauptbaumarten in Deutschland (Bundeswaldinventur 1986 - 1990 in: BMELF 1997) ausreichend gut übereinstimmt.

Ertragspotenziale der Baumarten

Als Grundlage für die standorttypspezifische Abschätzung des potenziellen Holzertrages dienen die Ertragstafeln des laufenden Zuwachses der Baumarten Fichte, Kiefer, Europäische und Japanische Lärche, Douglasie, Buche, Eiche, Roteiche, Birke, Esche, Robinie, Erle, Pappel und Winterlinde von Schober (1975) (vgl. Tabelle 3-6). Über 100 Jahre wird der durchschnittliche Zuwachs pro Jahr ermittelt für die Ertragsklasse I und die schlechteste Ertragsklasse der Baumart. Die so ermittelten Festmaß-Zuwächse (DGZ 100) wurden unter Verwendung der Dichtemessungen von Kramer (1988) und des Derbholz-Rinden-Verhältnisses nach Schober (1975) in die Trockensubstanz-Zuwachsraten von Stammholz und Rinde in $[t\ TS\ ha^{-1}\ a^{-1}]$ für jede Baumart umgerechnet (vgl. Tabelle 3-7).

Tabelle 3-6: Ertragsspannen der Haupt- und Nebenbaumarten

Baumart	durchschnittliche jährliche Zuwachsraten nach 100 Jahren (DGZ 100)				Ertragstafel von:
	Ertragsklasse I		schlechteste Ertragsklasse		
	Stammholz ohne Rinde	Stammholz mit Rinde	Stammholz ohne Rinde	Stammholz mit Rinde	
	[m³ ha ⁻¹ a ⁻¹]	[t TS ha ⁻¹ a ⁻¹]	[m³ ha ⁻¹ a ⁻¹]	[t TS ha ⁻¹ a ⁻¹]	
Kiefer	7,8	3,1	1,1	0,5	Wiedemann 1943 (in Schober 1975)
Fichte	12,0	4,9	7,5	3,2	Wiedemann 1936 (in Schober 1975)

Baumart	durchschnittliche jährliche Zuwachsraten nach 100 Jahren (DGZ 100)				Ertragstafel von:
	Ertragsklasse I		schlechteste Ertragsklasse		
	Stammholz ohne Rinde	Stammholz mit Rinde	Stammholz ohne Rinde	Stammholz mit Rinde	
	[m³ ha ⁻¹ a ⁻¹]	[t TS ha ⁻¹ a ⁻¹]	[m³ ha ⁻¹ a ⁻¹]	[t TS ha ⁻¹ a ⁻¹]	
Bergkiefer	1,5	0,7	1,5	0,7	geschätzt
Rotbuche	7,8	4,9	3,7	2,4	Schober 1967 (in Schober 1975)
Stiel- und Trauben-Eiche	6,7	4,0	2,1	1,4	Jüttner 1955 (in Schober 1975)
Erle	8,0	4,3	4,5	2,5	Mitscherlich (in Schober 1975)
Birke	4,9	2,8	3,6	2,1	Schwappach 1967 (in Schober 1975)
Weiden, alle Arten	5,0	2,3	3,4	1,6	Schober 1975

Tabelle 3-7: Spezifische Dichten von Stammholz und Rinde sowie deren Masse-Verhältnisse

Baumart	Dichte von Stammholz [m ³ t ⁻¹ atro ⁻¹]	Dichte von Rinde [m ³ t ⁻¹ atro ⁻¹]	Verhältnis von Rinde zu Stammholz (t/t)
Kiefer	0,476	0,32	0,17
Fichte	0,455	0,28	0,17
Bergkiefer	0,476	0,32	0,17
Rotbuche	0,667	0,43	0,08
Stiel- und Trauben-Eiche	0,714	0,44	0,20
Erle	0,625	0,33	0,20
Birke	0,625	0,42	0,20
Weiden, alle Arten	0,526	0,23	0,20

Für die Berechnung der Stoffentzüge wird angenommen, dass grundsätzlich die Rinde mit den Stämmen aus dem Bestand ausgetragen wird. Die Rinde wird erst am Waldrand geschält, von wo sie abgefahren wird. Dies ist die derzeit überwiegend übliche Praxis.

Vegetationstypen und Biomasseentzug in halbnatürlichen waldfreien Ökosystemen

Der Eintrag von säurebildenden Luftschadstoffen kann bei einigen waldfreien Ökosystemtypen erhebliche Veränderungen der Vegetation herbeiführen. Diese Veränderungen haben immer einen Entwicklungstrend zu einem naturferneren Vegetationstyp zur Folge.

Neben der Möglichkeit der empirischen Ermittlung von Critical Loads, die jedoch eine große Anzahl von Referenzmessungen erfordern würde, kann auch die einfache Massenbilanzberechnung angewendet werden, um die Critical Loads für Säurebildner in naturnahen und halbnatürlichen Ökosystemen ergänzen zu können.

Die Massenbilanzgleichung als Berechnungsgrundlage kann deshalb verwendet werden, weil die Parameter

BC_{dep}^* = seesalzkorrigierte Rate der Deposition basischer Kationen

CI_{dep}^* = seesalzkorrigierte Rate der Deposition von Cloridionen

die Vegetationsspezifika bei der Depositionsgeschwindigkeit bereits berücksichtigen und die Parameter

BC_w, BC_w = Freisetzungsraten basischer Kationen durch Verwitterung

N_i = Stickstoff-Immobilisierungsrate

N_{de} = Stickstoff-Denitrifikationsrate

$ANC_{le(crit)}$ = Kritische Austragsrate der Säureneutralisationskapazität mit dem Sickerwasser

von der Nutzung unabhängig sind und deshalb wie für Wald- als auch für waldfreie Ökosysteme gleichermaßen gelten können. Die Datenbasis für die Berechnung der Massenbilanzgleichung kann für diese Parameter entsprechend der Berechnung für Waldökosysteme verwendet werden.

Für die Parameter

BC_u = Netto-Aufnahmerate basischer Kationen durch die Vegetation

N_u = Netto-Stickstoff-Aufnahmerate durch die Vegetation

muss eine vegetationsabhängige Datenbasis ermittelt werden.

Für einige halbnatürliche Vegetationskomplexe, z. B. für die Kalktrockenrasen, die Kalkbinsennasswiesen, die Kalkquellmoorröhrichte u. ä., ist die Korrektur der Critical Loads für den Säureeintrag über die Beachtung der Basensättigung des Bodens (vgl. Kap. 3.3.1) besonders wichtig. Nur wenn der Basengehalt der Böden dieser Ökosysteme nicht unbegrenzt für die Säureneutralisation in Form des Critical Load freigegeben wird, können diese wertvollen, in den meisten Ländern gesetzlich geschützten, Vegetationskomplexe nachhaltig gesichert werden.

Der typische Vegetationskomplex lässt sich aus der Nutzungsart und den naturräumlichen abiotischen Faktoren (Geokomplex) ableiten.

Die Geokomponenten Ausgangsgestein, Nährkraft (C/N-Verhältnis, Kalkgehalt, Humusgehalt), Hängigkeit, Exposition, Gründigkeit, durchwurzelbarer Porenanteil, Grundwasserflurabstand und Bodenfeuchte können aus der Bodenübersichtskarte BÜK 1000 (Legendenerläuterung und Datenbank) abgeleitet werden. Dabei muss in der Regel die jeweils überwiegend vorkommende Leitbodenassoziation zugrunde gelegt werden. Die Nutzungsart kann aus der CORINE Land Cover (*StBA*; UBA 2005) entnommen, wobei folgende Legendeneinheiten als naturnahe bzw. halbnatürliche Ökosysteme betrachtet werden:

- natürliches Grünland (extensiv genutztes Dauergrasland spontaner Entstehung)
- Heiden und Moorheiden (extensiv genutzte niedrige Strauch-/Gras-/Krautvegetation)
- Sümpfe (extensiv genutzte Seggenwiesen, zeitweilig überflutet)
- Torfmoore (nass-feuchte Böden mit Torfauflage, überwiegend mit Torfmoosen bewachsen)

Ergibt sich nun aus dem Verschnitt von Nutzungsart aus CORINE und Bodeneinheit der BÜK 1000, dass ein eklatanter Widerspruch zwischen beiden besteht, d. h. dass eine Nutzungsart auf einer Bodeneinheit angegeben wird, die auf der Leitbodenassoziation dieser Bodeneinheit nicht vorkommen kann (z. B. Torfmoor oder Sumpf auf einem grundwasserfernen Bodentyp), muss davon ausgegangen werden, dass hier ein Begleitbodentyp vorliegt oder ein Einsprengsel einer anderen Bodeneinheit, deren Fläche im Maßstab der BÜK 1000 nicht mehr darstellbar war. Das betrifft ca. 2 % der Gesamtfläche Deutschlands. Grundsätzlich wird deshalb hier in diesen Fällen eine Ergänzung der BÜK 1000 mit dem jeweils ökologisch herleitbaren Bodentyp auf der Fläche des Nutzungstyps nach CORINE vorgenommen (vgl. Tabelle A.3-5 im Anhang).

Zunächst war es notwendig, die zu erwartende Pflanzengesellschaft bei extensiver Nutzung (als Mähwiese und/oder Weide ohne oder bei minimaler mineralischer Düngung) in Abhängigkeit von den Standortfaktoren Bodenform/Muttergestein, Bodentyp, Säure-/Basenstatus und Stickstoffstatus abzuleiten.

Die Vegetationskomplexe können nach Angaben von *Klapp* (1965), *Passarge* (1967), *Pott* (1994), ergänzt von *Opitz von Boberfeldt* (1994) und eigenen Kartierungen im nordostdeutschen Tiefland (*Schlutow* 1990-2004) zu BÜK-Bodeneinheiten und CORINE-Nutzungsarten zugeordnet werden (vgl. Anhang, Kap. A.3.3).

Die Abschätzung der Erträge erfolgt auf der Grundlage der Ertragserwartungen in Abhängigkeit von der Biomasse-Produktivität der zu erwartenden extensiv genutzten Grünland-Pflanzengesellschaft (nach *Klapp* 1965) und von der Fruchtbarkeit des Standortes. Die Fruchtbarkeit des Standortes wird nach dem in Anhang, Kap. A.3.1, beschriebenen Verfahren ermittelt.

Ermittlung der standortspezifischen Ertragspotenziale

Um vegetationstypspezifische Ertrags-Spannen unter Berücksichtigung der unterschiedlichen Standortbedingungen für Deutschland regionalisieren zu können, war zunächst die bestmögliche Abschätzung der Bodenfruchtbarkeit in Abhängigkeit von den Bodenarten der Horizonte notwendig (siehe Anhang, Kap. A.3.1). Die Differenz aus Minimum und Maximum der Erträge laut Ertragstafeln (vgl. Tabelle 3-8) wird nun entsprechend der Ertragspotenzialklasse interpoliert.

Tabelle 3-8: Spannen der Ertragspotenziale für die Grünland-Vegetationsgruppen (nach *Klapp* 1965)

Vegetationsgruppe	Code für Entzüge (siehe Anhang, Kap. A.3.3)	oberes Ertragsniveau [t TS ha ⁻¹ a ⁻¹]	unteres Ertragsniveau [t TS ha ⁻¹ a ⁻¹]
Magerrasen	1	2,7	1,3
Heiden	2	2,1	1
Kalktrockenrasen	3	2,8	1,1
Nasswiesen	4	4,2	0,5
Feuchtwiesen	5	6	5
Flutrasen	6	10,5	3
Frischwiesen/Frischweiden	7	5,9	3,4

Stoffgehalte in der Biomasse

Die in Blättern, Nadeln und Ästen inkorporierten basischen Kationen und Stickstoffionen wurden bei der Bestimmung der Critical Loads nicht berücksichtigt, da sie Bestandteil mehr oder weniger langfristiger Nährstoff-Kreisläufe sind und über Blattfall oder als Ernterückstände dem Boden bzw. der Bodenlösung wieder zur Verfügung stehen. Da ein großer Teil der Nährstoffe in der Rinde gespeichert wird, ist es von Bedeutung, ob das Derbholz entrindet und das Material wieder im Bestand verteilt wird. Es wird hier verallgemeinernd angenommen, dass das Stammholz generell erst außerhalb des Waldes geschält wird, wie es überwiegend üblich ist.

Die Nettostoffaufnahme der Makronährstoffe, die mit der Holzernte ausgetragen werden, wird abgeleitet aus Grunddaten nach *Jacobsen et al. 2002*, jedoch ergänzt um weitere Baumarten nach *de Vries et al. (1990)*, wie folgt (vgl. Tabelle 3-9):

Tabelle 3-9: Stoffgehalte in Derbholz mit Rinde [eq t⁻¹ TS⁻¹] (*Jacobsen et al. 2002, de Vries et al. 1990*) der Hauptbaumarten sowie Stoffgehalte der Vegetationstypen im Grünland *

Wald- baumart	Ca	Mg	K	N	Vegetationstyp des Offenlandes	Code (Anh. Kap. A.3.3)	N	N	Ca	Mg	K
	[eq t ⁻¹ TS ⁻¹]						[kg t ⁻¹]	[eq t ⁻¹ TS ⁻¹]			
Kiefer	53,89	19,8	16,6	77,82	Magerrasen	1	5	360	109,8	41,1	26,2
Fichte	70,36	14,8	19,7	87,1	Heiden	2	4	285	109,8	41,1	26,2
Buche	89,82	21,4	35,8	110	Kalktrockenrasen	3	6	430	185,3	82,3	33,3
Eiche	123,3	14,8	26,9	149,9	Salzrasen	4	6	430	185,3	82,3	33,3
Erle/ Esche	84,83	24,7	33,3	99,95	Nass- und Feuchtwiesen	5	7	500	169,7	82,3	33,3
Birke	59,88	16,5	19,2	121,4	Flutrasen und Auenwiesen	6	7	500	179,6	82,3	33,3
Berg- kiefer	47,9	18,1	15,6	82,1	Frishwiesen/ Frishweiden	7	6,5	465	169,7	82,3	33,3
Weiden	149,7	19,8	25,6	99,95							

*(abgeleitet von *Schlutow* nach *Amberger* (1988), *Petersen* (1981), *Weymar* (1972), *Sauerbrey et al. (1993)*, *Rowinski* (1993), *Succow* (1988), *Müller* (1980))

Die Ableitung der stofflichen Entzüge durch Grünland-Mahd bzw. Beweidung beruht überwiegend auf empirischen Daten. Die angegebenen Quellen enthalten Angaben zu Stoffentzügen, die z. T. relativ weit voneinander abweichen. Die in Tabelle 3-9 angegebenen Werte können deshalb nur als vorläufige grobe Schätzung betrachtet werden. Eine umfassende Validierung durch statistisch abzusichernde Laboruntersuchungen ist noch durchzuführen, um die Werte zu überprüfen und ggf. zu verifizieren.

Korrektur der ermittelten Stoffentzüge im Falle nährstofflimitierter Standorte

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

$$Bc_u = \max\{Bc_{dep} + Bc_w - PS [Bc_{min}], 0\} \text{ für } Bc = Ca + K + Mg \quad \text{Gleichung 3-26}$$

Für Bc_{min} geben *Warfvinge* und *Sverdrup* (1992) ermittelte Werte in der Spanne von 0,002-0,005 [eq m⁻³] an.

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

Wenn

$$Bc_{dep} + Bc_w - PS [Bc_{min}] < Bc_u \quad \text{Gleichung 3-27}$$

dann ergibt sich

$$Bc_u^* = Bc_u \cdot f_{Bc_u} \quad \text{Gleichung 3-28}$$

mit

$$f_{Bc_u} = \frac{Bc_{dep} + Bc_w - PS \cdot 0,005}{Bc_u} \quad \text{Gleichung 3-29}$$

Für $B_{c,dep}$ werden in Ermangelung regionalisierbarer Hintergrunddepositionen aus der Zeit vor einem anthropogenen Einfluss die flächendeckend ermittelten Werte des Jahres 1999 verwendet, dem Jahr mit dem niedrigsten bekannten Depositionsgeschehen in Deutschland. Der Term $0,005 \text{ [eq m}^{-3}\text{]}$ ist das Minimum an Konzentration basischer Kationen in der Bodenlösung $B_{c,min}$, das notwendig ist, damit an den Pflanzenwurzeln die Aufnahme gewährleistet ist.

3.3.2.3 Kritische Austragsrate der Säureneutralisationskapazität mit dem Sickerwasser ($ANC_{le(crit)}$)

Die Bestimmung der $ANC_{le(crit)}$ für jedes Grid Deutschlands wird entsprechend Manual (*ICP Modelling and Mapping* 2004) für die humusarmen mineralischen Bodeneinheiten in 3 Varianten, von denen das Minimum gebildet wird, und für die humusreichen Bodeneinheiten in einer Variante berechnet. Die Eingangsdaten werden in folgenden Arbeitsschritten abgeleitet:

Ermittlung des Gehaltes von organischer Substanz im Boden

Es sind die Böden nach ihrem Gehalt an organischer Substanz zu differenzieren. Die Grenze zwischen organischen und mineralischen Böden wurde bei $DOC=30\text{mg/l}$ festgelegt.

Angaben zum DOC-Gehalt (Konzentration gelösten organischen Kohlenstoffs) sind in der BÜK nicht enthalten. Im Background-Dokument zum Manual-Kapitel 5.5 (*De Vries et al 2005*) werden für die Berechnung von Critical Loads für Schwermetalle folgende Referenzwerte angegeben (vgl. Tabelle 3-10).

Tabelle 3-10: Referenzwerte (50 Perzentile) für DOC in der durchwurzelter Schicht

Tiefe [cm]	DOC [mg l^{-1}]			
	Nadelwald		Laubwald und Offenland	
	50 P.	N	50 P.	N
Humusauflage (Oh)	40	44	32	30
0-10	23	90	21	58
0-30	16	377	12	210
30-60	6,7	517	6,6	177
60-100	5,8	286	4,3	221

Quelle: De Vries et al. (2005): Calculation of critical loads for cadmium, lead and mercury, background document to Chapter 5.5 of *ICP Modelling and Mapping* (2004)

Die Bestimmung der Bodeneinheiten mit $DOC \geq 30 \text{ mg l}^{-1}$ erfolgt anhand der Horizont-Datenbank der BÜK 1000. Die Legenden-Einheiten 6 und 7 wurden als diejenigen mit einem $DOC \geq 30 \text{ mg l}^{-1}$ ermittelt. Für diese Fläche ist $ANC_{le(crit)}$ nach Arbeitsschritt IV zu bestimmen.

Demzufolge weisen die Flächen mit den Legenden-Einheiten 1-5, 8, 9 und 11-71 $DOC < 30 \text{ mg l}^{-1}$ auf und werden in den folgenden Arbeitsschritten II und III betrachtet:

Arbeitsschritt I: Bestimmung der $ANC_{le(crit)}$ für Flächen mit $DOC < 30 \text{ mg l}^{-1}$ nach Variante 1a unter Berücksichtigung des phytotoxisch kritischen Bc/Al-Verhältnisses:

Dieses kritische (beginnend toxisch in der Pflanze zu wirkende) Bc/Al-Verhältnis ist pflanzenartspezifisch. Untersuchungen von *Sverdrup et al.* (1993) haben für die üblichen Hauptbaumarten in Europa und Nordamerika Referenzdaten ergeben, von denen die mittleren kritischen Werte abgeleitet wurden:

Bc/Al: Fichte 1,2; Kiefer 1,2; Bergkiefer 1; Birken 0,8; Weiden 5; Rotbuche 0,6; Stiel- und Traubeneiche 0,6; Offenlandvegetationstypen 0,8

Bc/H: Erle 1,05; Birken 0,24; Offenlandvegetationstypen 0,2

In Mischwäldern gilt der jeweils höchste Wert der Mischbaumarten.

Arbeitsschritt II: Bestimmung der $ANC_{le(crit)}$ für Flächen mit $DOC < 30 \text{ mg l}^{-1}$ nach Variante 2 unter Berücksichtigung eines kritischen Mindestgehaltes an Aluminium-Ionen zum Erhalt sekundärer Aluminiumkomplexe:

Der Austrag an Aluminium-Ionen sollte nicht größer als die Verwitterungsrate von Aluminium sein, diese kann als linear proportional zur Verwitterungsrate von basischen Kationen mit dem Faktor 2 angenommen werden (siehe Kap. 3.3.2.1).

Arbeitsschritt III: Bestimmung der $ANC_{le(crit)}$ für Flächen mit $DOC < 30 \text{ mg/l}$ nach Variante 3 unter Berücksichtigung eines akzeptablen minimalen Basensättigungsgrades im Boden:

Der Austrag von basischen Kationen sollte nicht zu einer Unterschreitung eines bodenspezifischen Mindest-pH-Wertes führen. Dieser Mindest-pH-Wert entspricht der unteren pH-Wert-Grenze des Pufferbereichs, in dem sich die standortspezifische Bodenform natürlicherweise befindet. Eine Degradierung der Bodenform soll nicht zugelassen werden.

Für die Leitbodenassoziationen, wie sie in der Bodenübersichtskarte Deutschlands (BÜK 1000) enthalten sind, lassen sich durchschnittliche rezent natürliche pH-Werte im unbelasteten Zustand aus älteren Untersuchungen ableiten (Klapp 1965, Kopp und Kirschner 1992, Werner in: Nagel und Kunze et al. 1995). Aus diesen Quellen konnten ausreichend übereinstimmende Angaben zu den nach der BÜK 1000 ausgewiesenen Leitbodenassoziationen zusammengeführt werden, wobei eine strenge Beziehung zwischen Basensättigung (früher V-Wert genannt) und pH-Wert entsprechend KA4 (Arbeitsgruppe Bodenkunde 1996) für die Umrechnung benutzt wurde. Die Modifizierung der BÜK 1000 unter besonderer Berücksichtigung der Waldflächen (Schmidt, Wolff und Baritz 1998) ergab für 65 Bodeneinheiten, dass unter Waldnutzung die Leitbodenassoziation nicht identisch mit der unter Ackernutzung ist, also andere Basensättigungswerte bzw. pH-Werte angenommen werden müssen.

Aus dieser Analyse ergeben sich die Zugehörigkeiten der BÜK-Bodeneinheiten zu den Puffersystemen nach Ulrich (1985) (Tabelle 3-11)

Tabelle 3-11: Untere akzeptable Grenzen des pH bzw. der Basensättigung der natürlichen Pufferbereiche deutscher Bodenformen

Puffersubstanz	niedrigster pH-Wert	niedrigste Basensättigung (BS)	BÜK-Legenden-Nr.
Karbonat-Puffer (CaCO_3)	6,2	83	2, 3, 4, 5, 54, 68, 69
Silikat-Puffer (primäre Silikate)	5,0	56	8, 9, 11, 12, 13, 14, 15, 21, 22, 29, 35, 36, 37, 38, 39, 40, 41, 44, 47, 48, 49
Austauscher-Puffer (Tonminerale)	4,5	43	18, 24, 42, 45, 46, 50, 51, 52, 53
Mangan-Oxide; Tonminerale	4,2	34	10, 19, 23, 26, 28, 43
Aluminium-Puffer ($n [\text{Al}(\text{OH})_x^{(3-x)+}]$, Aluminium-Hydroxosulfate)	4,0	30	65, 66, 67, 70
Aluminium-Eisen-Puffer (wie Aluminium-Puffer, „Boden- $\text{Fe}(\text{OH})_3$ “)	<3,8	15	1, 6, 16, 17, 20, 25, 27, 30, 31, 32, 34, 57, 59, 63, 71, 55, 56, 58, 64, 60, 61, 62
Eisen-Puffer (Eisenhydrit)	<3,2	5	33, 7

Variantenvergleich

Um die jeweils empfindlichste Komponente des Ökosystems wirksam mit Hilfe des Critical Load zu schützen, ist nun ein Vergleich der Ergebnisse der 3 Varianten notwendig.

Der niedrigste Wert für $ANC_{le(crit)}$, der sich für eine Grid-Zelle aus den drei Variantenrechnungen der drei Critical Limits ergibt, soll für die Berechnung des Critical Loads für das Grid herangezogen werden. Die regionale Verteilung der jeweils sensitivsten Critical Limits für ANC zeigt die Abbildung 3-2.

Arbeitsschritt IV: Bestimmung der ANC_{le} für Flächen mit $DOC \geq 30 \text{ mg l}^{-1}$

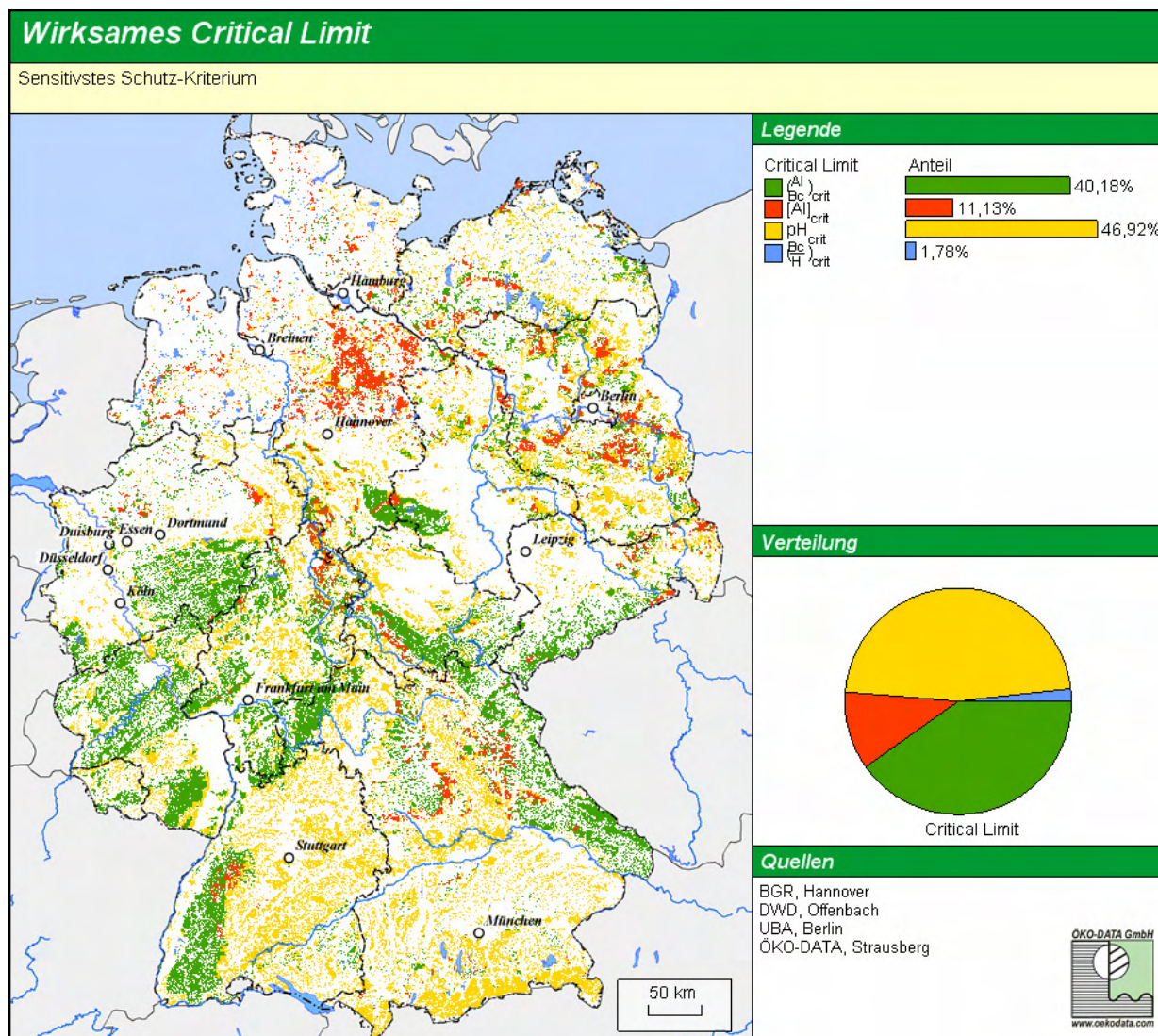
In Böden mit hohen Gehalten an organischer Substanz ($DOC \geq 30 \text{ mg l}^{-1}$) wird die kritische Austragsrate von Säureneutralisationskapazität unter Berücksichtigung des kritischen Bc/H-Verhältnisses bestimmt.

Auch dieses Verhältnis ist pflanzenartspezifisch von Sverdrup et al. (1993) ermittelt worden (siehe oben).

Regionalisierte Ergebnisse der ANC-Berechnung

Das Ergebnis der Berechnungen der kritischen Auswaschungsrate von Säureneutralisationskapazität mineralischer Böden nach 4 Varianten (vgl. Abbildung 3-32) zeigt, dass ein Teil der Rezeptorflächen niedrigere zulässige Auswaschungsraten bei Berücksichtigung der kritischen Verwitterungsrate von Aluminium als limitierendes Kriterium für die Sicherung der Stabilität der Bodenstruktur (Variante 2) aufweist als unter Berücksichtigung der Schwellenwerte der Phytotoxizität (Variante 1).

Aber gleichzeitig wird auch ein Teil der Rezeptorflächen nur unter Berücksichtigung des Bc/Al-Verhältnisses zum Schutz der Vegetation (Variante 1) als limitierendes Kriterium ausreichend geschützt. Das heißt, es gibt einen relevanten Flächenanteil von 11,13 %, bei dem der ANC_{le} -Term nach Variante 2 kleiner ist als nach Variante 1, aber umgekehrt gibt es auch einen beträchtlichen Anteil von 40,18 %, bei dem Variante 1 einen kleineren ANC_{le} -Term als Variante 2 ergibt. Der überwiegende Flächenanteil von 46,9 % wird durch den kritischen pH-Wert limitiert, der nicht unterschritten werden darf, um den bodentypischen Pufferbereich dauerhaft zu erhalten.

Abbildung 3-2: Regionale Verteilung der sensitivsten Critical Limits für $ANC_{le(crit)}$

Deutlich niedrigere Critical Loads (vgl. Abbildung 3-3) ergeben sich durch die Limitierung der ANC durch eine kritische Aluminium-Auswaschungsrate in der norddeutschen Tiefebene, d. h. in den Ländern Schleswig-Holstein und Niedersachsen fast flächendeckend sowie in Brandenburg, Mecklenburg-Vorpommern und Nordrhein-Westfalen zu großen Teilen. Ebenso sind die meisten Mittelgebirge wie Harz, Erzgebirge, Weserbergland, Pfälzer, Thüringer, Bayrischer, Oberpfälzer, Schwarz- und Odenwald, Spessart und Rhön Aluminium-limitiert.

Hier liegt der Critical Load um jeweils rund $500 \text{ eq ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ niedriger als der Critical Load, der unter Berücksichtigung des kritischen Bc/Al-Verhältnisses als Grenzkriterium für die zulässige Auswaschungsrate an Säureneutralisationskapazität ermittelt wurde.

Es handelt sich dabei um Flächen, deren Böden bereits von Natur aus eine sehr niedrige Verwitterungsrate aufweisen, also deren Aluminium-Gehalt in der Bodenlösung immer nur in geringem Umfang zum Aufbau sekundärer Aluminium-Verbindungen zur Verfügung steht. Dies sind die podsoligen Sand-Braunerden in der nordwestdeutschen Tiefebene und die Flächen mit podsoligen Braunerden aus sauren Gesteinen in den Mittelgebirgen.

Die unter Berücksichtigung des phytotoxisch kritischen Bc/Al-Verhältnisses berechneten Critical Loads sind großflächig im Rheinischen Schiefergebirge, Sauerland, Hunsrück und Taunus, im Westerwald, im Frankenwald, im Vogtland und im Erzgebirgsvorland sowie im östlichen Teil Thüringens niedriger als die mit anderen Varianten berechneten Critical Loads. Hier finden wir mehr oder weniger reinen Nadelforst vor, dessen Empfindlichkeit gegenüber einem zu geringen Dargebot an basischen Kationen bei gleichzeitig hohem Gehalt an Aluminium deutlich höher ist als bei Laubwald.

Das kritische Bc/Al-Verhältnis für die typischen deutschen Nadelbäume Kiefer und Fichte ist doppelt so hoch wie das kritische Bc/Al-Verhältnis für die Laubgehölze Buche und Eiche. Gleichzeitig sind auch diese Flächen

von hohen durchschnittlichen Niederschlägen aufgrund ihrer Lage in den subatlantischen und submontanen bzw. collinen Klimabereichen betroffen.

Alle anderen bisher nicht genannten Landschaften in Deutschland, insbesondere große Teile Bayerns, Baden-Württembergs, Brandenburgs, Mecklenburg-Vorpommerns und Sachsen-Anhalts sind gekennzeichnet durch Böden mittlerer und hoher natürlicher pH-Werte und damit verbundener höherer Basensättigung, die es zu schützen und zu erhalten gilt. Deshalb wird hier die ANC-Auswaschungsrate durch den pH-Wert limitiert, der nicht unterschritten werden darf, damit der natürliche Pufferbereich im steady-state erhalten bleibt.

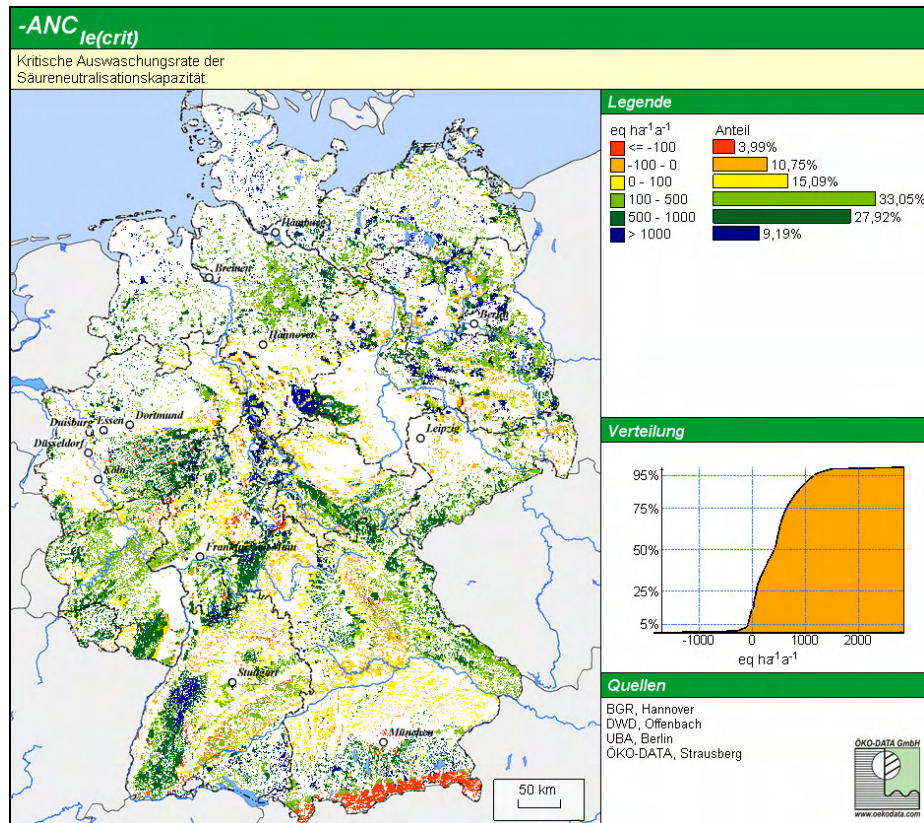


Abbildung 3-3: Regionale Verteilung der kritischen Auswaschungsrate von Säureneutralisationskapazität

3.3.3 Ergebnisse der Critical Loads-Berechnung für Säure-Einträge

Die Ermittlung der Belastungsgrenzwerte für den Säureeintrag ($CL_{\max}S$) ergibt in Deutschland folgende regionale Verteilung (vgl. Abbildung 3-4):

Da 95,8 % der untersuchten Rezeptorflächen mit Wald bestanden sind, gibt Abbildung 3-4 überwiegend die regionale Verteilung der Belastbarkeitsklassen der **Wälder** wieder.

Das Rheinische Schiefergebirge, der Bayrische, Oberpfälzer und Frankenwald, Thüringer Wald, Erzgebirge, Sauerland, Südschwarzwald, Ostharz, Steigerwald und Frankenhöhe weisen natürlich saure Böden auf, die nur wenig basische Kationen verwittern und deshalb nur eine geringe Neutralisationskapazität besitzen.

Der Westharz weist zwar die gleichen sauren Böden auf wie der Ostharz, aber am westlichen Anstieg ist die Deposition basischer Kationen aus dem Meersalz der Nordsee um ein Vielfaches höher als im Lee des Harzes.

Ganz andere Gründe haben die niedrigen Critical Loads in den Alpen. Die Kalkbraunerden sollen hier vor einer Degradierung geschützt werden, deshalb ist das Critical Limit, der pH-Wert, hier sehr weit oben angesetzt (bei 5).

Im Nordschwarzwald, Pfälzer Wald, Spessart und Odenwald überwiegen sehr trockene Braunerden aus Sandstein. Ebenso nährstoffarm sind die diluvialen Sand- und Tieflermböden der norddeutschen Tiefebene von Brandenburg, über Mecklenburg-Vorpommern, Niedersachsen bis Schleswig, auf denen die Wälder nur spärlich gedeihen und deshalb auch weniger basische Kationen aus dem Boden entziehen, die dafür der Säureneutralisierung zur Verfügung stehen. Deshalb finden wir hier mittlere Critical Loads.

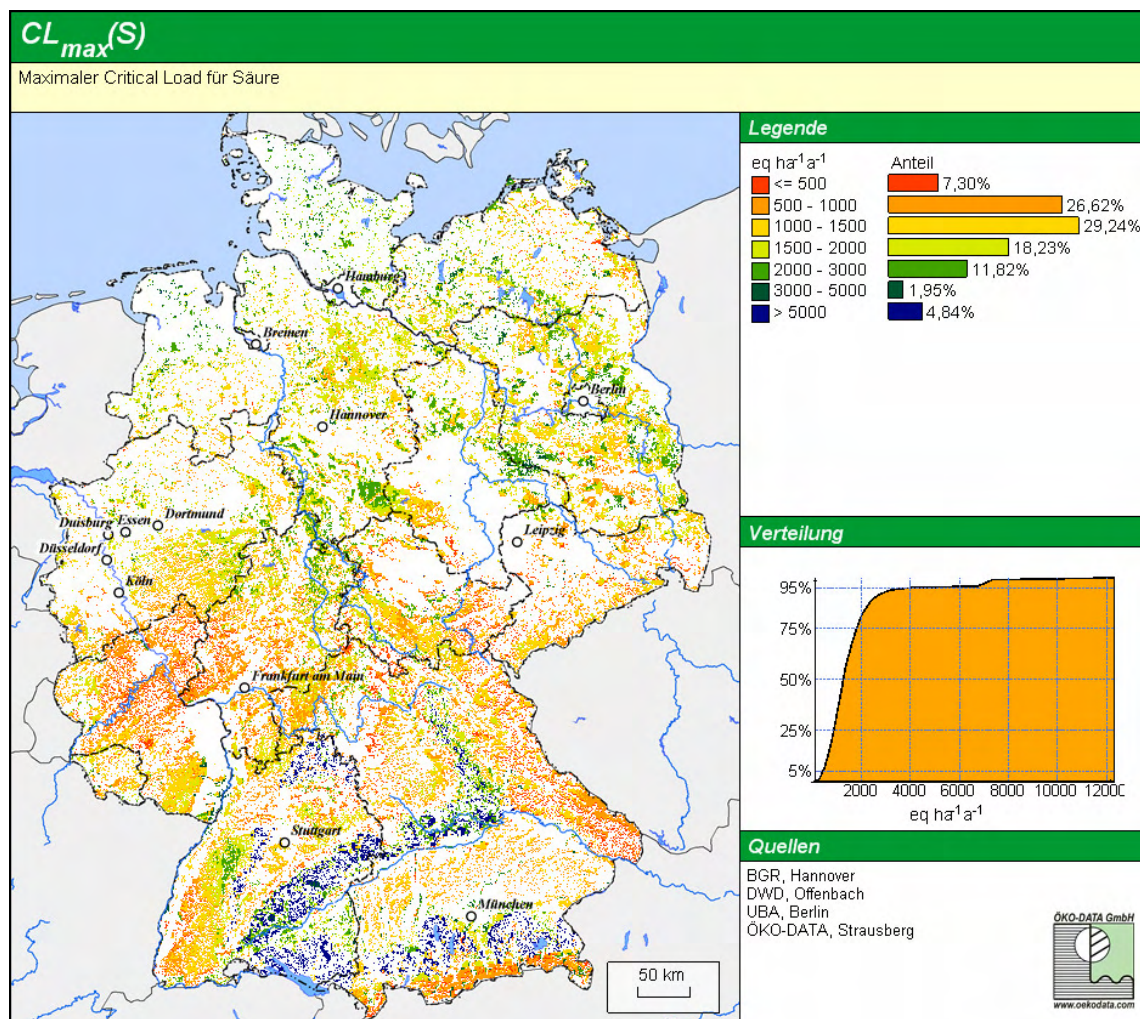


Abbildung 3-4: Regionale Verteilung der Critical Loads für Säureeinträge in Deutschland

Hohe Critical Loads können den basenreichen Mergel- und Tonböden der Schwäbischen und Fränkischen Alp, sowie des Alpenvorlandes, im Bauland und Kraichgau zugeordnet werden. Hohe Verwitterungsraten basischer Kationen bei mittlerem Critical Limit für den pH-Wert (4,5) erlauben relativ hohe Säureeinträge.

Auch die Mergel-Pararendzinen der Endmoränen im nordostdeutschen Tief- und Hügelland haben eine hohe Säureneutralisationskapazität, ohne dass eine Degradierung der lehmreichen Böden zu befürchten ist.

Natürliches Grünland ist von unterschiedlicher Empfindlichkeit gegenüber Säureeinträgen: Auf basenreichen anhydromorphen Böden entwickeln sich halbnatürliche Grünland-Vegetationsgesellschaften, die in Deutschland zu den geschützten Biotopen (*BNatSchG* § 20c) gehören (Kalktrockenrasen). Auch auf frischen und feuchten basenreichen Böden bis zu Kalkzwischenmooren bzw. Niedermooren auf Kalkmudde entwickeln sich z. B. schutzwürdige Traubentrespen- und Kalkbinsenrasen. Diese wertvollen Vegetationstypen sind gegenüber Säureeinträgen sehr empfindlich, wenn auch der Boden selbst weniger empfindlich ist. Eine Degradierung dieser Standorte durch Verminderung des Basengehaltes sollte zum Schutz der naturschutzfachlich wertvollen Vegetation nicht zugelassen werden.

Natürlich neutrale und saure Böden, deren potenzielle Basensättigung unter 30 % liegt, entwickeln spontan säureverträgliche Grünland-Pflanzengesellschaften. Diese sind gegenüber weiteren Säureeinträgen relativ unempfindlich. Wenn die Säureeinträge aber zu einem erheblichen Teil aus Stickstoffverbindungen bestehen, führt die gleichzeitig eutrophierende Wirkung zu mehr oder weniger starken Veränderungen der Vegetationsstruktur, so dass Wirkungen infolge von Versauerungen überlagert werden und nicht mehr eindeutig versauerungsbedingt nachweisbar sind.

Sehr niedrige Critical Loads von unter 1000 eq ha⁻¹ a⁻¹ weisen die basenarmen stark podsolierten Standorte der nordostdeutschen Tiefebene (Land Brandenburg) auf, die eine sehr niedrige Kationen-Verwitterungsrate des Sub-

strats und gleichzeitig eine sehr niedrige zulässige Auswaschungsrate von Säureneutralisationskapazität aufgrund der geringeren Niederschläge in der subkontinentalen Klimazone zu verzeichnen haben.

In den basenarmen, podsolierten Standorten der nordwestdeutschen Tiefebene und in der Altmark (z. B. Lüneburger Heide, Colbitz-Letzlinger Heide, ganz Schleswig-Holstein und im Westen Niedersachsens) stellen sich die Critical Loads für natürliches Grünland im mittleren Bereich zwischen 1000 und 1500 eq ha⁻¹ a⁻¹ ein. Obwohl die Basenverwitterungsraten denen der Sandböden der nordostdeutschen Tiefebene entsprechen, dürfen höhere Auswaschungsraten zugelassen werden, da im Durchschnitt viel höhere Niederschlagsmengen in der subatlantischen Klimazone fallen. Auf den basen- und niederschlagsreichen Standorten der Schwäbischen Alb und in den Alpen bewegen sich die Critical Loads in den höheren Bereichen zwischen 1500 und 2500 eq ha⁻¹ a⁻¹. Hohe Critical Loads über 3000 eq ha⁻¹ a⁻¹ kommen nicht vor, weil die natürliche Basensättigung (> 30 %) als Schutzziel berücksichtigt wird.

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

Die Critical Loads der großen Heideflächen in der Lüneburger Heide und in der Niederlausitz weisen Critical Loads von 1000-1500 eq ha⁻¹ a⁻¹ auf.

Wie bei Grünland muss man hinsichtlich der Empfindlichkeit gegenüber Säureeinträgen auch bei **Sümpfen** in natürlich basenreiche Kalkzwischenmoore bzw. Niedermoore auf Kalkmudde und in natürlich subneutrale bis saure Sümpfe unterscheiden. Die basenreichen Sümpfe sind besonders schützenswert mit relativ niedrigen Belastbarkeitsgrenzen. Höhere Belastungsgrenzen als für Wald kann man für saure und subneutrale waldfreie Sümpfe zulassen, deren Vegetation an saure Verhältnisse angepasst ist und auf weitere Säureeinträge flexibel reagiert. Auch das Critical Limit $Al_{le(crit)}$ ist bei Mooren nicht relevant. Große Sümpfe wie der bei Berchtesgaden weisen demzufolge mittlere Critical Loads im Bereich von 1000-1500 eq ha⁻¹ a⁻¹ auf.

Vegetationsgesellschaften der **Torfmoore** sind an ein saures Milieu angepasst. Man kann sagen, je saurer (und stickstoffärmer) ein Regenarmmoor wird, desto stabiler ist das Ökosystem gegenüber Säureeinträgen. Aluminium wird zur Stabilisierung des Bodens nicht benötigt, da der Boden aus aluminiumfreiem Hochmoortorf besteht.

3.4 Critical Loads für eutrophierende Stickstoffeinträge

3.4.1 Methodischer Ansatz

Die zulässige Stickstoffdeposition $CL_{nut}(N)$ kann als die Einstellung des Gleichgewichts zwischen Stoffein- und -austrägen beschrieben werden. Zeitweilige Abweichungen vom Gleichgewichtszustand sind nur tolerierbar, solange das System aus sich selbst heraus regenerationsfähig bleibt (quasi-stationärer Zustand). Eine modellhafte Beschreibung des Stickstoffhaushalts von Ökosystemen unter diesen Bedingungen stellt die folgende Gleichung dar:

$$CL_{nut}(N) = N_u + N_i + N_{le(acc)} + N_{de} \quad \text{Gleichung 3-30}$$

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}	=	Denitrifikation von Stickstoff [kg N ha ⁻¹ a ⁻¹]

Die Datengrundlagen für die flächenbezogene Ermittlung von N_u , N_i und $N_{le(acc)}$ werden aus Referenzdaten abgeleitet. Die Datenbasis hierfür wird in Kap. 3.4.2.1 bis 3.4.2.3 beschrieben.

Der Parameter N_{de} muss jedoch mit Hilfe eines Berechnungsmodells bestimmt werden (vgl. Kap. 3.4.2.4).

3.4.2 Erhebung und Berechnung der Eingangsdaten

3.4.2.1 Netto-Stickstoff-Aufnahmerate durch die Vegetation (N_u)

Für den Deutschen Datensatz „Critical Loads & Exceedances 2005“ wurde die Netto-Stickstoffaufnahme analog zur Berechnung der Netto-Aufnahmeraten basischer Kationen (vgl. Kap. 3.3.2.2) in Abhängigkeit von den Standortfaktoren (siehe Anhang Kap. A.3.1) ermittelt (Abbildung 3-5).

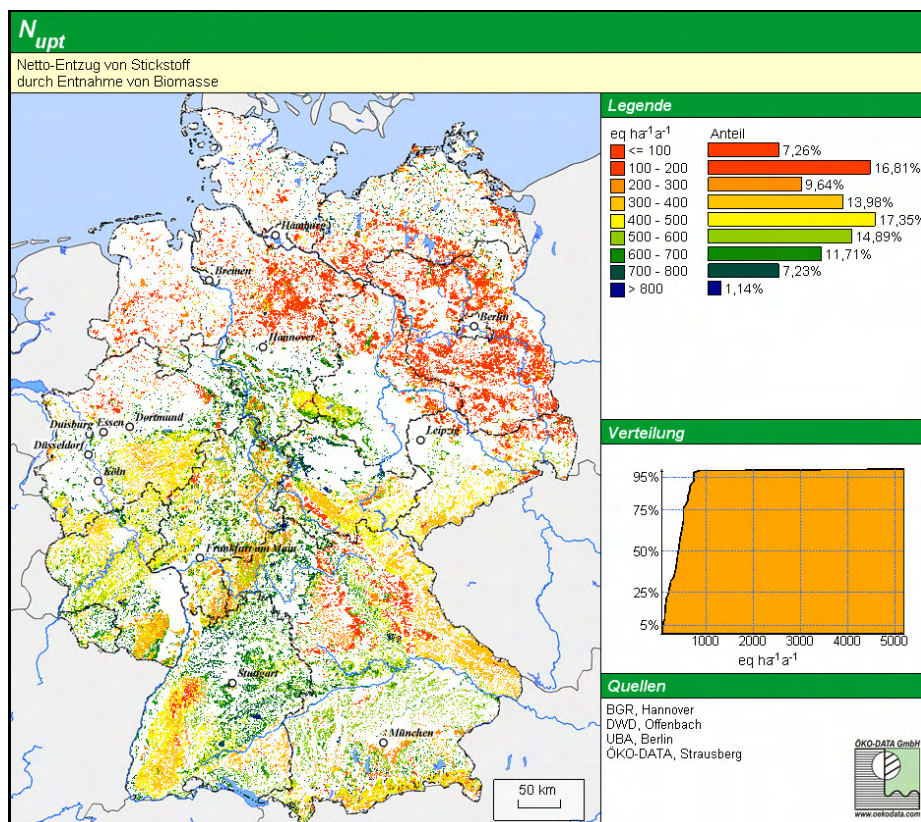


Abbildung 3-5: Regionale Verteilung des Netto-Entzugs von Stickstoff durch Ernte von Biomasse

Korrektur der ermittelten Stickstoffentzüge im Falle nährstofflimitierter Standorte

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

Das heißt:

$$N_u = \max\{N_{dep} - N_i, 0\} \quad \text{Gleichung 3-31}$$

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

Wenn

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

dann ergibt sich

$$N_u^* = N_u \cdot f_{N_u} \quad \text{Gleichung 3-32}$$

mit

$$f_{N_u} = \frac{N_{dep} - N_i}{N_u} \quad \text{Gleichung 3-33}$$

Für N_{dep} werden die Werte des Jahres 1999, einem typischen Durchschnittsjahr im Depositionsgeschehen, eingesetzt.

Gleichzeitig ist aber auch zu beachten, dass N_u^* nur als annähernd reale Stickstoffaufnahme angenommen werden kann, wenn das Pflanzenwachstum nicht durch andere Standortfaktoren begrenzt wird (Durchschnittstemperatur in der Vegetationsperiode $< 5^\circ\text{C}$; Jahresniederschläge $< 200\text{ mm}$ usw.). Insbesondere muss auch das Dargebot an basischen Nährkationen ausreichen für eine optimale Pflanzenversorgung. Basische Kationen und Stickstoff werden immer in einem konstanten Verhältnis aufgenommen. Dieses Verhältnis ist pflanzenartspezifisch. So haben Untersuchungen von *de Vries et al.* (1990) ergeben, dass durchschnittliche Bc/N-Verhältnisse bei Fichte von 0,9 und bei Kiefer sowie bei den Laubbaumarten von 0,7 notwendig sind. Während die Wahrscheinlichkeit, dass die anderen o. g. Wachstumsfaktoren in Deutschland signifikant unterschritten werden, sehr gering ist, kann das Dargebot an basischen Kationen durchaus in relevantem Umfang unter das pflanzenphysiologisch erforderliche Minimum fallen und dadurch gleichzeitig die Stickstoffaufnahme limitieren.

Deshalb ist auch eine Prüfung der berechneten N_u^* und Bc_u^* notwendig hinsichtlich des Verhältnisses von Bc_u^* zu N_u^* in Bezug auf die Baumarten, die den jeweiligen Standort bestocken.

3.4.2.2 Stickstoff-Immobilisierungsrate (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 i. d. R. 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 (5°C im Boden bzw. 10°C in der Luft) sowie die Zersetzbarkeit der organischen Substanz.

Je länger die Vegetationszeitdauer im Jahr (Anzahl der Tage mit einer durchschnittlichen Lufttemperatur von $\geq 10^\circ\text{C}$ im Jahr) und je geringer der Ligningehalt in der Förnaauflage (gering bei Laubbäumen und Grasland, hoch bei Nadelbäumen und Heidesträuchern) desto höher die Mineralisationsrate im Jahr, d. h. desto geringer die Immobilisierungsrate.

Aus umfangreichen Studien (*Sogn et al.* 1999) können folgende Beziehungen zwischen den Wertespannen für eine langfristig akzeptable Immobilisierungsrate im Sinne eines nachhaltigen Gleichgewichtes von Auf- und Abbau der Humusschicht festgestellt werden:

Die Immobilisierungsrate (in $\text{kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$) beträgt

bei einer Vegetationszeitdauer im Jahr von	<100 Tagen	100 – 200 Tagen	> 200 Tagen
unter Nadelwald und Heiden	2	2 - 5	5
unter sonstigen Wäldern und Grasland	1	1 - 4	4

Zwischen 100 und 200 Tagen Vegetationszeit wird die Immobilisierungsrate zwischen Maximum und Minimum interpoliert.

Für diesen Zweck wurde die Karte der langjährigen Jahresmitteltemperaturen von 1971-2000 (*Deutscher Wetterdienst* 2001b) verwendet.

Immobilisierungsraten von 27 bis $82\text{ kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$, wie sie im Solling ermittelt wurden (*Matzner* 1988), weisen darauf hin, dass die natürlichen Immobilisierungsraten insbesondere im Humus anthropogen beeinflusst werden können (durch Versauerung). Daraus ergibt sich die Notwendigkeit, vom Steady state-Ansatz zu dynamischen Modellen überzugehen unter Berücksichtigung der gegenläufigen Entwicklung von Mineralisierung und Immobilisierung.

Das Ergebnis der Berechnung der akzeptablen steady-state-Immobilisierungsraten für den deutschen Datensatz zeigt Abbildung 3-6.

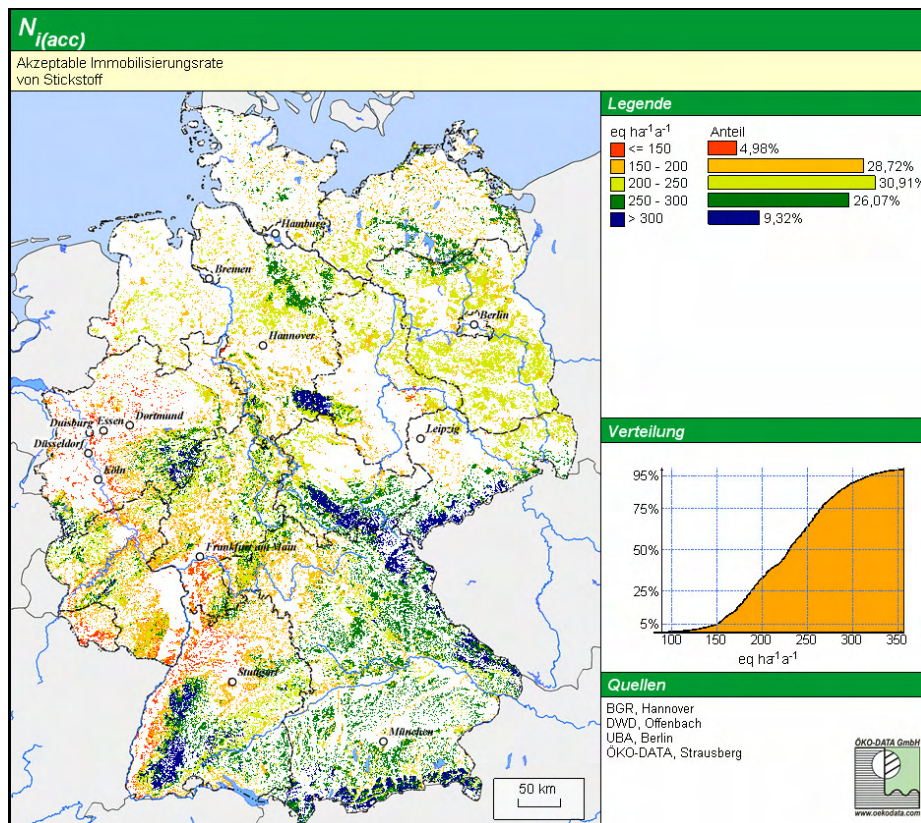


Abbildung 3-6: Regionale Verteilung der akzeptablen steady-state-Immobilisierungsraten

3.4.2.3 Tolerierbare Stickstoffaustragsrate mit dem Sickerwasser ($N_{le(acc)}$)

Bei der Berechnung der Critical Loads für Stickstoffeinträge wurde davon ausgegangen, dass in naturnahen Waldökosystemen mit einer natürlichen Artendiversität ein kritischer Schwellenwert der Stickstoffkonzentration nicht überschritten werden darf, um den Verlust einzelner charakteristischer Arten nicht zuzulassen.

In Auswertung der Zusammenstellung gemessener kritischer N-Konzentrationen im Sickerwasser (UNECE/CCE 1993, In: *Manual - ICP Modelling and Mapping* 2004) werden folgende Grenzkonzentrationen für die naturnahen und halbnatürlichen Vegetationstypen festgesetzt:

Die akzeptable Grenzkonzentration von Stickstoff $[N]_{crit}$ im Sickerwasser [mg l⁻¹] beträgt:

unter Nadelwald	0,2	unter Heiden	0,3
unter Mischwald	0,3	unter Torfmooren	0,2
unter Laubwald	0,4	unter sonstigem Grasland	0,4

Letztendlich spielt für eine realistische Abschätzung dieser Größe der Massenbilanz die Sickerwasserrate eine entscheidende Rolle.

Die Berechnung des tolerierbaren Stickstoffaustrages erfolgte demzufolge unter Verwendung der Sickerwasserrate wie folgt:

$$N_{le(acc)} = PS \cdot [N]_{crit} \quad \text{Gleichung 3-34}$$

wobei:

$N_{le(acc)}$	=	tolerierbare Stickstoffaustragsrate mit dem Sickerwasser [kg N ha ⁻¹ a ⁻¹]
PS	=	Sickerwasserrate [m ³ ha ⁻¹ a ⁻¹]
$[N]_{crit}$	=	Grenzwert nach UNECE/CCE (1993) für die tolerierbare Stickstoffkonzentration in der Bodenlösung

Die Verwendung einer Grenzkonzentration für einen tolerierbaren Austrag von Stickstoff ins Grundwasser ist insofern gerechtfertigt, als es auch unter unbeeinflussten Landschaften immer schon zu einer Auswaschung von Stickstoff ins Grundwasser nach Austrocknung und Wiedervernässung von hydromorphen Böden im jährlichen oder mehrjährigen Klimazyklus kam.

Die Nutzung des ermittelten Grenzwertes zur Kontrolle des Erfolges bei Einhaltung der Critical Loads wäre jedoch sehr sinnvoll unter dem Gesichtspunkt, dass es in den neuen Bundesländern noch Regenarmmoore gibt, die in den westeuropäischen Ländern nicht mehr vorkommen, und deshalb hinsichtlich einer Belastbarkeit mit (geringfügig) stickstoffbelastetem Grundwasser nicht untersucht worden sind.

Weitere Untersuchungen zu diesem Punkt werden hiermit vorgeschlagen.

Zur Verwendung der derzeit zur Verfügung stehenden Karte der Sickerwasserrate aus dem neuen Klimaatlas Deutschlands wurde bereits in Kap. 3.2.4 eine Aussage getroffen.

Das Ergebnis der Berechnung des deutschen Datensatzes zeigt Abbildung 3-7.

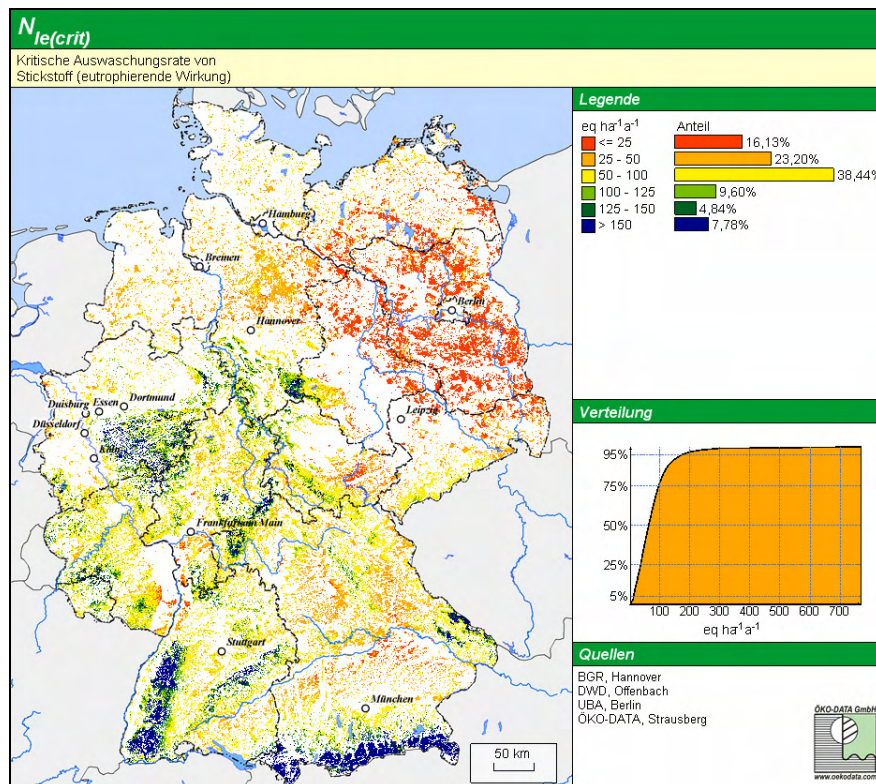


Abbildung 3-7: Regionale Verteilung der kritischen Auswaschungsrate von Stickstoff mit dem Sickerwasser

3.4.2.4 Stickstoff-Denitrifikationsrate (N_{de})

Die Stickstoff-Emission aus dem Boden ist in der Regel das Ergebnis mikrobieller Umsetzungsprozesse im Boden, der Denitrifikation (Folorunso und Rolston 1985). Die Stickstoff-Gesamtemission hängt überwiegend vom Gehalt an Stickstoff im Boden ab, indirekt also in hohem Maße von Stickstoffeinträgen, aber auch im hohen Maße vom Bodenwassergehalt als Lebensmilieu und dem verfügbaren Dargebot an basischen Kationen und Kohlenstoff als Nahrungsgrundlage für die denitrifizierenden Boden-Mikroorganismen.

Die Abschätzung der Stickstoff-Gesamtemission muss also sowohl nach nutzungsbedingten als auch nach natürlichen Standortparametern differenziert erfolgen.

Für die modellhafte flächendeckende Ermittlung der Denitrifikationsrate im Zusammenhang mit der Bestimmung von Critical Loads für eutrophierenden Stickstoff empfiehlt das Manual (*ICP Modelling and Mapping* 2004) zwei unterschiedliche Ansätze. Ein Variantenvergleich auf der Basis der Validierung mit Messwerten an 12 mitteleuropäischen Standorten (Nagel et al. 2001) ergab eine deutlich höhere und ausreichend gute Wirklichkeitsnähe des folgenden Modells, so dass nunmehr der zweite Modellansatz in Deutschland nicht mehr gerechnet wird.

Das gewählte Modell geht von folgendem Ansatz aus:

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

Gleichung 3-35

wobei:

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

Dieser einfache Ansatz von *de Vries et al. (1990)* geht von einem linearen Zusammenhang zwischen Denitrifikationsrate und dem N-Eintrag unter Berücksichtigung der Immobilisierungsrate und dem N-Entzug durch die Vegetation aus. Dies setzt jedoch voraus, dass die Immobilisierung und der N-Entzug schneller vonstatten gehen als die Denitrifikation, was nicht immer zutrifft.

Durch Einsetzung in die Critical Loads-Gleichung (Gleichung 3-30) ergibt sich die folgende Formel für den Critical Load für eutrophierenden Stickstoff:

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

Gleichung 3-36

Bestimmung des Denitrifikations-Faktors f_{de}

DeVries et al. (1990) schlagen die Parameterisierung von f_{de} wie folgt vor: $f_{de} = 0,1$ für Sandböden ohne Vergleichen, $f_{de} = 0,5$ für vergleyte Sandböden, $f_{de} = 0,7$ für Tonböden und $f_{de} = 0,8$ für Torfböden. Für die Interpolation wird im Manual (*ICP Modelling and Mapping 2004*) eine Matrix zur Bestimmung von f_{de} in Abhängigkeit vom Drainage-Grad des Bodens angeboten.

Gemäß den Erkenntnissen über die die Denitrifikation bestimmenden Faktoren wurden zur Abschätzung des Denitrifikationsfaktors f_{de} für den deutschen Datensatz die Eigenschaften der verschiedenen Bodentypen, die in Deutschland entsprechend BÜK 1000 vorkommen, v. a. hinsichtlich ihres Totporenanteils sowie des Grund- bzw. Stauwassereinflusses herangezogen. Die in der BÜK-Datenbank horizontweisen Angaben der effektiven Feldkapazität (Luftporenvolumen) wurden von der horizontweisen Angabe der Feldkapazität (Gesamtporenvolumen) abgezogen, um den Totporenanteil (wassergefülltes Porenvolumen) zu erhalten. Die Spanne der Werte für den Totporenanteil, die in den BÜK-Leitbodenhorizonten vorkommen, wurde nun den f_{de} -Faktoren von 0,2 bis 0,7 durch Interpolation zugewiesen. Oxidierte Grund- oder Stauwasserhorizonte wurden grundsätzlich mit dem f_{de} -Faktor 0,8 belegt.

Anschließend wurden über alle Horizonte bis zur durchwurzelten Tiefe die Horizont- f_{de} -Faktoren tiefenstufengewichtet gemittelt.

Nun wurde geprüft, ob die Verwitterungsrate basischer Kationen (Bc_w) in der durchwurzelten Zone ausreicht, damit bei den denitrifizierenden Bakterien keine Mangelsymptome auftreten, die die Produktivität einschränken. Liegt die Verwitterungsrate basischer Kationen bei $200 \text{ eq ha}^{-1} \text{ a}^{-1} \text{ m}^{-1}$, wird der f_{de} -Faktor auf 0,1 gesetzt. Liegt Bc_w zwischen 200 und $300 \text{ eq ha}^{-1} \text{ a}^{-1} \text{ m}^{-1}$, wird der f_{de} -Faktor entsprechend zwischen 0,1 und dem wasserabhängigen Mittelwert des Leitbodenprofils interpoliert. Liegt Bc_w über $300 \text{ eq ha}^{-1} \text{ a}^{-1} \text{ m}^{-1}$, wird der f_{de} -Faktor aus dem wasserabhängigen Mittelwert des Leitbodenprofils nicht korrigiert.

3.4.3 Ergebnisse der Critical Load-Berechnungen für eutrophierenden Stickstoff

Das Ergebnis der Critical Load-Berechnung für die Wald- und waldfreien naturnahen Standorte in Deutschland zeigt Abbildung 3-8.

Etwa ein Drittel des Bundesgebietes (28 %) weist besonders schutzbedürftige ökologische Rezeptoren (unter $7,5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) auf, darunter sind etwa 3 % der Rezeptorfläche mit Belastbarkeitsgrenzen für Stickstoffeinträge unter $5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, d. h. extrem eutrophierungsgefährdete Ökosysteme, die nur über ein sehr geringes N-Bindungsvermögen verfügen. Weiter regional differenziert zeigt das Ergebnis der Abschätzung der kritischen Belastbarkeitsgrenzwerte in Deutschland, dass die niedrigsten Belastbarkeitsgrenzen - und damit die höchste Empfindlichkeit gegenüber anthropogenen Stickstoff-Einträgen - auf den trockenen nährstoffarmen Sanden der Sanderflächen am Rande des Spreeurstromtals, des Baruther Urstromtals, der Dahmeseenkette und in der Prignitz mit Belastbarkeitsgrenzen von $2,5 - 5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ liegen. Dies resultiert aus der hier sehr niedrigen Sorptionsfä-

higkeit (Immobilisierungsrate) der sorptionsschwachen armen und sauren Podsole und Podsol-Braunerden. Der Entzug von Stickstoffverbindungen aus dem Boden bei der Holzernte ist aufgrund relativ geringer Produktivität der nährstoffarmen trockenen Böden in der subkontinentalen trockenen Klimazone ebenfalls nur gering.

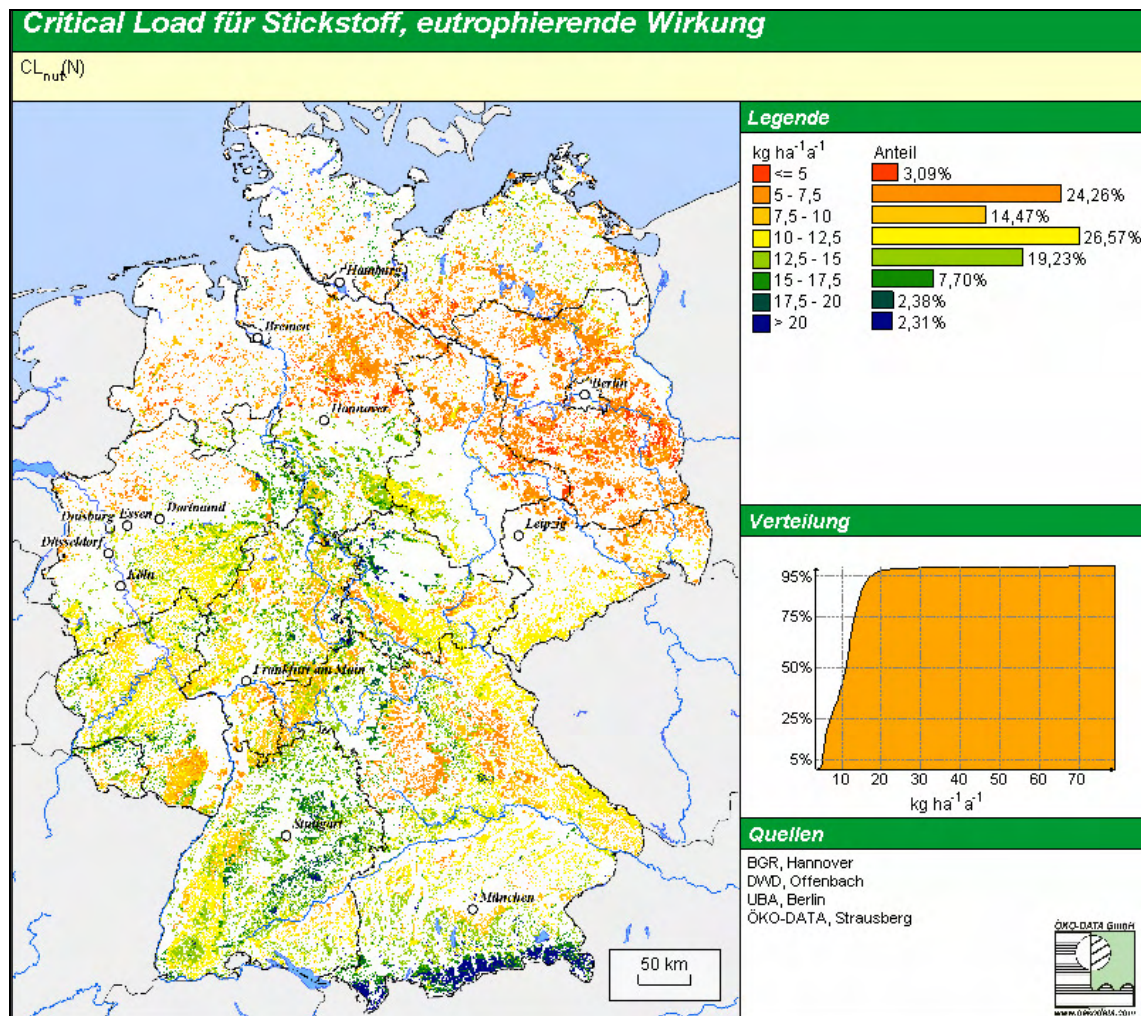


Abbildung 3-8: Regionale Verteilung der Critical Loads für eutrophierenden Stickstoff in Deutschland

Diese Extremstandorte sind eingebettet in ein Band sehr empfindlicher Standorte ($5 - 7,5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$), das sich über die gesamte norddeutsche Tiefebene von der Niederlausitz und der Düben-Dahlener Heide über den Barnim, Fläming, Havelland, Prignitz, Altmark bis zur Lüneburger Heide erstreckt. Von dieser sehr geringen Belastbarkeit ist besonders das Land Brandenburg betroffen, das neben den ärmsten Standorten außerdem noch deutschlandweit die geringsten Niederschläge aufweist. Zur nächst höheren CL-Klasse ($7,5 - 10 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) gehören das Münsterland, Ostfriesland und Mecklenburg-Vorpommern, der Pfälzer Wald, der Odenwald, südlicher Thüringer Wald, das Regnitz-Einzugsgebiet um Nürnberg, das Gebiet zwischen Bayreuth und Regensburg sowie das Donau-Einzugsgebiet zwischen Neu-Ulm und Biberach mit ebenfalls sorptionsschwachen Podsohlen, die jedoch aufgrund der niedrigeren Temperaturen zwar höhere Immobilisierungsraten, aber geringere Stickstoffentzüge durch die Vegetation aufweisen.

Große Teile der Wälder in den deutschen Mittelgebirgen weisen Belastbarkeitsgrenzen von $10 - 12,5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ auf, auf den Kammlagen vereinzelt sogar bis zu $15 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ aufgrund der klimabedingten hohen Immobilisierungsrate..

In den küstennahen Bereichen von Mecklenburg, Holstein und Ostfriesland wirken sich die maritimen Klimaeinflüsse günstig auf das Pflanzenwachstum und damit auf die Stickstoffentzüge aus, so dass hier teilweise $12,5 - 15 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ verkräftet werden.

In den anderen bisher nicht genannten Gebieten Deutschlands, insbesondere im Gebiet der Schwäbischen Alb, Fränkischen Alb, Bauland, Kraichgau, Frankenhöhe, Steigerwald und der Weser-Else-Tiefebene zwischen Göttingen

gen und Osnabrück wirkt sich der höhere Anteil an Laub- und Mischwäldern auf basenreicheren Braunerde-Rendzina, -Terra fusca, -Pelosol aus Kalk-, Mergel und Dolomitgesteinen signifikant auf den Belastbarkeitsgrenzwert aus, da damit ein hoher Entzug von Stickstoff aus dem Boden im Zusammenwirken mit guter Basen- und Wasserversorgung der fruchtbaren Böden verbunden ist. Insgesamt ergibt sich, dass der Belastungsgrenzwert hier über $15 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ liegt.

Da Wälder überwiegend die Rezeptorflächen (95,8 % Flächenanteil) repräsentieren, hat die Verteilung der Wälder die ausschlaggebende Bedeutung bei der vorangehenden Darstellung der regionalen Verteilung der Critical Loads.

Für die waldfreien naturnahen Rezeptorflächen lassen sich folgende regionale Differenzierungen feststellen:

Die Grünmasseerträge (ausgewiesen in Trockenmasse) auf **natürlichem Grünland** schwanken stärker als die Holzerträge (Trockenmasse) in Abhängigkeit von den Standortbedingungen. Während auf reichen hydromorphen Böden bei mittleren Wasserständen von 5-10 dm unter Geländeoberfläche (u. GOF) die Trockenmasseerträge von Grasland höher sind als die Holz-Trockenmasseerträge eines standortgerechten Baumbestandes, sind die Graserträge auf sehr armen und trockenen Standorten wesentlich niedriger als entsprechende Holzerträge auf gleichem Standort.

Grasbestände haben aber grundsätzlich einen höheren Stickstoffgehalt in der Erntemasse als Holz. Daraus resultiert bei annähernd gleichen Phytomasse-Trockensubstanz-Erträgen ein höherer N-Entzug mit i. d. R. das Doppelte.

So liegen die empfindlichsten Grünlandstandorte mit Critical Loads von $5\text{-}10 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ auf grundwasserfernen armen Sand- und Eisenpodsolböden im norddeutschen Flachland (Brandenburg, Colbitz-Letzlinger Heide, Lüneburger Heide, Münsterland).

Die Grünlandstandorte in den Gebirgen mit basenreichen Böden (Schwäbische Alb, Alpen) sind sowohl durch gute Nährstoffversorgung, als auch durch höhere Jahresniederschläge begünstigt und weisen eine gute Grünmasseentwicklung auf. Die Critical Loads liegen hier deshalb im oberen Bereich ($15\text{-}20 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$).

Die nährstoffarmen, aber grundwasserbeeinflussten Sand-Grundgleye z. B. in der Niederlausitz weisen ebenfalls einen mittleren Ertrag, das bedeutet mittlere Critical Loads ($5\text{-}15 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$), auf.

Die höchsten Erträge (höher als die der entsprechenden Eichen-Eschen-Bestände) können auf grundwassernahen Auenböden mit Graslandbewirtschaftung erzielt werden, so ergeben sich sehr hohe Critical Loads ($>20 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) in den Auen, insbesondere der Elbe, der Weser und der Oder.

Zwergstrauchheiden und Borstgrasrasen, die bestimmenden Vegetationsgesellschaften in **Heiden und Moorheiden**, kommen nur auf Böden vor, die im natürlichen Zustand sauer bis subneutral und nährstoffarm bis mäßig nährstoffversorgt sind. Demzufolge sind alle Heiden und Moorheiden empfindlich gegenüber Stickstoffeinträgen.

Die Critical Loads für Heiden und Moorheiden sind also generell in allen Bodenregionen relativ niedrig mit $5\text{-}10 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Niederlausitz, Lüneburger Heide, Colbitz-Letzlinger Heide, Wittstocker Heide).

Da **Sümpfe** nur relativ selten (maximal alle 3 Jahre) zu Streuzwecken, zur Reetgewinnung u. a. genutzt werden, ist der Entzug in Sümpfen wesentlich geringer als bei natürlichem Grünland. Andererseits ist die Denitrifikationsrate in den nassen Sümpfen höher als auf anhydromorphen Böden.

Die regionale Differenzierung der Critical Loads entspricht der für Grünlandökosysteme, der Critical Load ist aber generell etwa $5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ tiefer anzusetzen. So weist die große Sumpffläche bei Berchtesgaden einen Critical Load von $10\text{-}15 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ auf.

Torfmoore, auch Regenarmmoore genannt, entstehen grundsätzlich nur in sehr saurem, sehr nährstoffarmem Milieu. Unabhängig von der ausgewiesenen Leitbodenassoziation handelt es sich an diesen Standorten immer um sehr nährstoffarme Substrate. Demzufolge sind Torfmoore immer die empfindlichsten Ökosystemtypen gegenüber Stickstoffeinträgen. Torfmoore können maximal $3\text{-}5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ durch Denitrifikation kompensieren, dem einzigen wirksamen Senkenprozess im Stoffkreislauf. Ein Entzug über Biomasse findet i. d. R. fast nicht oder nur sehr selten statt. So sind die großflächigen Torfmoore im Nordwesten des Landes Niedersachsen (Ostfriesland, Emsland, Bourtanger Moor) durch Critical Loads unter $5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ gekennzeichnet.

3.5 Critical Load-Überschreitungen (Schwefel, Stickstoff)

3.5.1 Trends in der atmosphärischen Schadstoffbelastung

Drei Jahrzehnte europäischer Luftreinhaltepolitik, getragen von den Protokollen der UNECE Konvention über weitreichende, grenzüberschreitende Luftverunreinigungen und den EU Direktiven, insbesondere der zur Festsetzung nationaler Emissionsobergrenzen (NEC-Direktive) sowie dem EU Programm „Clean Air for Europe (CAFE)“ haben wie in kaum einem anderen Bereich des Umweltschutzes zu einem deutlichen Trendwechsel geführt. Waren Mitte der 80er Jahre des letzten Jahrhunderts noch Bilder abgestorbener Bäume mit dem Begriff

„Saurer Regen“ verbunden, gelang es in den 90er Jahren die Emissionen vor allem der säurebildenden Luftschadstoffe drastisch zu senken. Allerdings ist diese Minderung besonders ausgeprägt bei der Freisetzung von Schwefelverbindungen, während die Stickstoffverbindungen nicht in dem eigentlich notwendigen Maße reduziert werden konnten.

Auch in Deutschland wurden die europäischen Zielstellungen und Verpflichtungen in nationales Recht umgesetzt bzw. mit nationalen Maßnahmen unteretzt. Der seit 1990 stattfindende schnelle Strukturwandel, der in der Industrie und den Haushalten die Kohle, insbesondere die Braunkohle, verdrängt und die erfolgreiche Schadstoffminderung im Zuge der Durchsetzung der Großfeuerungsanlagenverordnung führte insgesamt zu einem deutlichen Rückgang bei den Säureeinträgen. Auf der anderen Seite wurden Gütertransporte vor allem auf die Straße verlegt und die allgemeine Verkehrsdichte hat zugenommen. Den Stickoxiden (NO_x) und dem Ammoniak (NH_3), gilt hierbei besondere Aufmerksamkeit, weil sie die Ursache für eine fortdauernde Versauerung und die Eutrophierung von Ökosystemen bewirken. So hat sich auch in Deutschland bei den Luftschadstoffen das Gewicht von den Schwefel- zu den Stickstoffverbindungen verlagert (GAUGER et al. 2007, Abschlussbericht zum UBA-Projekt FKZ 204 63 252)

Die Auswirkungen der Schadstoffbelastung in den Ökosystemen folgen in der Regel dem Trend der Emission und Immission von Luftschadstoffen, wenn auch mit einer gewissen zeitlichen Verzögerung. Wie in Zeiten zunehmender Belastung reagieren die Ökosysteme auch auf die Entlastung erst nach geraumer Weile. Zu dem Zeitpunkt, als die Critical Loads durch die Deposition überschritten wurden, waren in der Regel die Ökosysteme zunächst in der Lage, diese Belastung mehr oder weniger lange zu kompensieren. Die chemische Reaktion (z. B. ein fallender pH-Wert in der Bodenlösung) und die biologische Antwort des Ökosystems darauf, die sich in einer Verschlechterung ökosystemarer Kennwerte (z. B. Stabilität, Biodiversität, Ertrag etc.) bemerkbar macht, treten erst mit einer gewissen Verzögerung auf, „Damage Delay Time“ genannt (DDT). Sinken die Schadstoffeinträge infolge von Maßnahmen zur Emissionsminderung wieder unter die Critical Loads, muss wiederum mit einer verzögert erfolgenden Erholung der Ökosysteme gerechnet werden, die als „Recovery Delay Time“ (RDT) bezeichnet wird (Abbildung 3-9).

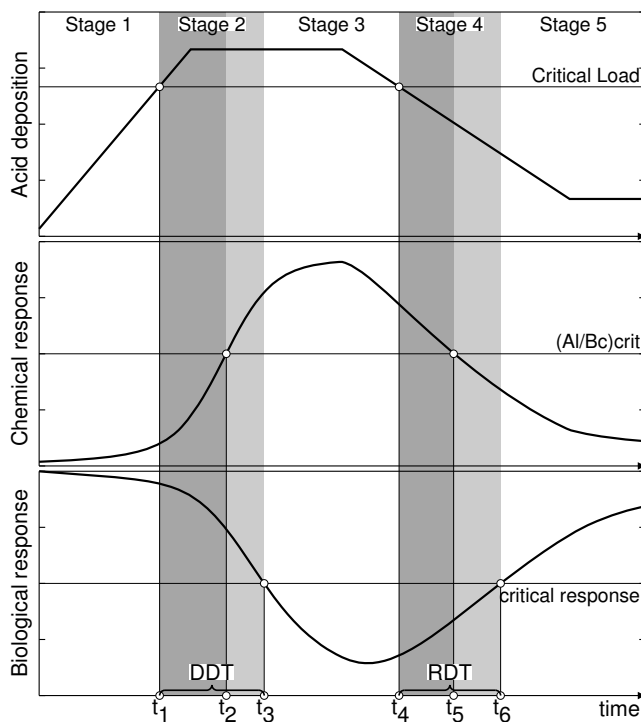


Abbildung 3-9 : Zeitliche Verzögerungen bei der Reaktion von Ökosystemen auf die Überschreitung der Critical Loads (Damage Delay Time, DDT) und bei der Erholung nach erfolgter Minderung der Schadstoffeinträge unter die Belastungsgrenzen (Recovery Delay Time, RDT), vgl. ICP Modelling and Mapping 2004

Mit den Critical Loads werden Umweltbelastungs- bzw. Umweltqualitätskriterien für komplexe Ökosysteme zur Verfügung gestellt und gleichzeitig Zielgrößen für die Emissionsreduzierung bei verschiedenen Luftschadstoffen definiert. Wendet man die Critical Loads als Indikatoren für nachhaltig stabile Umweltbedingungen in einer Region auf die Belastungssituation in Deutschland an, so zeigt sich, dass trotz einer beträchtlichen Verminderung der Schadstoffbelastung die meisten untersuchten ökologischen Rezeptoren bis heute überbelastet sind und auch bis zum Jahr 2010 nach den bisher vorliegenden Konzepten und Zielstellungen nur etwa 45 % der sensitiven Ökosysteme nachhaltig geschützt werden (Abbildung 3-10). Diese mit einem einfachen dynamischen Modell (VSD) des CCE durchgeführten Prognoserechnungen zeigen auch, dass ohne zusätzliche Maßnahmen bis 2030 nur weitere 12 % Rezeptorflächen hinzukommen, also insgesamt etwas unter 60 % geschützt sein werden und 2050 immer noch über 40 % der sensitiven Ökosysteme eine zu hohe Belastung erfahren.

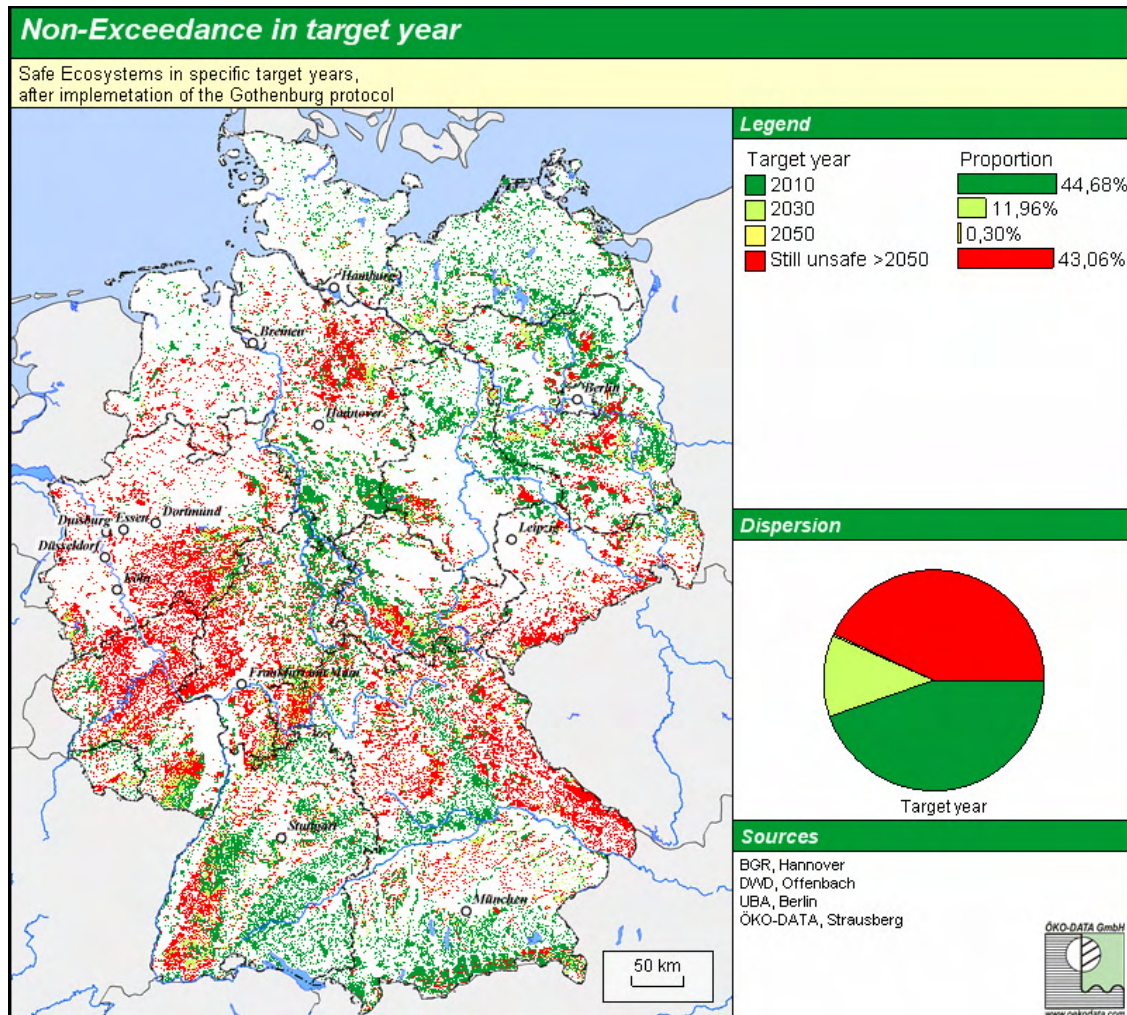


Abbildung 3-10: Anteil der vor Versauerung geschützten sensitiven Ökosysteme in den Jahren 2010, 2030 und 2050, Ergebnisse der Prognoserechnungen mit dem VSD-Modell

3.5.2 Berechnungsmethodik

Schwefel- und Stickstoffverbindungen bewirken eine Versauerung der Ökosysteme, insbesondere des Bodens, aber auch von Grund- und Oberflächengewässern. Die oxidierten und reduzierten Stickstoffverbindungen als Nährstoffe tragen zusätzlich zur Eutrophierung der Ökosysteme bei, was u.a. auch zu Veränderungen bzw. dem Verlust von Biodiversität führt.

In der internationalen Wissenschaftlergemeinschaft hat sich schon seit Jahren ein Ansatz durchgesetzt, mit dem beide Schadstoffgruppen und beide Wirkungen komplex betrachtet werden können. Dieser Ansatz, der als

„Critical Loads-Funktion“ bezeichnet wird, bildet auch die Grundlage für den deutschen Datensatz zu den ökologischen Belastungsgrenzen und wird verwendet, um die Einhaltung oder Überschreitung der Critical Loads schadstoffspezifisch zu bestimmen. Ausgangspunkt für die Ableitung der Critical Loads-Funktion ist die bereits beschriebene Gleichung 3-1 für den maximal zulässigen Säureeintrag durch Schwefel- und Stickstoffverbindungen, $CL(S+N)$.

Ein Teil der Stickstoffeinträge wirkt jedoch nicht versauernd, sondern wird als Nährstoff von der Vegetation aufgenommen, als gasförmige Stickstoffverbindung aus dem Boden in die Atmosphäre wieder freigesetzt (durch Denitrifikation) sowie im Humus akkumuliert (Immobilisierung). Da diese spezifischen Senken für Stickstoff ($N_i + N_u + N_{de}$) keine Säureeinträge durch Schwefel kompensieren können, wird der maximale Critical Load für Schwefel ($CL_{max}(S)$), wie in Kap. 3.3.1 beschrieben, bestimmt durch Gleichung 3-2.

Gleichzeitig kann ein minimaler Nährstoffbedarf an Stickstoffverbindungen für das betreffende Ökosystem angenommen werden, der als $CL_{min}(N)$ in die Critical Loads-Funktion eingeht. Die Critical Load-Funktion für Säure ist also um den Betrag des minimalen Stickstoffbedarfes des Systems auf der N-Achse verschoben.

Zusätzlich zur versauernden Wirkung der Stickstoffeinträge ist aber auch gleichzeitig deren Beitrag zur Eutrophierung mit zu betrachten. Für den Fall, dass das betreffende Ökosystem hinsichtlich einer Eutrophierung empfindlicher reagiert als gegenüber Säure, wird die Funktion durch diesen Wert - $CL_{nut}(N)$ - begrenzt. Bei den in Deutschland untersuchten Rezeptoren ist dieser Funktionsverlauf am häufigsten anzutreffen. Die methodische Herangehensweise ist in Abbildung 3-11 dargestellt und im Mapping Manual (*ICP Modelling and Mapping 2004*) beschrieben.

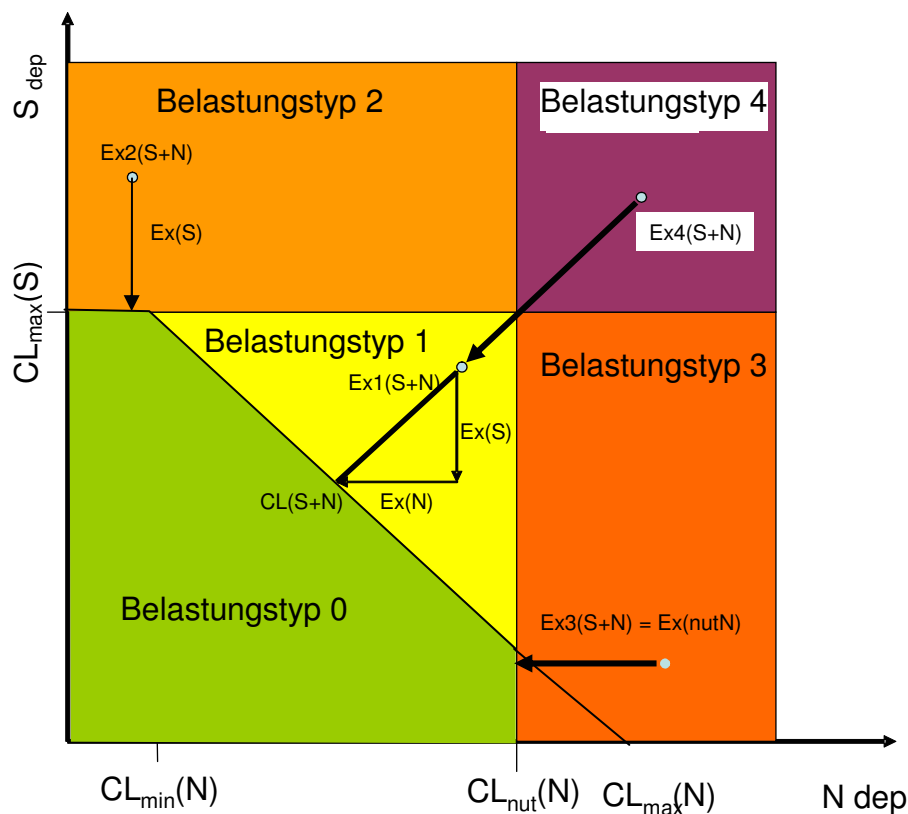


Abbildung 3-11: Berechnung der Critical Load-Überschreitung nach der Lage des Depositionspunktes und Bestimmung der unterschiedlichen Belastungstypen

3.5.3 Ergebnisse der Berechnung der Überschreitungen

Die regionalen Verteilungen der Flächen mit den Belastungstypen 0 bis 4 für die Jahre 1995, 2000 und 2004 (vgl. Abbildung 3-12 bis Abbildung 3-14) zeigen, dass nur auf wenigen Flächen, so z.B. auf Grünland in der Schwäbischen Alb und in der Colbitz-Letzlinger Heide, die ökologischen Belastungsgrenzen eingehalten und keine Überbelastungen mit Schwefel und Stickstoff zu verzeichnen sind (Belastungstyp 0).

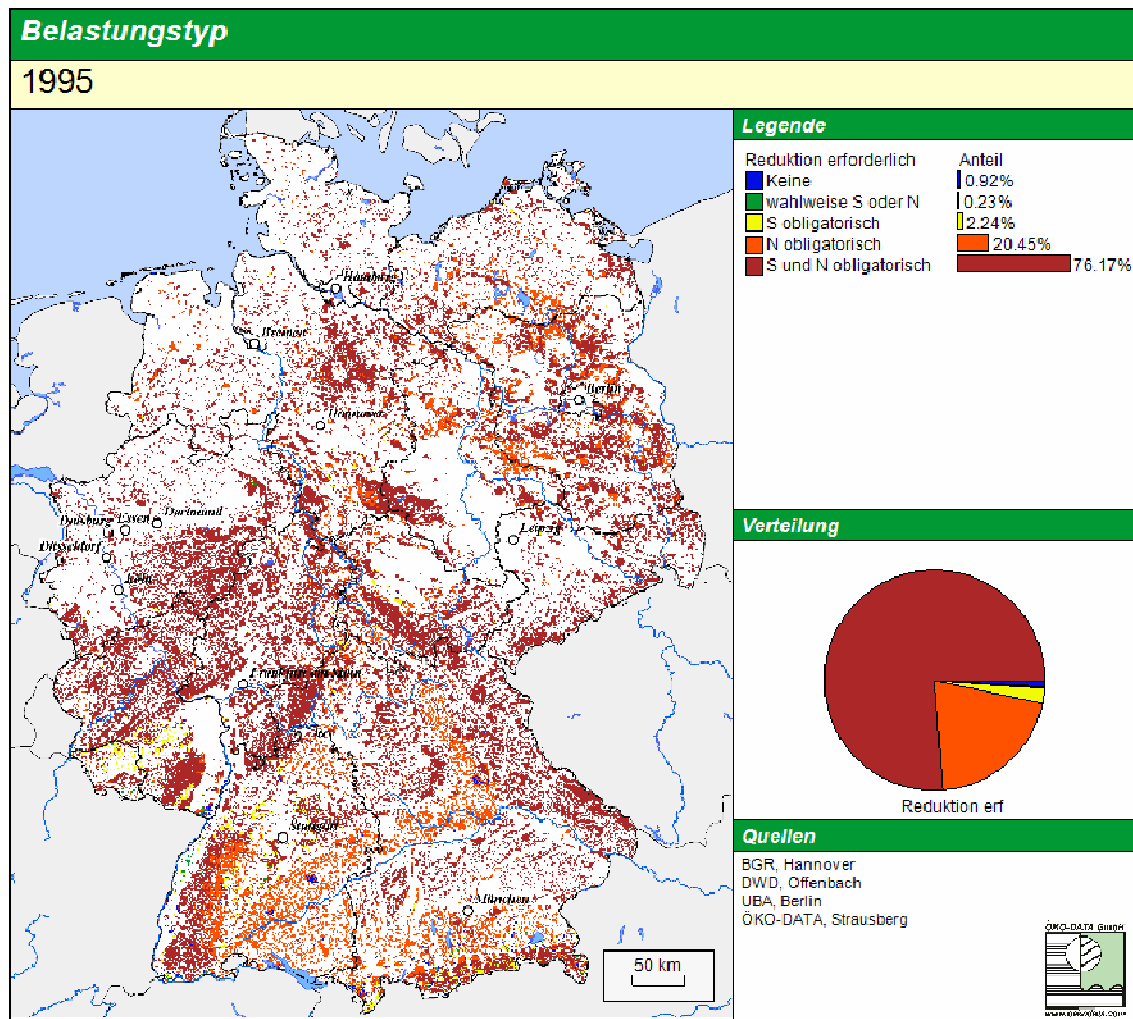


Abbildung 3-12: Die regionale Verteilung der Flächen mit den Belastungstypen 0 bis 4 im Jahr 1995

Es gibt auch äußerst wenig Rezeptorflächen in Deutschland, auf denen zwischen Schwefel- oder Stickstoffreduzierung gewählt werden könnte (Belastungstyp 1). Solche Gebiete sind einige kleinflächige Grünlandstandorte in der Elb-Aue unmittelbar südlich von Magdeburg und im oberen Rheintal.

Auch den Belastungstyp 2 weisen nur wenige Rezeptorflächen auf. Dabei muss zunächst die Schwefel-Depositionen vermindert werden, bevor kombinierte Maßnahmen zur Verminderung des Schwefel- und Stickstoffeintrags angewendet werden können. Allerdings zeigen sich hier und insbesondere beim Belastungstyp 3 (Stickstoffeinträge müssen reduziert werden) die Veränderungen bei den Gewichten von Schwefel- und Stickstoffverbindungen deutlich. Während der Anteil von Rezeptorflächen mit zwingend erforderlicher Minderung des Schwefeleintrags von 2,24 % im Jahr 1995 auf 0,75 % im Jahr 2004 abnimmt, steigt der Anteil von Flächen mit obligatorischer Stickstoffreduzierung von 20,45 % (1995) auf 49,2 % im Jahr 2004.

Schwerpunkte dieser hohen Stickstoffbelastung liegen im östlichen und westlichen Alpenvorland (außer mittleres Vorland südlich München), im Allgäu, in der Schwäbischen und Fränkischen Alb, im Kraichgau, im Bauland, in der Neckar-Ebene von Rottweil bis Heilbronn, im Nordpfälzer Bergland und in der Leine-Weser-Else-Ebene. Alle anderen Gebiete, d. h. die gesamten Bundesländer Mecklenburg-Vorpommern, Schleswig-Holstein, Niedersachsen (außer Leine-Weser-Else-Ebene), Nordrhein-Westfalen, Sachsen-Anhalt (außer Elbaue südlich Magdeburg, Grünlandflächen der Colbitz-Letzlinger Heide), Brandenburg, Sachsen, Thüringen, Hessen, Rheinland-Pfalz (außer Nordpfälzer Bergland, Schwarzwald, Odenwald), Bayern (außer östliches und westliches Alpenvorland, Allgäu und Fränkische Alb) sind dem Belastungstyp 4 zuzuordnen, wo sowohl Schwefel- als auch Stickstoffdepositionen über den Critical Loads liegen und beide Schadstoffe zwingend zu reduzieren sind.

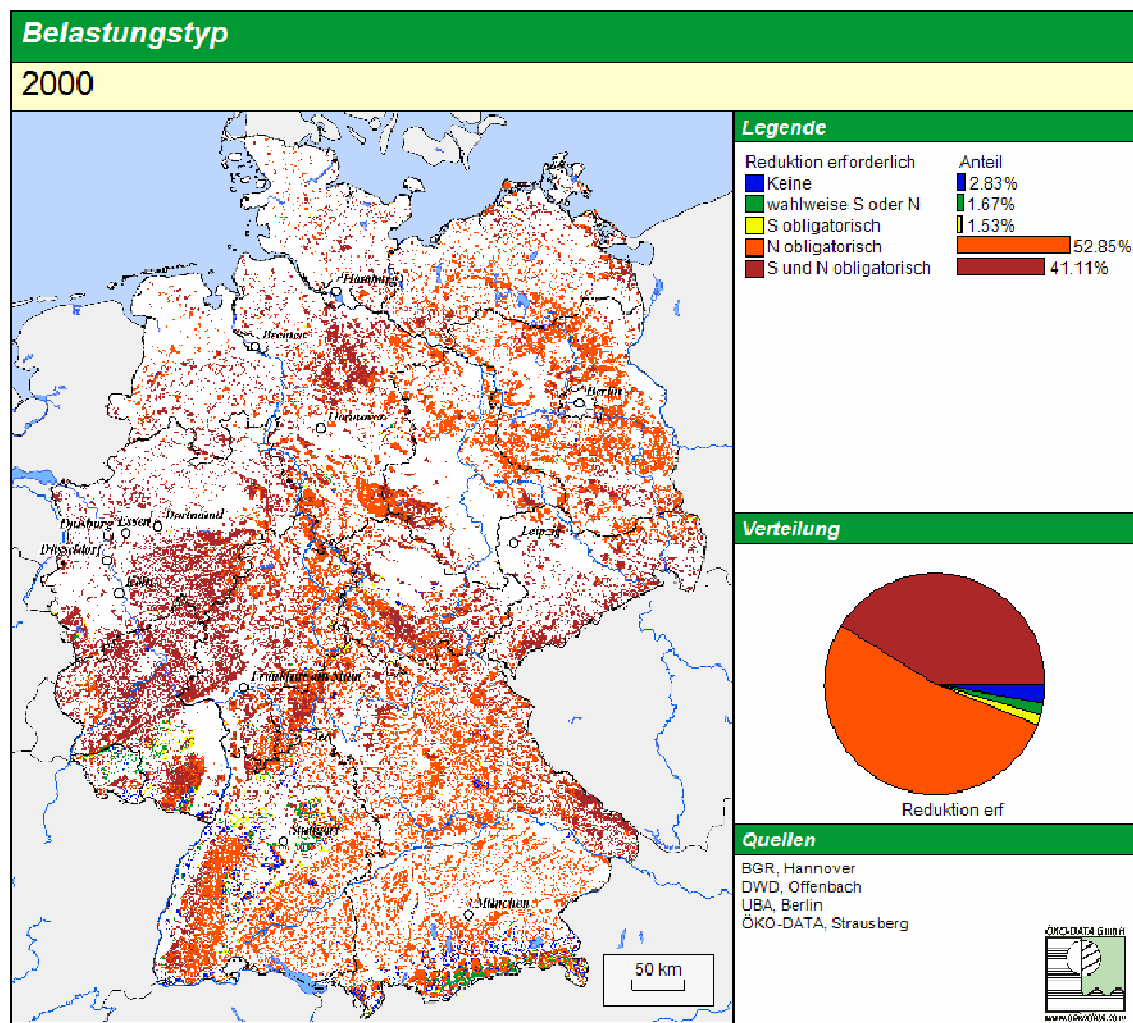


Abbildung 3-13: Die regionale Verteilung der Flächen mit den Belastungstypen 0 bis 4 im Jahr 2000

Die Schwerpunkte innerhalb der Belastungstypen zeigt zusammengefasst folgende Tabelle 3-12:

Tabelle 3-12: Regionale Verteilung der Rezeptorflächen auf die Belastungstypen

Belastungstyp	betroffene Regionen
0	kleinflächiges natürliches Grünland in der Elbaue südlich Magdeburg, oberes Rheintal
1	keine
2	kleinflächiges natürliches Grünland auf Löss- oder Mergelböden im Vorland von Mittelgebirgen
3	Endmoränenband von der Müritz über Uckermark - Ober-Barnim - Lebus bis Schlaubetal, Fläming, Colbitz-Letzlinger Heide, Harz, Frankenwald, Schwäbische und Fränkische Alb, Donau-Isar-Ebene, Schwarzwald, Pfälzer Wald, Nordpfalz, Hunsrück, Eifel, Odenwald
4	alle anderen Gebiete: Mecklenburg-Vorpommern, Schleswig-Holstein, Niedersachsen (außer Harz), Nordrhein-Westfalen, Sachsen-Anhalt (außer Harz und Fläming), Brandenburg (außer Fläming), Sachsen, Thüringen, Hessen, Alpen, Alpenvorland, Bayrischer, Böhmer und Oberpfälzer Wald, Spessart, Bauland, Kraichgau, Steigerwald,

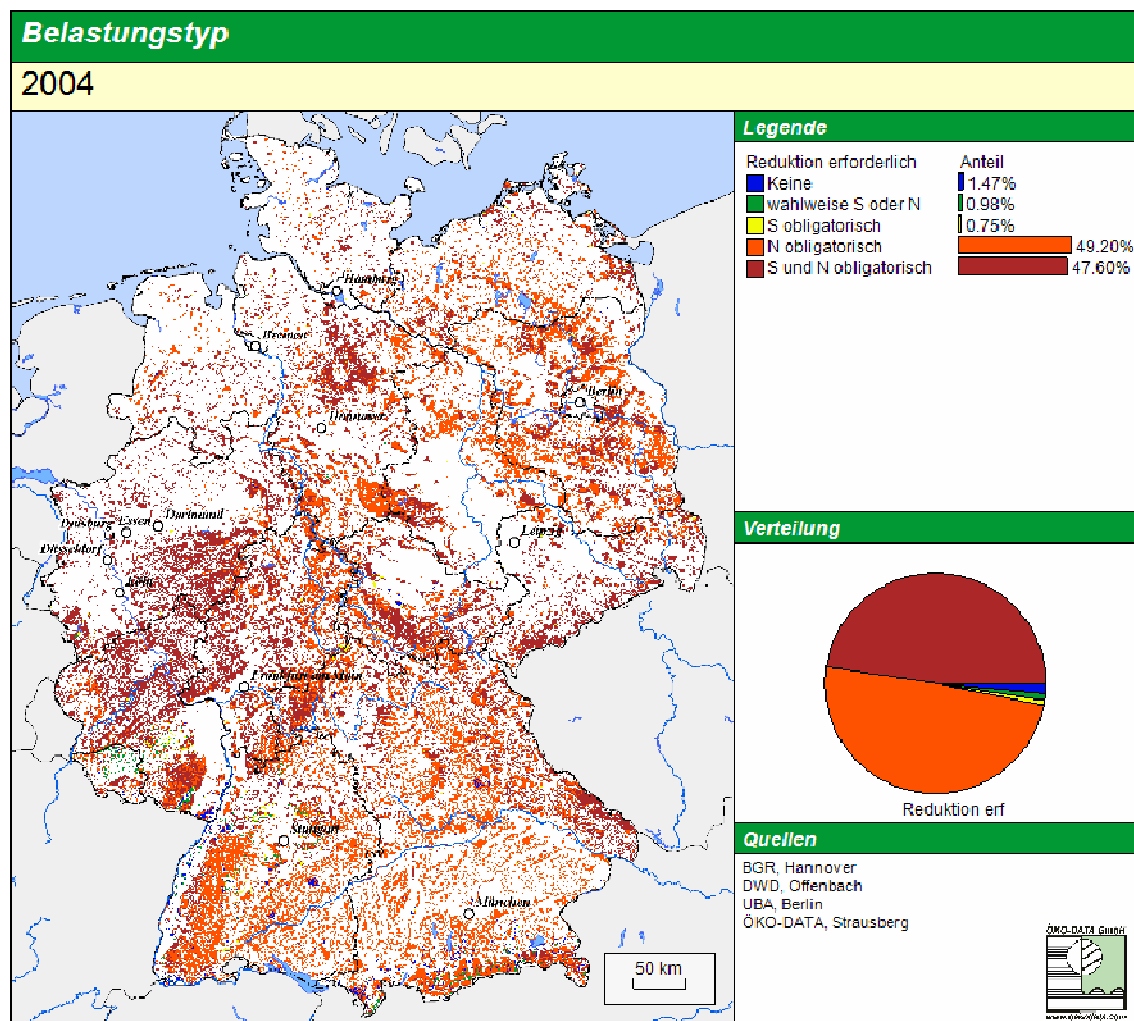


Abbildung 3-14: Die regionale Verteilung der Flächen mit den Belastungstypen 0 bis 4 im Jahr 2004

Die Überschreitungen der Grenzwerte zum Schutz vor Versauerung und Eutrophierung (Critical Loads-Funktion) durch die aktuellen Schwefel- und Stickstoff-Einträge von 1995 bis zum Jahr 2004 zeigen einen eindeutigen Trend der Verlagerung des Haupteinflusses von Schwefel in den 90er Jahren zum Stickstoff Ende der 90er Jahre und bis 2004.

Allerdings reichen auf kaum einer Rezeptorfläche in Deutschland die bisher durchgeführten Minderungsmaßnahmen bereits aus, um die empfindlichen Ökosysteme langfristig zu schützen. Jedoch sind die Erfolge bei der Reduzierung von Schwefelemissionen wesentlich deutlicher als die bei der Minderung von Stickstoffemissionen. 1995 waren auf mehr als drei Viertel der Rezeptorflächen noch Maßnahmen zur Reduzierung von Schwefel- und Stickstoffemissionen erforderlich (Abbildung 3-12). Seither ist eine bedeutende Reduzierung der Schwefelemissionen realisiert worden, so dass heute (2004) mehr als doppelt so viele (37 %) Rezeptorflächen nicht mehr durch Schwefel überbelastet werden, wie noch 1995 (vgl. Abbildung 3-15 und Abbildung 3-16).

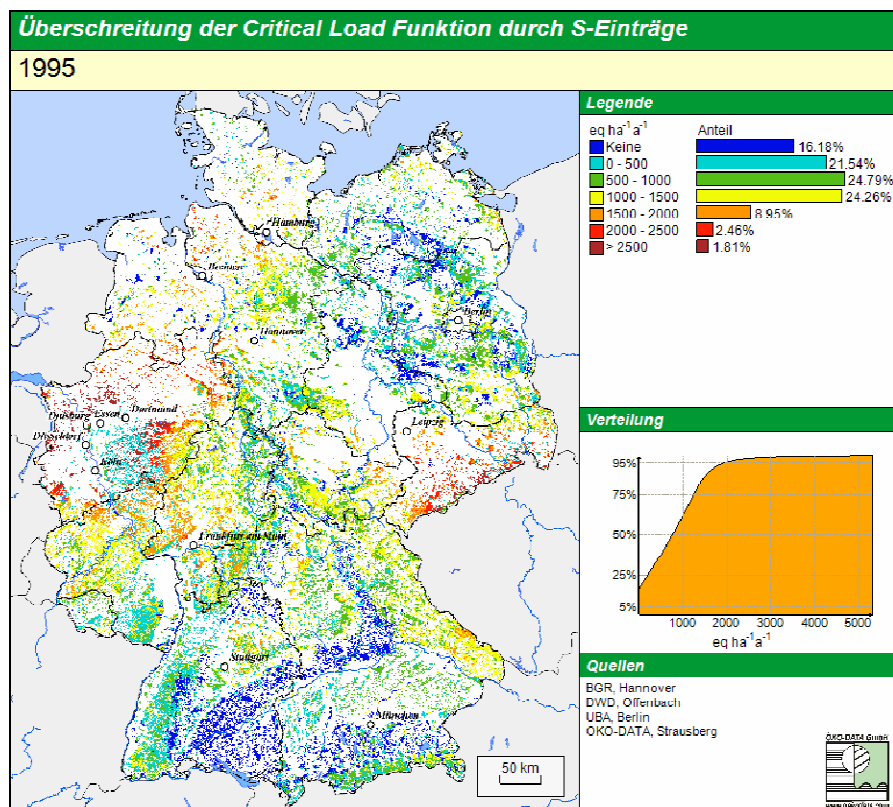


Abbildung 3-15: Überschreitung der Critical Load Funktion durch Schwefeleinträge im Jahr 1995

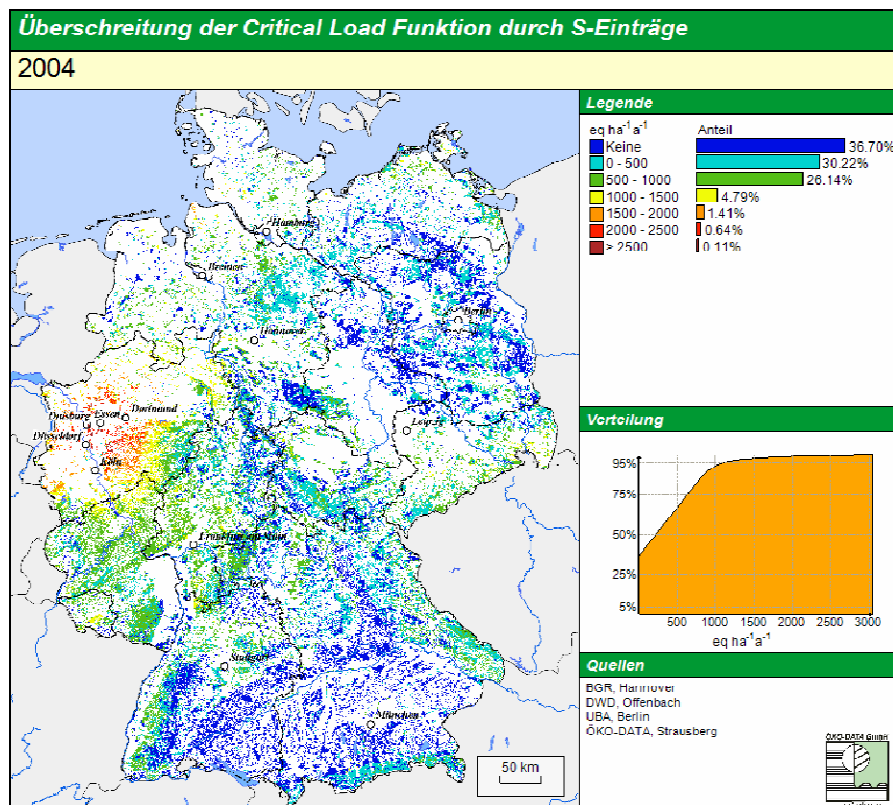


Abbildung 3-16: Überschreitung der Critical Load Funktion durch Schwefeleinträge im Jahr 2004

Auch der Entwicklungstrend weist auf eine deutliche Abnahme bei den Flächenanteilen mit den höchsten Überschreitungen hin. Seit 1990 vermindert sich ständig der Anteil der ökologischen Rezeptoren, die von einer hohen Überbelastung mit Schwefeleinträgen betroffen sind. Gleichzeitig erhöhte sich der Anteil an nicht überbelasteten Rezeptorflächen ständig, wobei ein deutlicher Minderungstrend bis zum Jahr 1997 festzustellen ist und danach keine weitere Entlastung erfolgt (Abbildung 3-17).

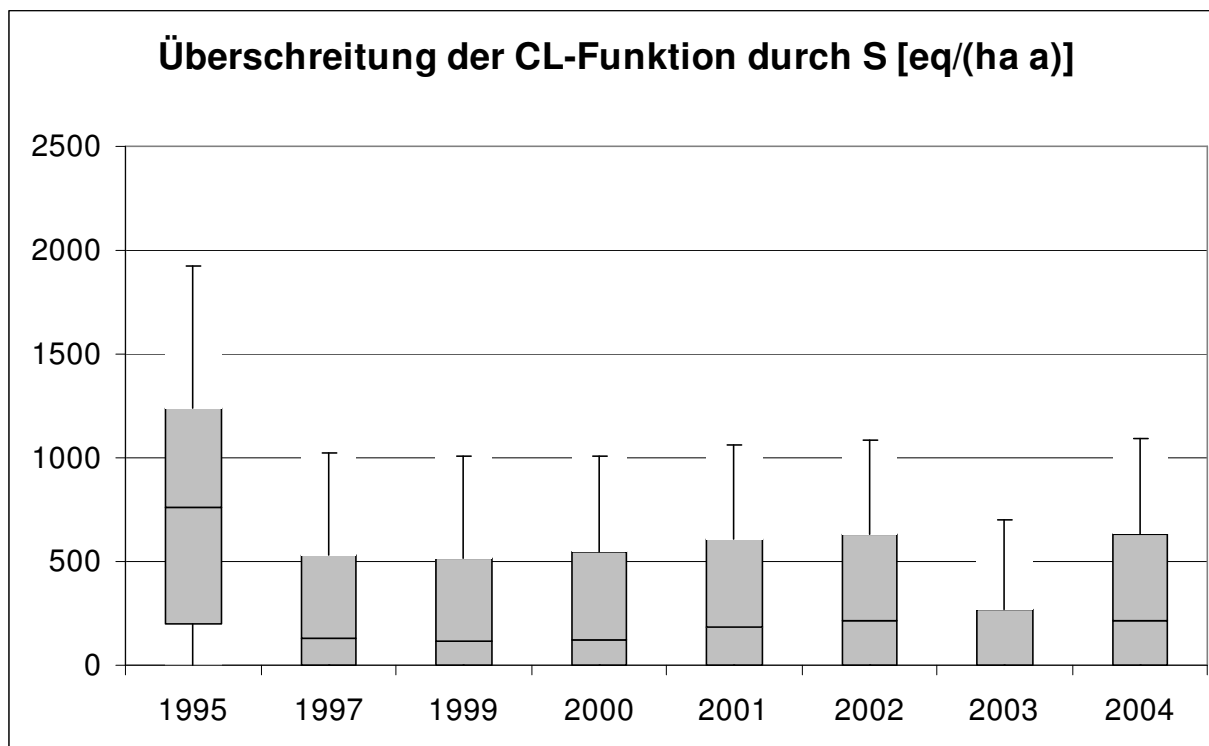
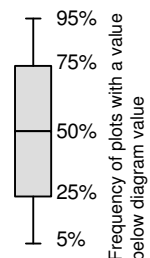


Abbildung 3-17: : Der zeitliche Entwicklungstrend bei der Überschreitung der Critical Load Funktion durch Schwefeleinträge



Den Anteil des Stickstoff an der Überschreitung der Critical Load Funktion zeigen Abbildung 3-18 und Abbildung 3-19.

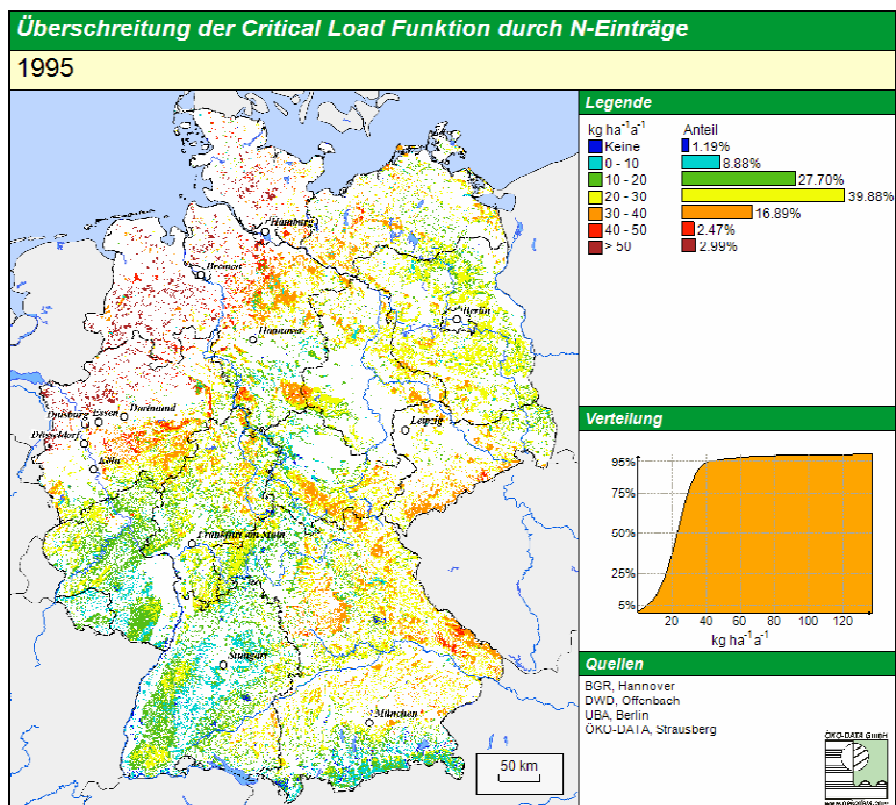


Abbildung 3-18: Überschreitung der Critical Load Funktion durch Stickstoffeinträge im Jahr 1995

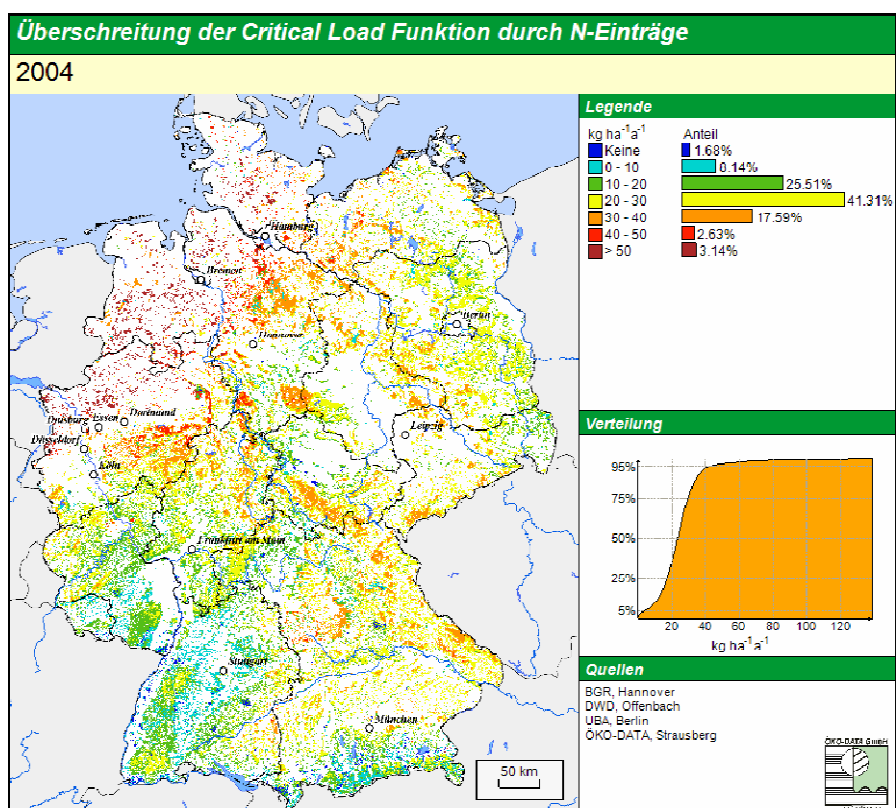


Abbildung 3-19: Überschreitung der Critical Load Funktion durch Stickstoffeinträge im Jahr 2004

Bei der Belastung durch die Stickstoffverbindungen ist im zeitlichen Trend keine Verminderung der Critical Loads-Überschreitungen festzustellen, so dass auch 2004 noch alle Rezeptorflächen durch Stickstoffeinträge überbelastet sind (Abbildung 3-20). Ursache dafür ist vor allem, dass die Stickstoffemissionen nicht in gleichem Maße wie Schwefel reduziert wurden. So bestimmt heute die versauernde und eutrophierende Wirkung des Stickstoffs die Überbelastung der Ökosysteme.

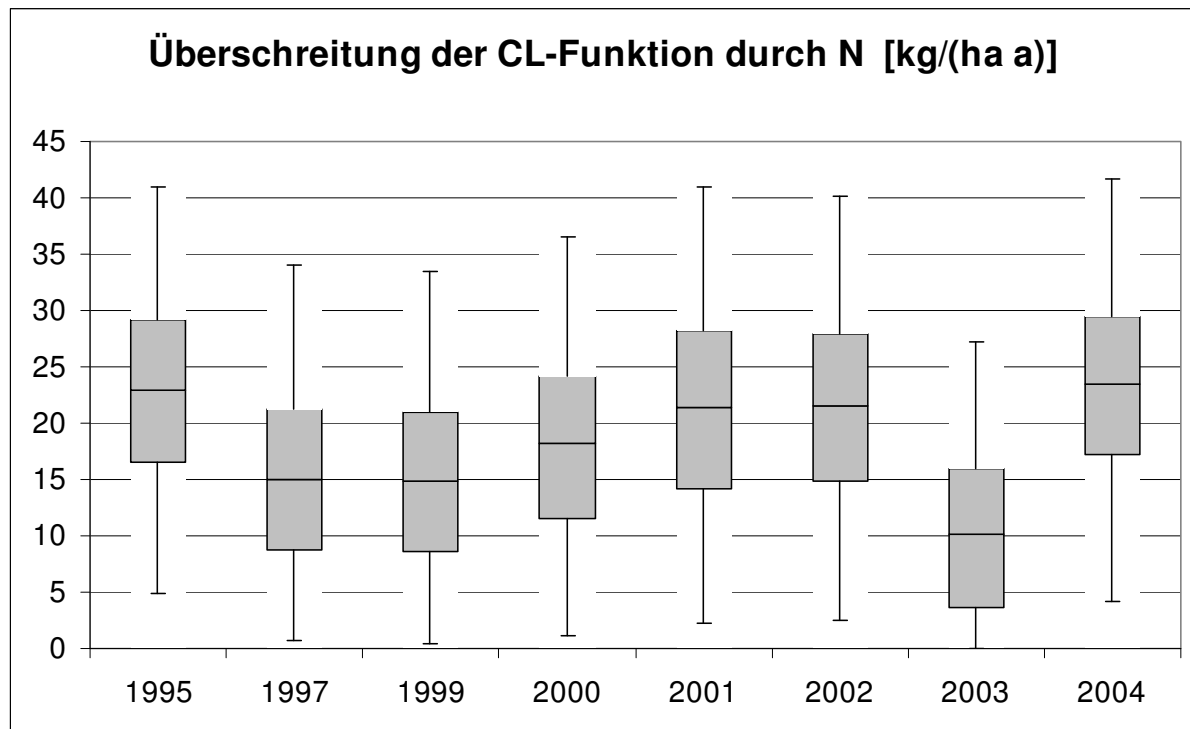
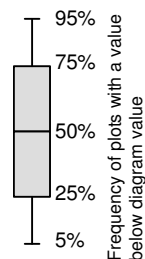


Abbildung 3-20: Der zeitliche Entwicklungstrend bei der Überschreitung der Critical Load Funktion durch Stickstoffeinträge



Regional differenziert finden sich die bedeutendsten Minderungen in den neuen Bundesländern, die vor 1990 extrem hoch überbelastet waren. So verminderten sich die Critical Load-Überschreitungen bis 1995 in Mecklenburg-Vorpommern um 40 kg N/ha a, während in den anderen neuen Bundesländern die Belastung noch um 10-20 kg N/ha a gesenkt werden konnte. Den wesentlichsten Beitrag zu dieser Entwicklung trug der weitgehende Abbau der Viehbestände in den neuen Bundesländern bei; es wurden aber auch umfangreiche Sanierungsmaßnahmen an den Großfeuerungsanlagen in der Niederlausitz, im Leipziger Raum und auf tschechischer Seite durchgeführt.

Die Stagnation bei der Belastungsminderung in den letzten Jahren und die Tatsache, dass immer noch quasi alle naturnahen Ökosysteme überbelastet sind, machen deutlich, dass der Reduktion von Stickstoffemissionen in Zukunft verstärkte Aufmerksamkeit geschenkt werden muss. Gleichzeitig sollten alle Möglichkeiten geprüft und entsprechend genutzt werden, um die Widerstands- und Anpassungsfähigkeit der Ökosysteme zu stärken, d. h. die Belastbarkeitsgrenzwerte zu erhöhen..

Zusammenfassend kann der Trend bei der Überschreitung von ökologischen Belastungsgrenzen in Deutschland im Zeitraum 1995 bis 2004 beschrieben werden als

- allmähliche Verminderung bei der Menge von Schadstoffeinträgen und damit eine langsame Annäherung an die ökologischen Belastungsgrenzen, sichtbar in einer zunehmend geringeren Überschreitung der Grenzwerte und
- kompletter Wechsel des Belastungstyps von der vorwiegend durch den Schwefeleintrag verursachten Überschreitung der Critical Loads zur stickstoffdominierten Belastung.

Da das langfristige Ziel der Nachhaltigkeit, also die flächendeckende Unterschreitung der Critical Loads, bisher nicht erreicht wird, sind weitere Maßnahmen zur Minderung der Schadstoffbelastung und der Wirkungen in den Ökosystemen notwendig. Die erreichten Zielstellungen zur Emissionsreduzierung bewirken bereits eine deutliche Verbesserung der Umweltsituation. Doch erst weitere Maßnahmen zur Senkung der Schadstoffeinträge werden letztendlich zur Einhaltung der Critical Loads führen.

Deutschland wird nach den bisherigen Prognosen nur bei der Reduzierung von Schwefelemissionen die Zielstellungen der NEC-Richtlinie und des Gothenburg-Protokolls der UNECE bis 2010 erfüllen. Auch in Vorausschau auf die zu erwartenden Effekte, die sich bei vollständiger Realisierung des Gothenburg-Protokolls ergeben werden, kann heute bereits weiterer Schadstoffminderungsbedarf für Deutschland angemeldet werden. Aus dem Trend der Exceedance wird ebenso wie aus den Schadstoffminderungserfordernissen zur Einhaltung der Critical Loads ersichtlich, dass die Ziele der ökologischen Stabilität als Kriterium für eine dauerhaft nachhaltige Sicherung und Entwicklung der naturnahen Ökosysteme trotz der erzielten Fortschritte noch nicht erreicht werden. Nur wenige Rezeptorflächen (0,9 % am Anfang und 1,5 % am Ende des Untersuchungszeitraums) bedürfen keiner Schadstoffminderung mehr. Allerdings verminderte sich der Anteil von Flächen, wo beide Schadstoffe (Schwefel und Stickstoff) oberhalb der Grenzwerte lagen von 1995 mit etwa 76 % bis 2004 auf ca. 48 %. Dahingegen nahm der Flächenanteil mit einer obligatorischen Verminderung der Stickstoffeinträge im selben Zeitraum von 20 % (1995) auf 49 % (2004) zu.

Da auch in Zukunft die Wälder den flächenmäßig dominierenden ökologischen Rezeptor darstellen, an denen sich die Critical Loads ableiten lassen und die Emissionsminderungsmaßnahmen orientieren, sollten in diesem Bereich auch weiterhin Schwerpunkte gesetzt werden. Nachhaltigkeit für die Forstwirtschaft, ökologisch gesunde und stabile Wälder erfordern abgestimmte Maßnahmen im Bodenschutz, bei der Reinhaltung der Luft und im forstwirtschaftlichen Management.

Zum Zusammenhang zwischen Stabilität der Waldökosysteme und dem Einfluss atmosphärischer Schadstoffeinträge konnten in diesem Vorhaben wichtige Erkenntnisse erbracht werden. Wichtige Fragen der zukünftigen Entwicklung ließen sich jedoch mit den hier angewandten einfachen Massenbilanzmethoden nicht ausreichend beantwortet, da keine zeitlichen Entwicklungstrends im Ökosystem selbst verfolgt werden konnten.

Mit dynamischen Modellen können in zukünftigen Projekten, die auf die bisherigen Ergebnisse aufsetzen sollten, zeitabhängige Prozesse im Ökosystem analysiert werden, Schwerpunkte sind dabei:

- Auswirkungen der Schadstoffminderung nach den Plänen der UNECE (Gothenburg-Protokoll) und der EU (CAFE Programm, NEC-Richtlinie) auf die Ökosysteme;
- Lokalisierung von sensiblen Flächen bei der Erholung der Ökosysteme und Ausweisung von weiteren, auf effektive ökologische Wirkungen bezogene Maßnahmen der Luftreinhaltung;
- Bestimmung des Zeitpunktes bzw. der Bedingungen für den Übergang zur ökologischen Stabilität des Systems.

Ausgehend von den Entwicklungstrends der Depositionsraten versauernder und eutrophierender Schadstoffeinträge in den letzten 20 Jahren und den zu erwartenden Entwicklungen bis 2050 steht die Aufgabe der Erfolgskontrolle von Maßnahmen zur Luftreinhaltung. Eine sichtbare Erholung der Ökosysteme ist in weiten Teilen Deutschlands bisher nicht zu erkennen. Um das noch vorhandene Selbstregenerierungspotenzial nach langzeitiger Einwirkung von Säure- und Stickstoffüberbelastungen zu bestimmen, sollten entsprechende Methoden in die zukünftigen Konzepte zu ökologischen Belastungsgrenzen integriert werden.

Literatur

- Arbeitsgruppe Bodenkunde** (1994) Methodendokumentation Bodenkunde. Auswertungsmethoden zur Beurteilung der Empfindlichkeit und Belastbarkeit von Böden. Geologisches Jahrbuch, Reihe F Bodenkunde, Hrsg.: Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe und Geologische Landesämter in der BRD, Hannover, Heft 31
- Arbeitsgruppe Bodenkunde** (1996) Bodenkundliche Kartieranleitung. Hannover: 4. Aufl, Nachdr.
- Arbeitskreis Standortkartierung in der Arbeitsgemeinschaft Forsteinrichtung** (1985) Forstliche Wuchsgebiete und Wuchsbezirke in der Bundesrepublik Deutschland. Münster-Hiltrup: Landwirtschaftsverlag GmbH
- Arbeitskreis Standortkartierung in der Arbeitsgemeinschaft Forsteinrichtung** (1996) Forstliche Standortaufnahme. Eching bei München: IHW-Verlag. 5. Aufl.
- Amberger A** (1988) Pflanzenernährung – Ökologische und physiologische Grundlagen, Dynamik und Stoffwechsel der Nähr-elemente. Stuttgart: 3. überarb. Aufl., Verlag Eugen Ulmer, S. 118 ff.
- BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) (Hrsg.)** (2003) Hydrologischer Atlas von Deutschland, Duinissveld W, Hennings V, Stolz W, Martin N, Richter A, Behrens J, Karte 4.5 Sickerwasserrate aus dem Boden, Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover, Berlin, digital.
- BNatSchG** (Bundesnaturschutzgesetz) (2002) Gesetz über Naturschutz und Landschaftspflege. BGBl I 2002, 1193
- BMELF** (1997) Bundeswaldinventur 1986-1990: Waldbericht der Bundesregierung: 54
- CCE (2005)** European Critical Loads and Dynamic Modelling, Coordination Centre for Effects National Environmental Assessment Agency, Bilthoven, Netherlands, RIVM Report No. 259101016, ISBN No. 90-6960-128-1
- Deutscher Wetterdienst (DWD)** (2001a) Mittlere monatliche Niederschlagsmengen für die Monate Januar-Dezember aus dem Zeitraum 1971-2000. Rasterdatei
- Deutscher Wetterdienst (DWD)** (2001b) Mittlere Tagesmitteltemperatur der Referenzperiode 1971-2000 für Sommer und Winter. Rasterdatei
- deVries W** (1991) Methodologies for the assessment and mapping of the Critical Loads and of the impact of abatement strategies on forest soils. Wageningen 46
- deVries W, Hol A, Tjalma S, Voogd J C** (1990) Amounts and turnover rates of elements in forest ecosystems: A literature study. Winand Staring Center Report. Wageningen, the Netherlands
- deVries W, Posch M, Reinds G J, Kämäri J** (1993) Critical Loads and their exceedance on forest soils in Europe. The Winand Staring Centre for Integrated Land, Soil and Water Research. Wageningen, the Netherlands, p 58
- Eurosoil** (1999): Metadata: Soil Geographical Data Base of Europe v.3.2.8.0. Joint Research Centre, Ispra, Italy.
- Folorunso O A, Rolston D E** (1985) Spatial and spectral relationships between field-measured gas fluxes and soil properties. Soil Sci. Soc. Amer. Journ. 49: 1087-1093
- Folorunso O A, Rolston D E** (1985) Spatial and spectral relationships between field-measured gas fluxes and soil properties. Soil Sci. Soc. Amer. Journ. 49: 1087-1093
- Hartwich R, Behrens J, Eckelmann W, Haase G, Richter A, Roeschmann G, Schmidt R** (1995) Bodenübersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland 1 : 1.000.000: Karte mit Erläuterungen, Textlegende und Leitprofilen. Hannover: Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, (BÜK 1000) und Daten der Schätzprofile für die Leitböden (digital)
- Hofmann G** (1985) Karte der potenziellen Vegetation und der potenziellen Netto-Biomasseprimärproduktion der Wälder in der DDR im Maßstab 1:1.000.000. Gotha: VEB Geographischer Verlag
- ICP Modelling and Mapping** (ed.) 2004 Manual on Methodologies and Criteria for Modelling and Mapping Critical Loads & Levels and Air Pollution Effects: Risks and Trends. In: UBA-Texte 52/04: Berlin: Federal Environmental Agency (Umweltbundesamt). (www.icpmapping.org)
- Jacobsen C, Rademacher P, Meesenburg H, Meiwes K J** (2002) Element-Gehalte in Baum-Kompartimenten: Literatur-Studie und Datensammlung. Göttingen: Niedersächsische Forstliche Versuchsanstalt, Report, p 80
- Jüttner** (1955): Ertragstabeln der Stiel- und Traubeneiche. In: Schober (1975) Ertragstabeln wichtiger Baumarten bei verschiedenen Durchforstungen. Frankfurt a. M.: Verlag Sauerländer
- Klapp E** (1965) Grünlandvegetation und Standort – nach Beispielen aus West-, Mittel- und Süddeutschland. Berlin und Hamburg: Verlag Paul Parey
- Kopp D, Kirschner G** (1992) Fremdstoffbedingter Standortwandel aus periodischer Kartierung des Standortzustandes in den Wäldern des nordostdeutschen Tieflandes nach Ergebnissen der Standortserkundung. Beiträge für Forstwirtschaft und Landschaftsökologie 26: 62-71
- Kramer H** (1988) Waldwachstumslehre. Berlin und Hamburg: Verlag Paul Paray
- Matzner E** (1988) Der Stoffumsatz zweier Waldökosysteme im Solling. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben. Rh. A: 40
- Mitscherlich** (1975) Ertragstabeln der Rotbuche. In: Schober (1975) Ertragstabeln wichtiger Baumarten bei verschiedenen Durchforstungen. Frankfurt a. M.: Verlag Sauerländer
- Müller G** (1980) Pflanzenproduktion – Bodenkunde. Berlin: Deutscher Landwirtschaftsverlag
- Nagel H-D, Becker R, Eitner H, Kunze F, Schlutow A, Schütze G** (2001) Kartierung von Critical Loads für den Eintrag von Säure und eutrophierenden Stickstoff in Waldökosysteme und naturnahe waldfreie Ökosysteme zur Unterstützung von UNECE-Protokollen. Abschlussbericht zum F/E-Vorhaben 297 73 011 im Auftrag des UBA Berlin
- Nagel H-D, Kunze F, Schmidt H, Schöber G, Werner L** (1995) Modellgestützte Bestimmung der ökologischen Wirkungen von Emissionen: Deutscher Beitrag zum UN ECE-Projekt Critical Loads & Levels in Europe. Abschlußbericht zum F/E-Vorhaben 104 01 005 im Auftrag des Umweltbundesamtes. UBA-Texte 79/96: p 136
- Opitz von Boberfeldt W** (1994) Grünlandlehre. Stuttgart: Verlag Eugen Ulmer, p 297

- Passarge H, Hofmann G** (1967) Pflanzengesellschaften des nordostdeutschen Flachlandes. II. Pflanzensoziologie 16. Jena
- Petersen A** (1981) Die Gräser als Kulturpflanzen und Unkräuter auf Wiese, Weide und Acker. Berlin: Akademie-Verlag
- Pott R** (1994) Die Pflanzengesellschaften Deutschlands. Stuttgart: Verlag Eugen Ulmer, 427 p
- Rowinski V** (1993) Ökologie und Erhaltung von Kesselloopen an Berliner und Brandenburger Beispielen. In: Landesumweltamt Brandenburg (ed.) Niedermoore. Potsdam: Brandenburgische Universitätsdruckerei und Verlagsgesellschaft Potsdam, Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg SH
- Sauerbrey R, Schmidt W** (1993) Bodenentwicklung auf entwässerten und landwirtschaftlich genutzten Niedermooren. In: Landesumweltamt Brandenburg (ed.) Niedermoore. Potsdam: Brandenburgische Universitätsdruckerei und Verlagsgesellschaft Potsdam, Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg SH
- Schlutow A** (1990-2004) Vegetationsaufnahmen an 1625 Standorten. Manuskript: unveröffentlicht
- Schlutow A** (1994) Die pflanzensoziologische Biotopkartierung als ein Instrument der Landschaftsplanung. Prädikow: ÖNU - Verlag
- Schlutow A** (2001) Methods and results of the Calculation of uptakes of Sulphur, Nitrogen and Heavy metals by harvesting in forests, in grasslands, heathlands and fens in Germany. Proceedings of the Workshop "Calculating Critical Loads for Heavy metals" in Chisinau, Moldavia: 20-24th March 2001
- Schlutow A** (2003) Standortbezogene Ermittlung zu erwartender Erträge und Fruchtarten. In: Schütze G, Becker R, Nagel H-D, Schlutow A, Weigel H J (2003) Risikoabschätzung der Cadmium-Belastung für Mensch und Umwelt infolge der Anwendung von cadmiumhaltigen Düngemitteln. Landbauforschung Völkrode 2/3/2003 (53): 103-108
- Schlutow A** (2003b) Entwicklungspotenziale für naturschutzfachlich bedeutsame Grünlandvegetation nach Auflassung von ackerbaulicher Intensivnutzung. Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung 42: 15-44
- Schlutow A, Nagel H-D, Hübener P** (2004) Aktualisierung und Präzisierung der Erfassung und Kartierung von ökologischen Belastungsgrenzen und ihrer Überschreitungen im Freistaat Sachsen. Projekt im Auftrag des Sächsischen Landesamtes für Umwelt und Geologie, bearbeitet in der ÖKO-DATA GmbH Strausberg
- Schmidt R, Wolff B, Baritz R** (1998) Bodenübersichtskarte der Waldflächen der BRD: Bestimmung der Bodenvergesellschaftung und des Datenhintergrundes. Abschlussbericht. Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft Hamburg, Institut für Forstökologie und Walderfassung Eberswalde, Manuskriptkopie
- Schober R** (1967) Ertragstafeln der Rotbuche. In: Schober (1975) Ertragstafeln wichtiger Baumarten bei verschiedenen Durchforstungen. Frankfurt a. M.: Verlag Sauerländer
- Schober R** (1975) Ertragstafeln wichtiger Baumarten bei verschiedenen Durchforstungen. Frankfurt a. M.: Verlag Sauerländer
- Schubert R** (1991) Bioindikation in terrestrischen Ökosystemen, Jena: Gustav-Fischer-Verlag
- Schubert R, Hilbig W, Klotz S** (1995) Bestimmungsbuch der Pflanzengesellschaften Mittel- und Nordostdeutschlands. Jena Stuttgart: Gustav-Fischer-Verlag
- Schwappach E** (1967) Ertragstafeln der Rotbuche. In: Schober (1975) Ertragstafeln wichtiger Baumarten bei verschiedenen Durchforstungen. Frankfurt a. M.: Verlag Sauerländer
- Sogn T A, Stuanes A O, Abrahamsen G** (1999) The capacity of forest soil to absorb anthropogenic N. Ambio 28: 346-349.
- StBA, UBA** (2005): CORINE Land cover Deutschland. digital
- Succow M** (1988) Landschaftsökologische Moorkunde. Jena: Gustav-Fischer-Verlag, 126 p
- Sverdrup H** (1990) The kinetics base of cation release due to chemical weathering. Lund, Sweden: Lund University Press
- Sverdrup H, Ineson P** (1993) Kinetics of denitrification in forest soils. unpublished manuscript.
- Sverdrup H, Warfvinge P** (1988) Weathering of primary minerals in the natural soil environment in relation to a chemical weathering model. Water, Air Soil Pollution 38: 387-408
- Sverdrup H, Warfvinge P** (1993): The effect of soil acidification on the growth of trees, grass and herbs as expressed by the (Ca+Mg+K)/Al ratio. Reports in Ecology and Environmental Engineering 1993:2
- UBA** (1996) Manual on methodologies and criteria for mapping Critical Levels & Loads and geographical areas where they are exceeded. Berlin: UBA-Texte 71/96
- UBA** (2004): Manual on Methodologies and Criteria for Modelling and Mapping Critical Loads & Levels and Air Pollution Effects, Risks and Trends, 2004 Mapping Manual, UBA-Texte, im Druck
- Ulrich B** (1985) Natürliche und anthropogene Komponenten der Bodenversauerung. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft: 43/I, 159-187
- UNECE/CCE** (1993) Calculation and Mapping of Critical Loads for Europe. Coordination Centre for Effects, Status Report 1993. Bilthoven: National Institute of Public Health and Environmental Protection
- UNECE/CCE** (1999) Protokoll der CRLTAP zur Verminderung von Versauerung, Eutrophierung und des bodennahen Ozons, Gothenburg.
- Warfvinge P, Sverdrup H** (1992) Calculating critical loads of acid deposition with PROFILE: A steady state soil chemistry model. Water, Air and Soil Pollution 63: 119-143
- Warfvinge P, Sverdrup H** (1995) Critical Loads of Acidity to Swedish Forest Soils: Methods, data and results. Reports in Ecology and Environmental Engineering 1995:5
- Weymar H** (1972): Buch der Gräser und Binsengewächse. Radebeul: Verlag Neumann
- WGE** (2004) Review and Assessment of Air Pollution Effects and their Recorded Trends: 2004 Substantive Report by the Working Group on Effects of the UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution, in print
- Wiedemann F** (1936) Ertragstafeln der Fichte. In: Schober (1975) Ertragstafeln wichtiger Baumarten bei verschiedenen Durchforstungen. Frankfurt a. M.: Verlag Sauerländer
- Wiedemann F** (1943) Ertragstafeln der Kiefer. In: Schober (1975) Ertragstafeln wichtiger Baumarten bei verschiedenen Durchforstungen. Frankfurt a. M.: Verlag Sauerländer

4 Ergebnisse der Arbeiten für das Schwermetallprotokoll

Gudrun Schütze

4.1 Koordination des Expert Panel for Heavy Metals, (EP-HM), Methodenentwicklung und Empfehlungen für ICP Modelling and Mapping nach Maßgabe der internationalen Entwicklungen, Workshopbeiträge und Zuarbeiten zur offiziellen Berichterstattung der WGE

4.1.1 Abschließende Bearbeitung des Schwermetall-Kapitels im Modelling and Mapping Manual (Kap. 5.5) und Unterstützung des CCE bei einer Datenanfrage zu Critical Loads für Schwermetalle

Ein Entwurf des Kapitels über Schwermetalle war im Dezember 2003 an die NFCs gesendet worden mit der Bitte, die Methoden zu testen und Erfahrungen beim Workshop on Critical Loads of Heavy Metals, 04. - 05. März 2004, in Potsdam (EB.AIR/WG.1/2004/10/Add.1) zu berichten. Der Kapitelentwurf wurde entsprechend der Ergebnisse dieses Workshops überarbeitet. Das neue Kapitel wurde mit anderen Tagungsunterlagen noch vor dem 14. CCE Workshop und der 20. Task Force on ICP Modelling and Mapping, back to back 24. - 28. Mai 2004, in Laxenburg (Österreich) an die NFCs gesendet. Die 20. Task Force bestätigte den Entwurf und erteilte dem Expert Panel das Mandat, letzte Änderungen auf Grund ihrer Beschlüsse einzuarbeiten. Außerdem sollte ein Hintergrund-Papier zum Manual, das ausführlichere Informationen zur wissenschaftlichen Ableitung der Methodik enthält, so bald als möglich veröffentlicht werden.

Die Diskussionen bei den Treffen in Laxenburg (2004) bezogen sich in Bezug auf die CL(M) hauptsächlich auf die Festlegung einiger Critical Limits, die Zuverlässigkeit bestimmter Datengrundlagen für Input-Parameter und auf die Anwendbarkeit des Critical Loads-Ansatzes auf Böden mit hoher Bindungskraft für Schwermetalle, z. B. die Kalkböden im Mittelmeerraum. In Bezug auf das letztgenannte Problem empfahl die Task Force, Textpassagen in das Manual-Kapitel aufzunehmen, in denen betont wird, dass die An- oder Abreicherung von Schwermetallen in Böden und Gewässern bis zum Erreichen eines Gleichgewichtes bzw. des Critical Limit in Abhängigkeit von den Umweltbedingungen sehr langsame Prozesse sein können. Um das Eintreten von Risiken zeitlich bewerten zu können, ist es deshalb notwendig, auch die entsprechenden Zeiträume zu berechnen. Das erfordert jedoch Kenntnis über die derzeitigen Konzentrationen der Metalle sowie einfache dynamische Modelle, die zu dieser Zeit noch nicht für eine Verwendung im europäischen Maßstab entwickelt waren.

Die Aufgaben zur Überarbeitung des Manual-Kapitels umfassten weiterhin:

- die Überprüfung der Critical Limits hinsichtlich Schutz der Lebensmittelqualität (Cd im Weizen, Hg im Fisch),
- die Prüfung der Möglichkeiten, bei der Ableitung ökotoxikologisch begründeter Critical Limits für Oberflächengewässer den Chemismus der Gewässer, der die Wirkung bestimmter Metallkonzentrationen auf Organismen beeinflusst, zu berücksichtigen und
- die Beschreibung verbesserter Datengrundlagen für wichtige Input-Daten der CL(M)-Berechnung im Manual-Kapitel, insbesondere für DOC-Konzentrationen in Boden- und Oberflächenwasser.

Die Überarbeitung des Manuals war bis zum Start der offiziellen Datenanfrage zu CL(M) im Herbst 2004 zu erledigen. Außerdem wurde der Expert Panel beauftragt, das CCE bei der Vorbereitung der Datenanfrage zu CL(M) fachlich zu unterstützen.

Parallel zur Fertigstellung des Manual Kapitels lief in Zusammenarbeit mit dem CCE die Erarbeitung von Instruktionen zur Erstellung der nationalen Datensätze. Das überarbeitete Manual-Kapitel wurde am 30. September an das CCE gesendet. Am 04. 10. 2004 startete das CCE die Datenanfrage mit gleichzeitiger Versendung des Kapitels und der Instruktionen für die Datenlieferung. Der Expert Panel stand zur Beantwortung von Fragen seitens der NFCs zur Verfügung (Kontaktadresse ÖKO-DATA).

Die Version des Manual-Kapitels vom September 2004 enthielt überarbeitete Critical Limits für Cd im Weizenkorn sowie Hg im Fisch (Einzelheiten dazu finden sich im Hintergrundbericht zum Modelling and Mapping Manual (*de Vries et al. 2005*) und sind im Anhang A.4 zu diesem Bericht zusammengefasst. Weiterhin wurden neue Standardwerte für DOC-Konzentrationen im Bodenwasser unter verschiedenen Nutzungen einbezogen (siehe Anhang 3.5).

Eine Methodik zur Berücksichtigung des Chemismus für Oberflächengewässer bei der Festlegung von Critical Limits (Pb, Cd) konnte in der kurzen zur Verfügung stehenden Zeit bis September 2004 nicht entwickelt werden. Ein entsprechender, vom Expert Panel bestätigter Vorschlag lag erst am Ende des Jahres 2004 vor. Dieser ist e-

benfalls in *de Vries et al. (2005, darin Annex 12)* veröffentlicht. Die 22. Task Force on ICP Modelling and Mapping, 6./7. April 2006 in Bled, (Slovenien) beschloss, diese verbesserte Methodik als Bestandteil des Manual-Kapitels zu Schwermetallen aufzunehmen. Derzeit wird die entsprechende Aktualisierung der Internet-Version des Manuals vorbereitet.

Das Manual-Kapitel wurde nach Versendung an die NFCs im Zuge des Call for Data (2004) noch einmal reaktionell überarbeitet und ist Bestandteil des UBA-Texte-Bandes 52/2004. Es wurde im Layout an die anderen Kapitel des Modelling and Mapping Manual (2004) und in dieser Version im Januar 2005 auf der Homepage des ICP Modelling and Mapping veröffentlicht.

Weiterentwicklung der Steady-state Modelle

Ziel eines Treffens des Expert Panel on Heavy Metals im Januar 2006 war es, den Forschungsbedarf und notwendige weitere Schritte zu identifizieren, um CL(M)- Modelle und dynamische Modelle für die Aufgaben des ICP Modelling and Mapping weiter zu entwickeln. Die Minutes des Meetings sind im Anhang 5 zu finden.

Das Treffen stützte sich auf Erfahrungen bei der Erstellung der nationalen Datensätze über CL(M) im Zuge der CCE Datenanfrage (2004) und auf Ergebnisse eines Workshop über „Critical Loads to Terrestrial Environments“ 11. - 13. November 2005, im Wye Institut nahe Baltimore, (MD) USA (*Lofts et. al. 2006*). An dem Workshop hatten vier Mitglieder des Expert Panel teilgenommen.

Schwerpunkte in der Diskussion während des Expert Panel Meetings bezogen sich auf methodische Unsicherheiten in der Ableitung der Critical Limits für ökotoxikologische Wirkungen in Böden, die Aussagekraft von CL(M) und ihren Überschreitungen, erste Steady-state Ansätze für andere Metalle als Pb, Cd, Hg sowie Schritte zur weiteren Entwicklung von dynamischen Modellen. Zu letzterem Thema wird im nachfolgenden Abschnitt berichtet. Weiterer Forschungsbedarf bezüglich der CL(M) Methodik, aber auch relevant für die dynamische Modellierung, besteht langfristig insbesondere bezüglich der ökotoxikologisch begründeten Critical Limits:

Die in Laborexperimenten bestimmten Wirkungsdaten der Metalle (No Observed Effect Concentrations - NOEC, Effect Concentrations - EC_x), die bei der Ableitung der Critical Limits für Pb und Cd verwendet wurden (nähere Erläuterungen in 4.3.1.2) beziehen sich auf zugeführte Metallmengen („added metals“). Die Applikation erfolgt meist in Form gut löslicher Metallsalze. Daraus ergeben sich folgende Probleme:

- Beim Bezug von Wirkungsdaten auf zugeführte Metalle wird der bereits im Boden vorhandene (Hintergrund)Gehalt vernachlässigt. Die Exposition der Testorganismen besteht jedoch gegenüber der gesamten Metallmenge (Hintergrund + zugeführt). Die Frage ist, inwieweit die Metalle aus den beiden genannten Quellen die gleiche Löslichkeit und damit für die Wirkung relevante Speziation aufweisen. Bisher besteht die vereinfachende Annahme bei der Ableitung der Critical Limits darin, dass die zugeführte, gut lösliche Metallmenge dem verfügbaren Vorrat („reactive metal“) in der Bodenprobe gleichgesetzt werden kann. Der Hintergrundgehalt wird demzufolge dem inerten Vorrat zugeschrieben. Mit Hilfe experimenteller Arbeit und ergänzender Literaturstudien ist zu prüfen, wie belastbar diese Annahmen sind.
- Die Zuführung von Metallsalzen in ökotoxikologischen Laborexperimenten führt zur Veränderung der physiko-chemischen Bedingungen in den Bodenproben. Der pH-Wert wird häufig verändert und die Löslichkeit und Ionenstärken der Metalle und damit ihre Wirkung auf die Testorganismen werden beeinflusst. Das ist ein wichtiger Grund, warum die Ergebnisse von Laboruntersuchungen nur begrenzt auf Freilandbedingungen übertragbar sind. Es gibt bereits Studien, die diese Effekte untersuchen. Es sind Möglichkeiten zu prüfen, wie die Extrapolation von Laborergebnissen auf Freilandverhältnisse mit möglichst guter Präzision erfolgen kann.

Weitere Vorschläge bezogen sich darauf zu testen, wie sich die Auswahl anderer Schutzlevel als 95 % auf die Höhe der Critical Limits auswirken würde. Hintergrund dieser Fragestellung ist die Tatsache, dass es häufig für den unteren Konzentrationsbereich bei ökotoxikologischen Studien (ähnlich ubiquitären Belastungen) nur wenige Daten gibt, die die Sensitivitätsverteilungskurven bestimmen. Eine geringfügige Änderung des Schutzniveaus kann daher starke Änderungen beim Critical Limit-Wert bewirken.

Die genannten Problemfelder sind im internationalen Umfeld (auch außerhalb des ICP Modelling and Mapping) bisher noch nicht zufrieden stellend gelöst. Besonderer Forschungsbedarf wurde hinsichtlich der Wirkung des Quecksilbers festgestellt. Dabei fehlt es nicht nur an qualitativ hochwertigen Wirkungsdaten, sondern auch an Daten zu Konzentrationen in Umweltmedien und Hg-Flüssen in der Umwelt, die für die Risikobewertungen und Critical Loads-Berechnung nötig sind. Es sollen alle möglichen Anstrengungen unternommen werden, um diese Wissenslücken zu schließen. Die 22. Task Force on ICP Modelling and Mapping hat zu nationalen Aktivitäten und Beiträgen für die Weiterentwicklung der wirkungsbasierten Ansätze für Hg, aber auch für die anderen Metalle, aufgerufen. Sie verwies jedoch darauf, dass derzeit der Weiterentwicklung von Methoden für Stickstoff im Arbeitsplan des ICP die höhere Priorität zukommt.

Methodische Grundlagen für einfache dynamische Modelle

Entsprechend des von der Task Force on ICP Modelling and Mapping bestätigten Arbeitsplans für den EP-HM (TF Meetings 2005 und 2006) sollen methodische Grundlagen für dynamische Modelle für Schwermetalle für zukünftige Anwendungen im Europäischen Maßstab erarbeitet werden.

Berechnung von Zeitspannen bis zur Erreichung eines Gleichgewichtes von Eintrag und Austrag bzw. des Critical Limits in Böden

Mitglieder des Expert Panel on Heavy Metals haben in nationalen Studien bereits dynamische Modelle unterschiedlicher Komplexität zur Berechnung der zeitlichen Entwicklung von Schwermetallkonzentrationen in Böden und Gewässern entwickelt und angewendet (*Ashmore et al. 2004, Tipping et al. 2005, De Vries et al. 2004, Meili et al. 2003, Sverdrup et al. 2002*). Aus diesen Studien wurden grundlegende methodische Prinzipien in einem Artikel „How to calculate time scales of accumulation of metals in soils and surface waters? Some methodological principles“ zusammengestellt. Das Papier wurde in Vorbereitung der 21. Task Force on ICP Modelling and Mapping auf der Internet-Seite des ICP M & M veröffentlicht.

Folgende Fragen sollen unter Berücksichtigung bestimmter Szenarien zukünftig konstanter Einträge mit den einfachen dynamischen Modellen für Schwermetalle beantwortet werden können:

- In welcher Höhe wird sich eine Gleichgewichtskonzentration im Boden bzw. in der Bodenlösung einstellen und wird diese das Critical Limit überschreiten?
- Wann wird das Gleichgewicht erreicht sein?
- Wann, wenn überhaupt, wird das Critical Limit überschritten bzw., bei Abreicherung, unterschritten.

Die Berechnungen erfolgen auf der Basis von jährlichen Eintrags-/Austrags-Salden und Umrechnung in Änderungen der Konzentration unter Berücksichtigung einer bestimmten Bodentiefe und -dichte. Die Konzentrationsänderungen können sowohl in Einheiten des Gesamtgehaltes des Metalls im Boden bzw. in der Bodenlösung oder als Konzentration freier Ionen in der Bodenlösung ausgedrückt werden. Diese Änderungen werden zu einer Anfangskonzentration addiert. Ein Spezialfall dieser Berechnungen ist die Annahme, dass zukünftige Einträge genau in Höhe der Critical Loads erfolgen werden. In diesem Fall stellt sich die Gleichgewichtskonzentration genau in Höhe der Critical Limits ein.

Die Methoden wurden mit den Daten aus dem deutschen CL(M)-Datensatz getestet und die Ergebnisse beim Expert-Panel Treffen im Januar 2006 vorgestellt. Sie unterstellen gleichbleibende Depositionsraten, Boden- und Klimakennwerte. Die vorläufigen Ergebniskarten beinhalten Aussagen zur

- Konzentration von Blei bzw. Cd im Boden (königswasserextrahierbar) nach Erreichen des Gleichgewichtes von Ein- und Austrägen bei zeitlich stabilen Eintragungswerten (nur EMEP Depositionswerte berücksichtigt),
- Zeit (Jahre) bis zum Erreichen des Gleichgewichtes von Ein- und Austrägen
- Zeit bis zur Überschreitung des Critical Limits
- Konzentrationsentwicklung (Zunahme oder Abnahme; Überschreitung oder Nichtüberschreitung der Critical Limits in Zukunft)

Die berechneten Zeitspannen bis zum Erreichen von Gleichgewichtszuständen bzw. der Critical Limits stimmen mit Ergebnissen anderer Autoren (*Ashmore et al. 2004, Tipping et al. 2005, De Vries et al. 2004*) überein. Diese Studien für Deutschland sind jedoch erst als erste Methodentests zu verstehen, weshalb die Ergebnisse in diesem Bericht nicht vorgestellt und näher diskutiert werden sollen.

Während des Tests der methodischen Prinzipien zeigten sich noch ungelöste Probleme bei der Berechnung der Gleichgewichtskonzentration für solche Fälle, bei denen die Einträge geringer sind als die (ebenfalls als konstant unterstellten) Metallausträge durch Biomasseernte. Diese Annahmen führen bei Anwendung der vorgeschlagenen Gleichungen nach einer bestimmten Zeit zu negativen Konzentrationen im Boden. Um dieses Problem zu umgehen, wurde eine Funktion zur Anpassung der Metallentzüge durch Biomasse entwickelt. Sie beruht auf einer S-cant-Funktion (und läuft darauf hinaus, dass die Entzüge bei sinkendem Metallgehalt im Boden auch eine abnehmende Tendenz aufweisen so dass Entzüge bei annähernd Null Bodengehalten nur noch maximal in Höhe der Einträge auftreten können).

Ein schwerwiegenderes Problem ist die Festlegung einer Spanne (plus/minus) um die Gleichgewichtskonzentration, bei der unterstellt werden kann, dass ein Gleichgewicht erreicht ist. Die Konzentrationsentwicklung bei zukünftig gleich bleibenden Metalleinträgen verläuft asymptotisch, d. h. ein wirkliches Gleichgewicht und damit eine konstante Konzentration werden erst nach einer unendlich langen Zeit erreicht. Deshalb ist es unabdingbar, eine Grenze festzulegen, ab der eine Konzentrationsveränderung als vernachlässigbar gering zu betrachten ist. Während *de Vries et. al. (2004)* vorschlagen, diese Grenze bei einer jährlichen Änderung der Zink-Konzentration

[mg kg⁻¹] von noch 0.01 % festzulegen, verwendete *Tipping et al. (2005)* auch unter Berücksichtigung der Unsicherheiten in der Akkumulationsberechnung eine Spanne von plus/minus 10 % der Gleichgewichtskonzentration.

Aufgrund der allgemein schwachen Datenlage zu Hg sind bisher nur wenige Aussagen zur Weiterentwicklung dynamischer Modelle für europaweite Anwendungen für dieses Metall getroffen worden. Auch zu dynamischen Modellen für Metalle in Oberflächengewässern enthält das Methodenpapier bisher nur wenige Ideen, so dass hier noch besonders intensive Arbeit erforderlich ist.

Diese und andere Probleme sollen weiter diskutiert werden. Das Expert Panel Meeting im Januar 2006 kam zu dem Schluss, dass die Entwicklung der Modelle noch nicht ausreicht, um ein Manual-Kapitel zur dynamischen Modellierung für Schwermetalle zu entwerfen. Bis zum Ende des Jahres 2006 soll aber das Methodenpapier zu einfachen dynamischen Modellen für Schwermetalle überarbeitet werden. Ziel ist es, für interessierte NFCs eine detailliertere Anleitung zur Berechnung der Gleichgewichtskonzentrationen und der Zeitspannen bis diese oder Critical Limits erreicht sind, vorzulegen. Als ein erster Schritt wird vorgeschlagen, von konstanten zukünftigen Metalleinträgen in die Ökosysteme und gleich bleibenden Umweltbedingungen (Boden, Klima) auszugehen. Eine Verknüpfung mit dynamischen Modellen der Versauerung bzw. Erholung von Versauerung ist aber möglich und soll möglichst bald erfolgen. Das überarbeitete Methodenpapier wird dazu Aussagen treffen.

Wie die Diskussionen beim 16. CCE Workshop und der 21. Task Force on ICP Modelling and Mapping gezeigt haben, ist das Interesse der Länder an diesen Berechnungen für Schwermetalle groß. Bisher gibt es aber seitens des ICP Modelling and Mapping neben der weiteren Methodenentwicklung keine konkreten Anforderungen bezüglich europaweiter Anwendungen solcher einfachen dynamischen Modelle.

Workshopbeiträge und Zuarbeiten für die offizielle Berichterstattung der WGE

Im Berichtszeitraum hat die Koordinatorin des Expert Panel anlässlich des 15. und 16. CCE bzw. der 21. und 22. Task Force on ICP Modelling and Mapping über den Stand der Methodenentwicklung durch den Expert Panel berichtet. Diese und Beiträge bezüglich der nationalen Critical Loads-Kartierung (siehe Kapitel 4.3 dieses Berichtes) wurden auch beim 6. Subregional Workshop of the Effects-oriented Activities in East and South-East European Countries (Moskau/Pushchino, September 2004) vorgestellt. Beim EP-HM Meeting, Januar 2006, in Berlin wurden erste Ergebnisse der Anwendung einfacher dynamischer Modelle für Schwermetalle einschließlich Hinweisen für notwendige Überarbeitungen der Methodik präsentiert.

Offizielle Berichte der WGE bezüglich der Entwicklung der CL(M) Methodik und Anwendungsergebnissen umfassen die in Tabelle 4-1 dargestellten Schriften. Die Tabelle enthält auch jeweils eine Information darüber, welche Zuarbeit durch die Koordinatorin des Expert Panel geleistet wurde.

Tabelle 4-1: Offizielle Berichterstattung für die Working Group on Effects bezüglich der Kartierung von Critical Loads für Schwermetalle und Zuarbeiten im Rahmen des Projektes.

EB.AIR/WG.1/2004/10/Add.1 15 June 2004	Developing, modelling and mapping of critical loads and their input data. Addendum. Harmonisation of land-cover information for applications under the Convention and report on the Expert Workshop on Critical Loads of Heavy Metals	Textentwurf und Abstimmung mit CCE und Chairman ICP Modelling and Mapping
EB.AIR/WG.1/2005/10/Add.1 2 June 2005	Developing, modelling and mapping of critical loads and their input data. Addendum. Modelling and mapping of critical loads of cadmium, lead and mercury in Europe: Results of a call for data contributions	Abstimmung eines Textentwurfes des CCE
EB.AIR/WG.1/2006/10 17 June 2006	Critical Loads of Acidification, Eutrophication and Heavy Metals: Status, Exceedances and Progress on Nitrogen Modelling	-

Wie alle ICPs und die Task Force on Health Effects of Air Pollution (TF Health) hat auch das ICP Modelling and Mapping Zuarbeiten für den Substantive Report der WGE „Review and Assessment of Air Pollution Effects and their Recorded Trends“ (WGE 2004) geleistet. Dazu erfolgten im Rahmen dieses Projektes auch Abstimmungen der Texte zum Stand der CL(M) Kartierung in Europa. Die Koordinatorin des EP-HM war in Diskussionen des Berichtes im Extended Bureau der WGE einbezogen und hat in diesem Zusammenhang auch die Beiträge anderer ICPs und der TF Health kommentiert.

4.2 Erarbeitung von fachlichen Beiträgen für die Expert Group / Task Force on Heavy Metals (WGSR)

Die Task Force hat die Aufgabe, alle für die Überarbeitung des Schwermetallprotokolls verfügbaren und relevanten wissenschaftlich-technischen Informationen zusammenzutragen und der Working Group on Strategies and Review für die Entscheidungsfindung zur Verfügung zu stellen (Report on the Sufficiency and Effectiveness of

the Heavy Metals Protocol). Unter anderem sollte dabei bewertet werden ob eine ausreichend sichere wissenschaftliche Grundlage für die Anwendung eines wirkungsbasierten Ansatzes bei der Protokollüberarbeitung existiert. Dieser Berichtsteil ist in zwei Beiträge aufgliedert.

- Best available scientific information on the effects of deposition of heavy metals from long-range transboundary atmospheric transport (Federführung Kanada)
- Results of modelling and mapping of critical loads of lead, cadmium and mercury and their exceedances in the EMEP domain (Federführung Deutschland)

Das Kapitel über Critical Loads und ihre Überschreitung wurde in enger Kooperation mit dem CCE erarbeitet. Es beinhaltet eine Übersicht über die Entwicklungsgeschichte des Critical Loads-Ansatzes für Schwermetalle, die wichtigsten methodischen Prinzipien einschließlich Ableitung der Critical Limits, die Kartierungsergebnisse (Critical Loads, kritische Hg-Konzentrationen im Niederschlag und deren Überschreitungen), Hinweise zur Interpretation der Ergebnisse unter Berücksichtigung des Akkumulationsverhaltens der Metalle im Boden und eine Diskussion der Unsicherheiten.

Die für den Bericht verwendeten Critical Loads Daten entsprachen dem Bearbeitungsstand zum Zeitpunkt der 24. Sitzung der WGE (September 2005). Für die Berechnung der Critical Loads Überschreitungen wurden Depositionsdaten des EMEP MSC-East verwendet, die auf offiziellen Emissionsdaten der Länder basierten. Das bedeutet, die 2006 aktualisierten Critical Loads für Pb, Cd, Hg und die durch Expertenschätzungen des TNO modifizierten Schwermetallemissionsdaten sind in dem Bericht noch nicht berücksichtigt. Die aktualisierten Ergebnisse wurden bei der 3. Task Force Sitzung, Mai 2006 in Ottawa, vorgestellt und sind im technischen Bericht des ICP Modelling and Mapping and die 25. Tagung der WGE (ECE.EB.AIR/WG.1/2006/10) beschrieben. Die Aktualisierung der Critical Loads Daten führte nicht zu drastischen Änderungen bezüglich der Werteverteilung in Europa. Die stärkste Änderung betrifft die Critical Loads für Blei für Italien, die nach der Aktualisierung deutlich besser in das Europäische Gesamtbild passen. Die Anpassung der Emissionswerte führte dazu, dass die berechneten Depositionen besser mit gemessenen Depositionen an EMEP Stationen übereinstimmen. Die Flächen mit Überschreitungen sind bei Berücksichtigung der neuen Werte größer.

Zuarbeiten und Kommentare erfolgten auch zu dem unter kanadischer Federführung verfassten Kapitel des Sufficiency and Effectiveness Reports sowie zum Bericht der Task Force on Health Effects of Air Pollution „Health Risks of Heavy Metals from Long-range Transboundary Air Pollution“. Über diese Arbeiten, die im Auftrag der WGE und nicht beschränkt auf die Aktivitäten des ICP Modelling and Mapping erfolgten wird im Abschlussbericht zum Projekt „Wissenschaftliche Zuarbeit zur Weiterentwicklung von Strategien der UNECE Arbeitsgruppe Wirkungen (WGE) zur Umsetzung des UNECE Übereinkommens über den weiträumigen grenzüberschreitenden Transport von Luftverunreinigungen und seiner Protokolle“ (FKZ 204 41 201) berichtet.

4.3 Erarbeitung des deutschen Datensatzes der Critical Loads für Blei, Cadmium und Quecksilber

4.3.1 Methodischer Ansatz

4.3.1.1 Allgemeine Grundlagen

Abgeleitet aus der allgemeinen Critical Loads-Definition versteht man unter Critical Loads für Schwermetalle die höchste Gesamteintragsrate des betrachteten Metalls (aus atmosphärischer Deposition, Düngemitteln und anderen anthropogenen Quellen), unterhalb derer nach heutigem Stand des Wissens langfristig keine schädlichen Wirkungen auf die menschliche Gesundheit und auf Struktur und Funktion von Ökosystemen zu erwarten sind.

Die Berechnung von Critical Loads erfolgt nach dem Massenbilanzansatz unter Annahme eines chemischen Gleichgewichtes im betrachteten System sowie eines Gleichgewichtszustandes (steady state) zwischen Ein- und Austrägen bei einem Konzentrationsniveau definiert durch das Critical Limit.

Das Critical Limit ist eine wirkungsbasiert abgeleitete Grenzkonzentration im Ökosystem, unterhalb derer signifikante Schädwirkungen auf die menschliche Gesundheit sowie auf definierte empfindliche Bestandteile der Ökosysteme nach heutigem Stand des Wissens ausgeschlossen werden können.

Wie für die Critical Loads für Säure und Stickstoff werden bei der Quantifizierung der Stoffflüsse für die Massenbilanzen möglichst langjährige Mittelwerte der Parameter von Standorten ohne oder mit nur geringer Belastung verwendet.

Rezeptoren und Indikatoren für schädliche Wirkungen

Entsprechend den Empfehlungen des "Expert Meeting on Critical Limits for Heavy Metals and Methods for their Application", 2. - 4. Dezember 2002, in Berlin (Schütze et al. 2003a), sollen Critical Loads für Schwermetalle separat im Hinblick auf den Schutz der menschlichen Gesundheit und den Schutz der Ökosysteme berechnet werden. Dabei sind jeweils terrestrische und aquatische Ökosysteme zu berücksichtigen.

Im Manual-Kapitel 5.5, über Schwermetalle, wird eine Übersicht gegeben, für welche Rezeptoren als empfindliche Umweltbestandteile Critical Loads berechnet werden sollen, und welche Indikatoren bei der Festlegung der Critical Limits herangezogen wurden. Für Deutschland erfolgt die Berechnung von Critical Loads nur für terrestrische Ökosysteme. Tabelle 4-2 gibt Auskunft darüber, welche Berechnungen für welche Metalle und Indikatoren dabei relevant sind. Die in dieser Tabelle angegebenen, auf freiwilliger Basis zu berücksichtigenden Indikatoren, werden für Deutschland nicht herangezogen.

Tabelle 4-2: Critical Loads Typen für terrestrische Ökosysteme - Rezeptoren und Indikatoren (Modelling and Mapping Manual 2004)

Critical Loads bezogen auf	zu betrachtende Metalle	zu betrachtende Landnutzungstypen	Indikatoren
Wirkungen auf die menschliche Gesundheit CL(M) _{human}	Cd, <i>Pb</i> ^{*)}	Acker	Gehalt in Nahrungspflanzen (Weizenkorn) und Futterpflanzen
	Cd, <i>Pb</i>	Grünland	Gehalt in Grünlandpflanzen bzw. in Tierproduktion
	Cd, Pb, Hg	Alle Ökosysteme	Gesamtkonzentration der Metalle im Sickerwasser (unterhalb der Wurzelzone)
Wirkungen auf Ökosysteme CL(M) _{eco}	Pb, Cd	Alle Ökosysteme	Konzentration freier Ionen hinsichtlich Wirkung auf Boden-Mikroorganismen, -Invertebraten und Pflanzen
	Hg	Wälder	Gesamtgehalt Hg bezogen auf den Gehalt an organischer Substanz im Hinblick auf Wirkungen auf Boden-Mikroorganismen (und Invertebraten)

*) Kursiv und grau gedruckte Betrachtungen können auf freiwilliger Basis durchgeführt werden.

Aus Tabelle 4-2 wird ersichtlich, dass bei der Berechnung von Critical Loads für Pb, Cd und Hg, anders als bei den Critical Loads für Säure und Stickstoff, auch durch den Menschen stark beeinflusste Ökosysteme wie Ackerland und intensiv genutztes Grünland als Rezeptorflächen einbezogen werden. In Bezug auf die Erhaltung der Nahrungsqualität zum Schutz der menschlichen Gesundheit wurde Cd als wichtiger Schadstoff identifiziert. Bei diesem Metall ist eine Aufnahme aus dem Boden in die Vegetation vergleichsweise hoch, so dass Anreicherungen im Boden die potenzielle Gefahr von Gesundheitswirkungen über pflanzliche Nahrung nach sich ziehen. Als Indikatorpflanze wurde Weizen ausgewählt. Weizenkorn stellt einen erheblichen Anteil der Nahrung in Deutschland (wie in Europa) und sein Anbau nimmt in Deutschland (und anderen europäischen Ländern) einen hohen Anteil der landwirtschaftlichen Nutzflächen ein. Der Transfer von Cadmium aus dem Boden in das Weizenkorn ist im Vergleich zu anderen Kulturpflanzen hoch, so dass bei Einhaltung von Grenzwerten für Cd im Boden aus der Sicht des Schutzes der Qualität von Weizenkorn andere Feldfrüchte ebenfalls ausreichend geschützt sind (de Vries et al. 2003, 2005). Diese Tatsache ist z. B. in Deutschland bei der Festlegung von Maßnahmewerten für Cd in Böden berücksichtigt worden (Anhang 2 der BBodSchV 1999). Bei Cadmium sind die Abstände der heutigen Konzentrationsniveaus in Nahrungspflanzen zu den Schwellen für Wirkungen auf die menschliche Gesundheit gering, so dass weitgehend Einigkeit darüber besteht, dass eine Begrenzung der Einträge von Cd in die Umwelt und insbesondere in landwirtschaftliche Nutzflächen dringend geboten ist (EB.AIR/WG.1/2000/12; EB.AIR/WG.1/ 2001/10; EB.AIR/WG.1/2006/12, Risk Assessment Report on Cadmium metal and Cadmium oxide, draft final version, July 2003 (EC 2003). Dagegen gibt es derzeit keine deutlichen Anzeichen für Risiken durch die ubiquitäre atmosphärische Deposition von Pb und Hg über den Pfad Nahrungspflanze. Deshalb wurden Critical Loads in Bezug auf den Schutz der Nahrungsmittelqualität für diese Metalle nicht berechnet. Allerdings hat die Joint Task Force on Health Effects of Air Pollution in ihrem jüngsten Review der Gesundheitswirkungen von Cd, Pb und Hg (EB.AIR/WG.1/2006/12) festgestellt, dass schädliche Wirkungen von Pb auf die menschliche Gesundheit schon bei deutlich geringeren Bleigehalten des Blutes als bisher angenommen auftreten können. Deshalb wird die weitere Akkumulation dieses Metalls in der Umwelt mit Besorgnis betrachtet. Die Pb-Emissionen in die Atmosphäre sollen so niedrig wie möglich gehalten werden.

Für alle Ökosystemtypen werden Critical Loads zum Schutz des Trinkwassers kartiert. Da für Cd zwei unterschiedliche Indikatoren für die Berechnung der $CL(M)_{\text{human}}$ herangezogen werden, ist vorgesehen, das Minimum von beiden in der entsprechenden Critical Loads-Karte ($CL(Cd)_{\text{human}}$) darzustellen.

Die methodischen Ansätze für die Berechnung von Critical Loads zum Schutz terrestrischer Ökosysteme sind für Pb und Cd einerseits und Hg andererseits verschieden. $CL(Pb)_{\text{eco}}$ und $CL(Cd)_{\text{eco}}$ werden aus Wirkungsschwellen bezogen auf die Konzentration freier Ionen in der Bodenlösung abgeleitet und für alle Ökosystemtypen berechnet. Dagegen werden $CL(Hg)_{\text{eco}}$ basierend auf Critical Limits für Hg-Gehalte in der Humusaufgabe (Gesamtgehalt Hg bezogen auf die organische Substanz) berechnet, wobei ausschließlich Waldökosysteme berücksichtigt werden. Genauere Informationen zur Ableitung der Critical Limits finden sich in Kap. 4.3.1.2.

Massenbilanz der Stoffflüsse und betrachtete Bodentiefe

Die Massenbilanzgleichung zur Berechnung von Critical Loads für Schwermetalle entspricht einer Gegenüberstellung aller relevanten Flüsse in bzw. aus einer bestimmten Bodenschicht, in der die wesentlichen Stoffumsetzungen geschehen und die daher für die Wirkungen im System relevant ist. Die Betrachtung von Schwermetallflüssen, -vorräten und -konzentrationen beziehen sich auf die mobilen bzw. potenziell mobilisierbaren Metalle, nur sie sind für die Betrachtung der Stoffflüsse relevant.

Die Massenbilanzgleichung bezieht als Austragspfade aus dem terrestrischen Ökosystem die Aufnahme in die Biomasse mit nachfolgender Ernte und den Austrag mit dem Sickerwasserfluss ein (vgl.

Gleichung 4-1).

$$CL(M) = M_u + M_{le(crit)} \quad \text{Gleichung 4-1}$$

mit:

$CL(M)$ = Critical Load des Metalls M [$\text{g ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]

M_u = Nettoaufnahme des Metalls M in erntbare Pflanzenteile unter Critical Loads-Bedingungen [$\text{g ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]

$M_{le(crit)}$ = tolerierbare Auswaschung des Metalls M aus der betrachteten Bodenschicht bei ausschließlicher Betrachtung vertikaler Flüsse (Sickerwasser) [$\text{g ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]

Als ein natürlicher Eintrag in den Vorrat potenziell mobilisierbarer Metalle ist die Verwitterung zu verstehen. Im Gegensatz zu früheren Methodenvorschlägen (*de Vries* und *Bakker* 1998, *de Vries* et al. 2001), bei denen die Verwitterungsrate von den Austrägen subtrahiert wurde, wird dieser Fluss im Manual nicht mehr berücksichtigt. Testberechnungen der Verwitterungsraten von Schwermetallen haben hohe Unsicherheiten bei insgesamt vergleichsweise geringer Relevanz dieser Flüsse für die Critical Loads-Ergebnisse zumindest für Cd und Hg, gezeigt.

Die Re-Emission von Hg aus dem Boden wird ebenfalls vernachlässigt. Dieser Stofffluss wird bereits bei der Berechnung der Netto-Gesamtdosition von Hg subtrahiert, so dass seine Einbeziehung in die Critical Loads-Berechnung zu einer doppelten Berücksichtigung der Ableitung der Überschreitung der $CL(Hg)$ führen würde.

Die Auswahl der betrachteten Bodenschicht erfolgt in Abhängigkeit vom zu berücksichtigenden Rezeptor bzw. Indikator. Die Betrachtung verschieden mächtiger Bodenschichten ist notwendig, weil chemische und biologische Vorgänge in mehr oder weniger großen Tiefen die einzelnen Rezeptoren unterschiedlich beeinflussen. Einerseits sind die Schwermetallkonzentrationen für die betrachteten Metalle meist aufgrund der Bindung an Humusbestandteile in den oberen Bodenschichten am höchsten, gleichzeitig ist dort mit der größten Dichte an Bodenlebewesen und Pflanzenwurzeln zu rechnen. Wirkungen bezüglich des Bodenlebens werden daher vor allem in dieser obersten, humusreicheren Bodenschicht vorkommen. Die Tiefe dieser biologisch aktiven Zone wird im Folgenden mit z_b bezeichnet. Andererseits sind für das Grundwasser relevante Konzentrationen erst unterhalb der gesamten Wurzelzone zu bestimmen. Diese Tiefe (Untergrenze der Wurzelzone) wird in Übereinstimmung mit der Methodenbeschreibung für Critical Loads für Säure und Stickstoff mit z bezeichnet.

Das Manual sieht als Option vor, dass bei Vorhandensein einer Humusaufgabe die $CL(M)_{\text{eco}}$ separat für diese und die oberste Mineralbodenschicht z_b berechnet werden und das Minimum den endgültigen Critical Load für das betrachtete Ökosystem bestimmt. Eine solche Herangehensweise ist zum derzeitigen Zeitpunkt für Deutschland nicht möglich, da die Profildaten der BÜK 1000 keine Informationen über Humusaufgaben liefern. In Bezug auf Wirkungen von Pb und Cd auf das Bodenleben und Pflanzen sowie auf die Metallkonzentration in Nahrungspflanzen werden jeweils die oberen Mineralbodenschichten, d.h. A_h und A_p -Horizonte betrachtet. Das mögliche Vorhandensein einer Humusaufgabe in Wäldern ist, wenn auch rechnerisch nicht möglich, doch zumindest gedanklich zu berücksichtigen. Critical Loads für Quecksilber sollen ausschließlich für die Humusaufgaben in Wäldern berechnet werden. Eine Berechnung der $CL(Hg)_{\text{eco}}$ konnte, unabhängig von Daten der BÜK 1000, basierend auf Standardwerten durchgeführt werden. Da geographische Informationen über das Vorkommen von Humusaufgaben nicht vorliegen, wurde unterstellt, dass in allen Wäldern eine Humusaufgabe vorhanden ist.

4.3.1.2 Erhebung und Berechnung der Eingangsdaten

Nettoentzug von Schwermetallen durch Ernte von Biomasse

Die Berechnung des Entzuges von Schwermetallen aus dem betrachteten System erfolgt (ähnlich wie bei der Berechnung von Critical Loads für Säure und Stickstoff) indem die jährlichen Netto-Biomasseerträge mit den Konzentrationen der Stoffe, hier der Metalle, multipliziert werden.

$$M_u = f_{Mu} \cdot Y_{ha} \cdot [M]_{ha} \quad \text{Gleichung 4-2}$$

mit:

- f_{Mu} = Fraktion der Nettoaufnahme aus der betrachteten Bodenschicht (zb bzw. z) an der Gesamtnettoaufnahme, wobei auch die Metalle, die direkt aus der Atmosphäre in die Pflanzen gelangen, berücksichtigt werden [-]
- Y_{ha} = Ertrag erntbarer Biomasse als Trockenmasse [kg TM (ha⁻¹ a⁻¹)]
- $[M]_{ha}$ = Metallgehalt der erntbaren Pflanzenteile (Trockenmasse) einschließlich Metalle die direkt aus der Atmosphäre in die Pflanzen gelangt sind [g kg⁻¹ TM⁻¹]

Der Zusatz in der Erläuterung des Term Mu (Gleichung 4-1) „unter Critical Loads-Bedingungen“ bedeutet, dass sowohl die Erträge als auch die Stoffgehalte dem langfristig stabilen Gleichgewichtszustand der Ökosysteme entsprechen. Die Metallgehalte in der Vegetation dürfen dabei kritische Konzentrationen nicht überschreiten. Sofern es sich um Nahrungsmittel handelt, sind entsprechende wirkungsbasierte Grenzwerte einzuhalten. Weiterhin sind sowohl Wirkungen auf die Pflanzen selbst als auch auf Pflanzen (und ihre abgestorbenen Teile) verzehrende Lebewesen und nachfolgende Nahrungsketten zu berücksichtigen. Dem Anspruch, den Wirkungen der Schwermetalle auf diese Vielzahl von Rezeptoren in verschiedenen Bereichen der Nahrungspyramide zu entsprechen, kann allerdings nur sehr begrenzt entsprochen werden.

Netto-Biomasseerträge (Y_{ha})

Nettozuwächse bzw. Biomasseerträge für Wälder und naturnahe waldfreie Ökosysteme unter Critical Loads-Bedingungen können hinreichend genau definiert werden (siehe Kapitel 3.3.2.2 und Anhang 3). Allerdings sind dabei langfristige und nachhaltige Änderungen der Randbedingungen, wie z. B. durch die globale Erwärmung, bisher nicht berücksichtigt. Für Wälder und naturnahe waldfreie Ökosysteme werden die Ertragsdaten aus der Datenbasis zur Berechnung von Critical Loads für Säure und Stickstoff übernommen. Als erntbare Biomasse in Wäldern wird das Derbholz einschließlich Rinde betrachtet.

Die Festlegung von entsprechenden Erträgen für landwirtschaftliche Nutzflächen ist problematischer. Aufgrund der Kurzlebigkeit der landwirtschaftlichen Nutzpflanzen, ihrer deutlich stärkeren Beeinflussung durch die Züchtung sowie kurzfristig verfeinerbaren Management-Praktiken, ist z. B. eine relevante Ertragssteigerung bei nachhaltiger Wirtschaftsweise möglich, aber nur schwer prognostizierbar. Wirkungen des Klimawandels und ihrer geographischen Ausprägung sind noch nicht quantifizierbar. Es wird deshalb von gleich bleibenden Rahmenbedingungen ausgegangen.

Bei der Berechnung der Nettoaufnahme von Schwermetallen in die Biomasse auf Ackerflächen ist das Anbauverhältnis zu berücksichtigen. Dieses wird wesentlich vom Ertragspotenzial des Bodens einerseits und den Bedürfnissen des Marktes oder politischen Einflüssen (Förderung) andererseits bestimmt. Letztere können sich kurzfristig umstellen, so dass eine weitere Quelle für Unsicherheiten bei langfristigen Prognosen besteht. Für die landwirtschaftlichen Nutzflächen Deutschlands wird in Übereinstimmung mit der im Manual vorgeschlagenen vereinfachenden Methodik angenommen, dass die heutige Anbaustruktur gleich bleibt und das Ertragsniveau dem entspricht, was langfristig ohne Überlastung der Agrarflächen (Acker und intensiv genutztes Grünland) durch intensive Bewirtschaftung erzielbar ist. Ein Modell zur Bestimmung der Nettoerträge auf Ackerflächen in Abhängigkeit von der Bodenqualität und Klima und unter Berücksichtigung dieser Parameter bei Annahmen zur optimalen Anbaustruktur (Fruchtfolge) wurde in Schütze et al. (2003b) entwickelt und ausführlich beschrieben. Diese Methodik liegt auch der Berechnung der Austräge von Pb, Cd, Hg in diesem Projekt zu Grunde.

Schwermetallgehalte in der erntbaren Biomasse ($[M]_{ha}$)

Bei der Berechnung des Schwermetallaustrags mit der Biomasse unter „Critical-Loads-Bedingungen“ sollen Stoffgehalte in der Vegetation unterstellt werden, die dem langfristig stabilen Gleichgewichtszustand der Ökosysteme entsprechen. Das heißt diese Stoffgehalte dürfen nicht zu schädlichen Wirkungen führen. Um schädliche Wirkungen auf die Biozönosen unterschiedlicher Ökosystemkompartimente vollständig ausschließen zu können, sind Kenntnisse über Wirkungsschwellen der Metalle in allen trophischen Ebenen (Primärproduzenten, Konsumenten lebender und toter Biomasse bis hin zu Endgliedern der Nahrungsketten) erforderlich. Weiterhin braucht

man Informationen zum Transfer- und Akkumulationsverhalten der Metalle in den abiotischen und biotischen Ökosystemkompartimenten. Auf diesen Gebieten bestehen noch erhebliche Erkenntnislücken. Für einige Beziehungen existieren Daten (*de Vries* et al. 2003 b). Sie lassen eine z. T. hohe Sensitivität der Sekundärkonsumenten vermuten. Diese Daten reichen aber für eine generelle Festlegung kritischer Konzentrationen in der Vegetation nicht aus und sind mit hohen Unsicherheiten behaftet. Auch eine Berechnung heutiger oder zukünftiger Metallkonzentrationen in den verschiedenen erntbaren Pflanzenteilen in Abhängigkeit von kritischen Konzentrationen in der Bodenlösung, ist problematisch, weil derzeit für die meisten Pflanzenteile keine ausreichend sicheren Transferbeziehungen Boden - Bodenlösung - Pflanzengehalt bestehen. Im Manual wird deshalb als vereinfachende Vorgehensweise vorgeschlagen, die heutigen Metallgehalte in Pflanzen zu verwenden. Diese sollten aus Erhebungen von nicht oder nur geringfügig belasteten Standorten stammen. Ein Vergleich von Mittelwerten von Konzentrationen unbelasteter Standorte mit Grenzwerten für Nahrungs- und Futtermittel bzw. Schwellenwerten für phytotoxische Wirkungen zeigt, dass mittlere Konzentrationen nicht zu schädlichen Wirkungen auf die Ökosysteme führen (*Nagel* und *Schütze* 1998). Das ist gut nachvollziehbar, da sich die Ökosysteme über lange Zeiträume an die ubiquitären, stofflichen Gegebenheiten angepasst haben.

In Bezug auf heutige Schwermetallgehalte in Baumkompartimenten werden Daten aus *Jacobsen* et al. (2002) verwendet. Diese Studie beinhaltet u. a. Ergebnisse für Pb und Cd, aber nicht für Hg. Für die Berechnung der Schwermetallaufnahme in Wäldern wurden die nach Masse gewichteten Mittel der Gehalte in Stamm und Rinde (Kompartiment „Derbholz mit Rinde“) für die Hauptbaumarten Fichte, Kiefer, Eiche und Buche verwendet (Tabelle 4-3).

Tabelle 4-3: Gewichtete mittlere Schwermetallgehalte (Mediane) [mg kg^{-1}] für das Kompartiment „Derbholz mit Rinde“ aus *Jacobsen* et al. (2002)

Baumart	Durchschnittlicher Rindenanteil am Stamm	Pb	Cd
Eiche	12,5	2,97	0,13
Buche	5,8	1,52	0,15
Fichte	8,8	1,29	0,36
Kiefer	10,7	1,75	1,31

Für Hg ist die Datengrundlage sehr lückenhaft. Die Berechnung des Hg-Austrages aus Wäldern durch die Holzernte wurde unter Annahme einer einheitlichen Konzentration im Holz von $0,02 \text{ [mg Hg kg}^{-1} \text{ TM}^{-1}]$ (Manual-Kapitel 5.5, Tab. 2) durchgeführt. Die dort angegebene Spanne möglicher Konzentrationen beträgt $0,004 - 0,05 \text{ [mg kg}^{-1} \text{ TM}^{-1}]$. Dabei stammen die niedrigeren Werte aus Messungen von Hg-Gehalten im Holz in Nordschweden (*Alriksson* 2002), während die höheren Werte eine Schätzung sind. Diese basiert auf gemessenen Konzentrationen in Fichtennadeln im Solling (*Lamersdorf* 1985) unter Berücksichtigung der Erfahrung, dass in den stoffwechselaktiven Nadeln die Gehalte um 5 bis 10-fach höher liegen als im Holz.

Literaturstudien zu Schwermetallgehalten in den erntbaren Teilen landwirtschaftlicher Nutzflächen (Acker, Grünland) wurden bereits in früheren Projekten durchgeführt (*Nagel* und *Schütze* 1998, *Nagel* et al. 2000). Die dabei berechneten Median-Werte für die Metallgehalte in Getreidekorn, Rüben, Kartoffeln, Mais, Gras und anderen Futterpflanzen, Öl- und Leguminosensaat werden unverändert für die Berechnungen in diesem Projekt verwendet. Bei diesen Konzentrationen (Mediane) sind phytotoxische Wirkungen nicht zu befürchten. Die Grenzwerte der Verordnung (EG) Nr. 466/2001 für Lebensmittel sind allerdings beim Getreide insbesondere für Blei z. T. weitgehend ausgeschöpft. Diese Grenzwerte basieren auf dem derzeit erreichbaren Niveau und betragen $0,2 \text{ [mg Pb kg}^{-1}]$, $0,1 \text{ [mg Cd kg}^{-1}]$, außer Weizen mit $0,2 \text{ [mg Cd kg}^{-1}]$, alle Werte bezogen auf Frischgewicht. Die Datengrundlagen zur Berechnung der mittleren Konzentrationen (Mediane) in Nutzpflanzen stammen aus den späten 1980er Jahren (*Sauerbeck* und *Styperek* 1988) und frühen 1990er Jahren (*LUA NRW* 1996). Seitdem sind die Depositionen von Schwermetallen, insbesondere von Pb, zurückgegangen. Das kann dazu geführt haben, dass heutige Konzentrationen niedriger sind. Eine neue Datenerhebung ist sehr arbeitsintensiv und im Rahmen dieses Projektes nicht vorgesehen. Zum Ende des Bearbeitungszeitraumes des Projektes wurden Daten aus einem anderen F+E-Vorhaben des Umweltbundesamtes (FKZ 203 74 275) verfügbar, die die Vermutung niedrigerer Schwermetallgehalte in landwirtschaftlichen Pflanzen bestätigen. Tabelle 4-4 enthält in Klammern Median Konzentrationen von Pb, Cd, Hg in erntbaren Pflanzenteilen, die in dem genannten Vorhaben ermittelt wurden (*Schnug* et al. 2006 und „Auswertung Projektdatenbank“ in *Lazar* und *Knappe* 2006). Diese Ergebnisse können ggf. bei zukünftigen Berechnungen von CL(M) verwendet werden. Sie führen zu mindestens 2 - 3-fach niedrigeren Metallausträgen durch Ernte auf landwirtschaftlichen Nutzflächen und damit zu niedrigeren CL(M) bei diesem Nutzungstyp.

Als erntbare Teile landwirtschaftlicher Nutzpflanzen werden Getreide-, Raps- und Leguminosenkorn, Kartoffelnknollen, Rübenkörper und oberirdische Teile von Futterpflanzen betrachtet. Es wird unterstellt, dass Nebenprodukte wie Stroh, Rübenblatt und andere auf dem Feld verbleiben und somit nicht zum Nettoaustrag von Schwermetallen beitragen. Diese Produkte finden zwar teilweise in der Tierhaltung Verwendung, das bedeutet aber, dass sie nach der Passage durch den Stall/das Tier in Form von Wirtschaftsdüngern zumindest zum Teil wieder auf die Felder gelangen.

Die Schwermetallgehalte sind in einzelnen Pflanzenarten und Pflanzenteilen sehr unterschiedlich, weshalb auch aus dieser Sicht eine Berücksichtigung des Anbauverhältnisses erforderlich ist.

Tabelle 4-4: Schwermetallgehalte (Mediane) [$\text{mg kg}^{-1} \text{ TM}^{-1}$] in Pflanzenteilen zur Berechnung des Austrags mit der Biomasse-Ernteaus Nagel und Schütze (1998). Die Werte in Klammern entstammen einem aktuellen F+E-Vorhaben des Umweltbundesamtes (Lazar und Knappe 2006) und wurden noch nicht in die CL(M) Berechnung einbezogen.

Art	Pflanzenteil			
		Pb	Cd	Hg
Sommerweizen	Korn	0,19	0,08	
Winterweizen		0,10 (0,03)	0,08 (0,03)	(0,005)
Roggen		0,20 (0,07)	0,03 (0,02)	0,01 (0,005)
Wintergerste		0,20 (0,1)	0,02 (0,02)	(0,01)
Sommergerste		0,30 (0,11)	0,06 (0,02)	(0,01)
Raps		0,20 (0,1)	0,04 (0,08)	(0,003)
Sonnenblumen		0,20	0,04	
Leguminosen		0,20 (0,02)	0,04 (0,02)	
Kartoffeln	Knolle	0,73 (0,04)	0,23 (0,09)	0,02 (0,001)
Zuckerrübe	Rübenkörper	1,00 (0,2)	0,25 (0,08)	0,02 (0,01)
Silomais	oberirdische Pflanzenteile	3,80 (0,2)	0,20 (0,04)	0,04 (0,02)
Gras und Grünlandpflanzen	oberirdische Pflanzenteile	2,49 (0,83 - 0,99)	0,15 (0,1 - 0,13)	0,03 (0,03)

Sonderbetrachtung: Gehalt von Cadmium im Nahrungsweizen ($[\text{Cd}]_{\text{ha,wheat}}$)

Bei der Berechnung von Critical Loads zum Schutz der Nahrungsmittelqualität, die ausschließlich für Ackerland erfolgt, wird unterstellt, dass die gesamte Ackerfläche ständig und ausschließlich mit Weizen bestellt ist. Das ist natürlich eine theoretische Annahme. Sie hat aber für die Berechnung von $\text{CL}(\text{Cd})_{\text{human}}$ ihre Berechtigung, da Nahrungsweizen als empfindlichster Indikator bezüglich des Transfers von Cd in Nahrungspflanzen insgesamt dient. Bei der Berechnung der Cd-Aufnahme in den Weizen wird eine kritische Cd-Konzentration im Korn von $[0,1 \text{ mg kg}^{-1} \text{ dw}^{-1}]$ zu Grunde gelegt. Die Begründung dieses Wertes befindet sich in Anhang 4.

Faktor zur Berücksichtigung der betrachteten Bodenschicht (f_{Mu})

Der Faktor f_{Mu} hat bei Berücksichtigung der gesamten durchwurzelten Tiefe (z) den Wert 1. Wird eine geringere Tiefe (z_b) berücksichtigt, ist der Wert kleiner als 1, wenn angenommen wird, dass die Pflanzen Schwermetalle auch aus tieferen Schichten als der betrachteten (z_b) aufnehmen. In der Berechnung des deutschen Datensatzes 2004 wurde f_{Mu} vereinfachend bei allen Berechnungen ($\text{CL}(\text{M})_{\text{eco}}$ und $\text{CL}(\text{M})_{\text{human}}$) mit dem Wert 1 belegt. Dem liegt die Überlegung zu Grunde, dass in der Regel der größte Anteil verfügbarer Schwermetalle in den obersten Zentimetern des Bodens, einschließlich vorhandener Humusaufgaben in Wäldern, bzw. gleichmäßig verteilt in der Ackerkrume akkumuliert ist, dass die Wurzeldichte häufig in den A-Horizonten (sowie einschließlich Humusaufgabe) besonders hoch ist und dass die direkt aus der Atmosphäre in die Pflanzen aufgenommenen Metallmengen ebenfalls in beiden Fällen gleichermaßen einzubeziehen sind. Daraus lässt sich ableiten, dass der Anteil der Schwermetalle in den Pflanzen der aus tieferen Schichten stammt, vernachlässigbar gering ist. Diese Annahme ist besonders zutreffend für die wenig mobilen Elemente Pb und Hg. Beim Cd, dass schon bei pH-Werten unter 6 verstärkt der Auswaschung unterliegt, wäre eine Berücksichtigung der Aufnahme aus tieferen Schichten möglicherweise sinnvoll. Eine aufwändige Differenzierung des Faktors f_{Mu} ist jedoch mit großen Unsicherheiten behaftet.

Nettoentzüge von Pb, Cd, Hg - Ergebnisse

Der Nettoentzug der Metalle hat hinsichtlich des Schutzes des Grundwassers (für $\text{CL}(\text{M})_{\text{human}}$) und hinsichtlich des Schutzes der Ökosysteme ($\text{CL}(\text{M})_{\text{eco}}$) im Datensatz 2004 einheitliche Werte, da in jedem Falle und für alle Öko-

systemtypen angenommen wurde, dass die Aufnahme aus der obersten Mineralbodenschicht (z_b) und der gesamten Wurzelzone (z) gleichgesetzt werden können ($F_{Mu}=1$). Eine Übersicht über die Verteilung der berechneten Nettoaufnahmeraten von Pb, Cd und Hg für die unterschiedlichen Rezeptoren gibt Tabelle 4-5.

Tabelle 4-5: Statistische Kennwerte der Nettoaufnahmeraten von Schwermetallen durch die Vegetation (M_u) unter Berücksichtigung unterschiedlicher Rezeptoren und Ökosystemtypen

Rezeptoren	N	Arith. Mittel	S (Stand. abw.)	Min.	5-Perz.	50-Perz.	95-Perz	Max.
Blei, alle Ökosysteme								
Mensch (Trinkwasser); Ökosystemfunktionen	281137	11,5	31,9	1,3	3,4	12,6	17,6	31,9
Cadmium, alle Ökosysteme								
Mensch (Trinkwasser); Ökosystemfunktionen	281137	1,25	0,36	0,07	0,71	1,05	2,62	4,19
Cadmium, nur Acker								
Mensch (Nahrungswesen)	133850	0,70	0,01	0,49	0,56	0,71	0,78	0,78
Mensch (Trinkwasser); Ökosystemfunktionen	133850	1,05	0,05	0,68	0,76	1,05	1,41	1,80
Quecksilber, alle Ökosysteme								
Mensch (Trinkwasser)	281137	0,15	0,00	0,02	0,04	0,17	0,25	0,40
Quecksilber, nur Wald								
Mensch (Trinkwasser); Ökosystemfunktionen	101246	0,08	0,00	0,02	0,03	0,09	0,12	0,14

Blei

Die Spanne der Werte (Min - Max) des Entzuges lag zwischen 1,3 [$\text{g ha}^{-1} \text{a}^{-1}$] und 31,9 [$\text{g ha}^{-1} \text{a}^{-1}$] mit einem Medianwert über alle Datensätze von 12,6 [$\text{g ha}^{-1} \text{a}^{-1}$] und einem arithmetischen Mittelwert von 11,5 [$\text{g ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]. Die niedrigsten arithmetischen Mittelwerte wiesen Nadelwälder und naturnahe waldfreie Ökosysteme mit Werten von 4,8 [$\text{g ha}^{-1} \text{a}^{-1}$] bzw. 7,6 [$\text{g ha}^{-1} \text{a}^{-1}$] auf, die höchsten Werte landwirtschaftliche Nutzflächen mit Werten größer 14 [$\text{g ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]. Abbildung 4-1 zeigt die räumliche Verteilung der Pb-Entzüge mit der Ernte.

Cadmium

Beim Cadmium traten Entzüge zwischen 0,49 [$\text{g ha}^{-1} \text{a}^{-1}$] und 4,2 [$\text{g ha}^{-1} \text{a}^{-1}$] als Minimum-Maximum-Spanne auf. Der Median, ebenfalls über die 281137 Datensätze für alle Ökosystemtypen, lag bei 1,05 [$\text{g ha}^{-1} \text{a}^{-1}$] und das arithmetische Mittel bei 1,25 [$\text{g ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]. Besonders hohe durchschnittliche Entzüge wurden für Nadelwälder berechnet (2,19 [$\text{g ha}^{-1} \text{a}^{-1}$], gefolgt von Äckern mit (1,05 [$\text{g ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]). Die räumliche Verteilung der Cd-Entzüge zeigt Abbildung 4-2. Insgesamt weisen die Daten eine geringe Variabilität auf.

Im Vergleich zu den tolerierbaren Austrägen mit dem Bodenwasser sind die Entzüge durch Biomasseernte relativ gering. Die Mittelwerte des Cd-Entzuges betragen für die einzelnen Ökosystemtypen zwischen 3 % (Nadelwald) und 17 % (Acker) der jeweiligen Mittelwerte der Critical Loads für Ökosystemsenschutz. An einzelnen Standorten, meist mit sehr geringen Sickerwasserraten, kann der Anteil des Cd-Austrages mit der Biomasse aber deutlich höher sein.

Die Cd-Aufnahme bei Einhaltung des Critical Limit von 0,1 mg kg^{-1} (Frischmasse) im Weizenkorn führt zu Cd-Entzügen auf Acker (nur Weizenanbau) von 0,49 [$\text{g ha}^{-1} \text{a}^{-1}$] bis 0,78 [$\text{g ha}^{-1} \text{a}^{-1}$] bei einem Median und einem arithmetischen Mittel von jeweils 0,7 [$\text{g ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]. Da keine Anbaustruktur zu berücksichtigen ist und ein einheitliches Critical Limit für den Gehalt im Weizen gilt, wird die Variation der kritischen Schwermetallaufnahme nur durch die unterschiedlichen Ertragspotenziale der Ackerböden bestimmt (sehr niedrige Erträge auf extrem leichten Standorten und auf meliorierten Hochmoorböden in Nordwestdeutschland). Die kritischen Cd-Entzüge mit Bezug auf die Qualität von Weizenkorn liegen deutlich niedriger als die heutigen durchschnittlichen Cd-Entzüge für alle Fruchtarten auf Acker zur Berechnung von $\text{CL}(\text{Cd})_{\text{eco}}$, $\text{CL}(\text{Cd})_{\text{human}}$ (Trinkwasser) mit einer Wertespanne von 0,7 - 1,8 [$\text{g ha}^{-1} \text{a}^{-1}$].

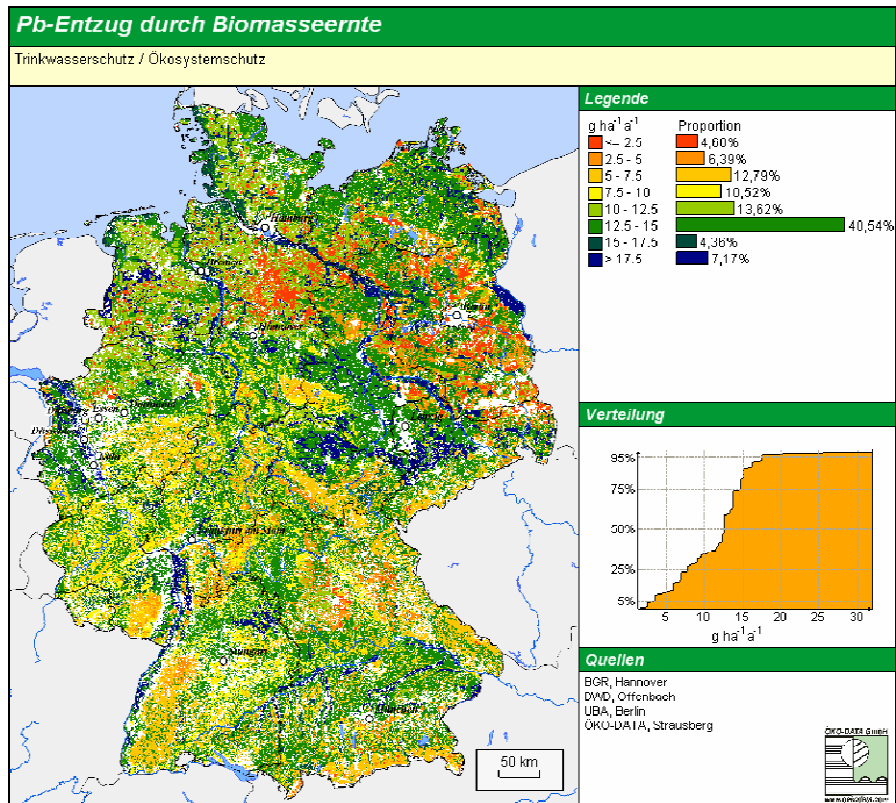


Abbildung 4-1: Bleiaustrag aus dem A-Horizont der Böden durch Biomasseernte - geografische Muster und Werteverteilung

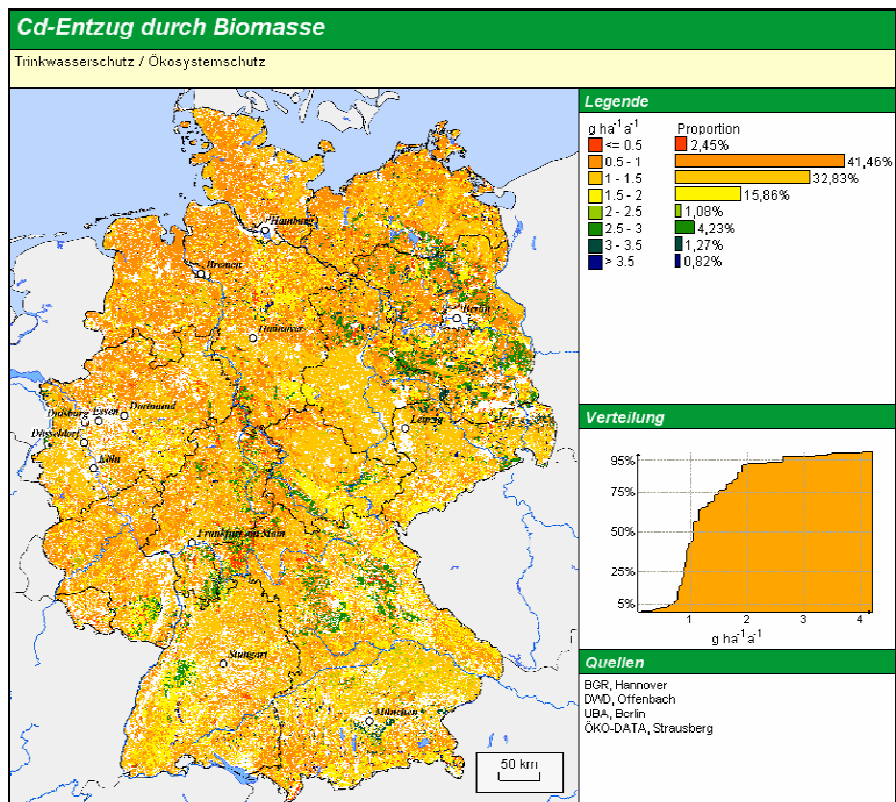


Abbildung 4-2: Cadmiumaustrag aus dem A-Horizont der Böden durch Biomasseernte - geografische Muster und Werteverteilung

Quecksilber

Es wurden Hg-Entzüge für alle Standorte zwischen $0,02 \text{ [g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}]$ und $0,40 \text{ [g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}]$ berechnet. Die räumliche Verteilung der Werte zeigt Abbildung 4-3.

Der Median betrug $0,17 \text{ [g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}]$ und der Mittelwert $0,15 \text{ [g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}]$. Dabei hatten Wälder und naturnahe waldfreie Ökosysteme niedrigere mittlere Entzüge ($0,07 - 0,1 \text{ [g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}]$) als landwirtschaftliche Nutzflächen ($0,17 - 0,20 \text{ [g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}]$). Betrachtet man ausschließlich Waldflächen und unterstellt, dass alle Waldflächen eine Humusaufgabe haben, ergibt sich ein Austrag aus dieser Humusschicht von durchschnittlich $0,08 \text{ [g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}]$ (Median = $0,09 \text{ [g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}]$).

Aufgrund der Unsicherheiten in den Eingangsdaten zum Hg-Gehalt in der Biomasse können alle Berechnungen des Hg-Entzuges nur als grobe Schätzung interpretiert werden. Da einheitliche Gehalte im Holz unterstellt wurden, ergibt sich die Differenzierung der Werte für den Entzug und die in Tabelle 4-5 dargestellten statistischen Parameter allein aus den standortspezifischen Netto-Holzerträgen.

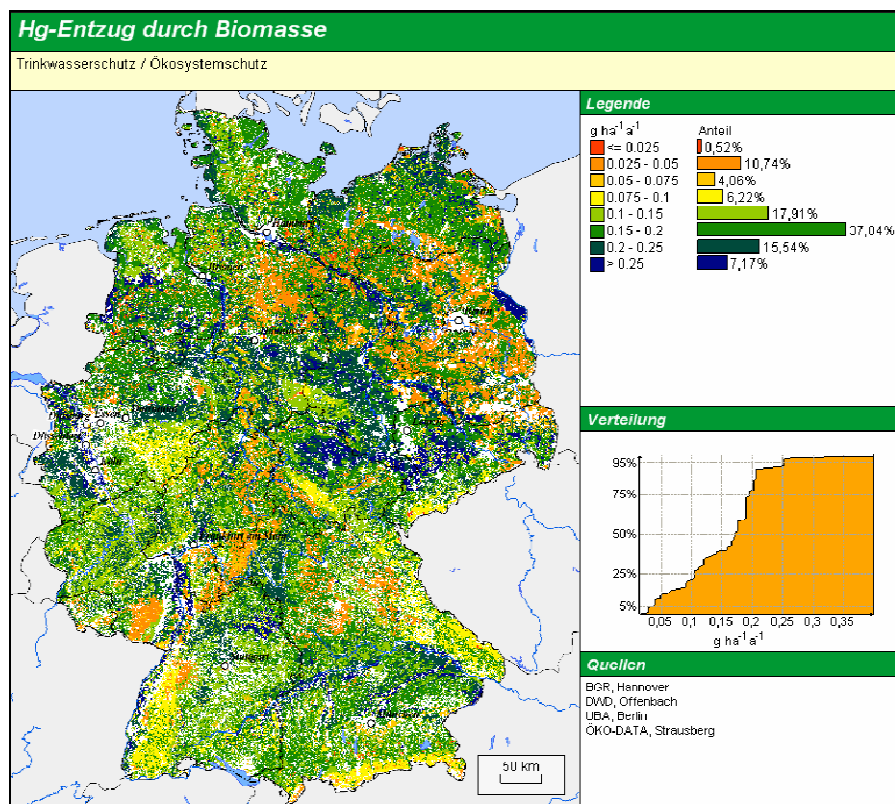


Abbildung 4-3: Quecksilberaustrag aus dem A-Horizont der Böden durch Biomasseernte - geografische Muster und Werteverteilung

Tolerierbarer Austrag von Schwermetallen mit dem Wasserabfluss

Bei der Berechnung von Critical Loads für Schwermetalle werden (wie auch bei Säure und Stickstoff) nur senkrechte Wasserflüsse berücksichtigt. Je nach Tiefe der jeweils aus Wirkungssicht relevanten Bodenschicht wird der resultierende Wasserabfluss aus der Humusschicht, aus dem A-Horizont oder unterhalb der durchwurzelten Schicht berücksichtigt. Als Sickerwasserfluss wird im Folgenden nur der Abfluss unterhalb der durchwurzelten Bodenschicht bezeichnet, welcher der Grundwasserneubildung zur Verfügung steht. Dagegen werden die aus darüber endenden Horizonten versickernden Wassermengen Abflüsse von Bodenwasser genannt. Diese Wassermenge steht in den tieferen Schichten der durchwurzelten Bodentiefe noch der Transpiration zur Verfügung und wird daher nicht vollständig zu Sickerwasser. Der jeweils zu betrachtende Wasserabfluss wird mit der kritischen Konzentration (Gesamtkonzentration des Metalls im abfließenden Wasser) multipliziert (Gleichung 4-3), welche die Schwelle für schädliche Wirkungen im Boden oder auf angrenzende Systeme kennzeichnet und in Abhängigkeit vom betrachteten Rezeptor variiert.

$$M_{le(crit)} = c_{le} \cdot Q_{le} \cdot [M]_{ss(crit)} \quad \text{Gleichung 4-3}$$

mit:

- c_{le} = Umrechnungsfaktor für die genutzten Maßeinheiten, hier 10 [(g m²) (mg⁻¹ ha⁻¹)]
 Q_{le} = Wasserabfluss aus der jeweils betrachteten Bodenschicht (z oder z_b), [m a⁻¹] wirklich m pro Jahr? Oder m³ pro Jahr?
 $[M]_{ss(crit)}$ = kritische Gesamtkonzentration des Metalls im Boden- bzw. Sickerwasser [mg m⁻³]

Die kritische Gesamtkonzentration des Metalls im Boden- bzw. Sickerwasser $[M]_{ss(crit)}$ ist nicht in jedem Fall identisch mit dem Critical Limit. Sie wird für verschiedene Rezeptoren erst mit Hilfe von Transfergleichungen bzw. chemischen Speziationsmodellen berechnet, und z. B. angegeben als Gehalte des Metalls in Lebensmitteln oder als Konzentrationen freier Ionen in der Bodenlösung, (siehe Abschnitt „Kritische Gesamtkonzentration der Metalle in Boden- bzw. Sickerwasser $[M]_{ss(crit)}$ “).

Wasserabfluss aus der betrachteten Bodenschicht ($Q_{le,z}$ $Q_{le,zb}$)

Die Grundlageninformation zur Bestimmung des Wasserabflusses aus der betrachteten Bodenschicht liefert die Karte der Sickerwasserrate des Hydrologischen Atlas für Deutschland (BMU 2003). Die dort angegebenen Wasserflüsse sind der Sickerwasserrate unterhalb der durchwurzelten Bodenschicht (z) gleichzusetzen ($Q_{le,z}$). Diese Wasserflüsse werden in der Berechnung von $CL(M)_{human}$ (Trinkwasser) unverändert verwendet. Es wird davon ausgegangen, dass der Schutz des Grundwassers hinsichtlich der Überschreitung der Trinkwassergrenzwerte durch anthropogene Schadstoffeinträge garantiert ist, wenn die Grenzwerte im Sickerwasser direkt unterhalb der Wurzelzone nicht überschritten werden. Mögliche Wechselwirkungen der ausgewaschenen Metalle mit Austauschplätzen in tieferen Schichten der wasserungesättigten Bodenzone werden dabei vernachlässigt.

Wird die geringer mächtige biologisch aktive Bodenschicht (z_b) betrachtet, wie für die $CL(M)_{eco}$ und $CL(Cd)_{human}$ (Weizenkorn), ist der Wasserabfluss (hier als Bodenwasser bezeichnet) höher. Die Differenz-Wassermenge zum Sickerwasserfluss wird in den tieferen Bodenschichten durch Pflanzenwurzeln aufgenommen und unterliegt der Transpiration. Diese Beziehungen veranschaulicht Gleichung 4-4 (siehe Manual, ICP *Modelling and Mapping* 2004). Die Gleichung impliziert, dass die Evaporation aus dem Oberboden nur aus der Schicht z_b erfolgt, so dass eine Aufteilung dieses Flusses für die Schicht z_b und die darunter liegenden Schichten nicht nötig ist.

$$Q_{le,zb} = P - E_i - E_s - f_{Et,zb} \cdot E_t \quad \text{Gleichung 4-4}$$

mit:

- P = Niederschlag [m a⁻¹]
 E_i = Interzeptionsverdunstung [m a⁻¹]
 E_s = aktuelle Evaporation aus dem Oberboden (z_b) [m a⁻¹]
 E_t = aktuelle Transpirationsverdunstung [m a⁻¹]
 $f_{Et,zb}$ = Faktor zur Bestimmung des Anteils der Transpiration aus der biologisch aktiven Bodenschicht (z_b) [-]

Die Sickerwasserkarte des Hydrologischen Atlas liefert das Ergebnis für Gleichung 4-5 unter der Voraussetzung $f_{Et,z} = 1$. Weil sich aber die Sickerwasserrate unterhalb der Wurzelzone (z) vom Wasserabfluss unterhalb der Bodenschicht (z_b) unterscheidet, ist es notwendig, die Einzelkomponenten der Evapotranspiration, einschließlich der aktuellen Transpiration aus der biologisch aktiven Bodenschicht zu quantifizieren. Der Anteil der Transpiration, der aus den Schichten unterhalb der A-Horizonte erfolgt, muss dann zum Sickerwasserfluss unterhalb der Wurzelzone addiert werden, um den Abfluss von Bodenwasser aus dem A-Horizont zu quantifizieren (vgl. Gleichung 4-5).

$$Q_{le,zb} = Q_{le,z} + (1 - f_{Et,zb}) \cdot E_t \quad \text{Gleichung 4-5}$$

Die Sickerrate unterhalb der Wurzelzone entspricht bei konstantem Bodenwasserspeicher der Differenz aus Niederschlag und Gesamtverdunstung. Eine Karte der langjährigen mittleren Transpiration stand nicht zur Verfügung. Um diese Größe zu schätzen, wurden zunächst die Anteile der Interzeptionsverdunstung und Evaporation aus dem Boden am Jahresniederschlag parameterisiert. Bei ständiger Vegetationsbedeckung (Wald, naturnahe waldfreie Ökosysteme und Dauergrünland) kann die Evaporation vernachlässigt werden. Für Acker wurde verein-

fachend angenommen, dass der unten angegebene Faktor zur Berechnung der Anteile der Interzeption am Jahresniederschlag den Anteil der Evaporation mit enthält. Dieser Faktor wurde für unterschiedliche Vegetationsbedeckungen wie folgt unterstellt:

- Nadelbäume: 0,35
- Buche/Hainbuche: 0,25
- Andere Laubbäume: 0,20
- Grünland/Acker: 0,15

Durch Abzug der Interzeptionsverdunstung (ggf. einschließlich Evaporation) vom Jahresniederschlag erhält man die Transpiration aus der gesamten Wurzelzone. Unterstellt man, dass die Wasseraufnahme und Verdunstung durch die Pflanzen sich proportional zur Feinwurzelverteilung in den einzelnen Bodenschichten verhält, könnte man bei Kenntnis der Feinwurzelverteilung der Vegetationstypen vegetationspezifische Werte für $f_{Et,zb}$ ableiten. Hierzu fehlen allerdings verlässliche Datengrundlagen. Deshalb wurde für den CL(M)-Datensatz (2004) vereinfachend angenommen, dass der Faktor $f_{Et,zb}$ einheitlich 0,5 beträgt, das heißt, dass jeweils die Hälfte der Transpiration aus der biologisch aktiven Bodenschicht erfolgt. Eine Ausnahme ist die Berechnung von $CL(Hg)_{eco}$, die nur für die Humusaufgabe unter Wald durchgeführt wird. Dabei wird ein größerer Wasserabfluss unter der Humusaufgabe als unterhalb des A-Horizontes unterstellt und deshalb der Faktor $f_{Et,zb} = 0,25$ verwendet.

Kritische Gesamtkonzentrationen der Metalle im Boden- bzw. Sickerwasser ($[M]_{ss(crit)}$)

Die kritischen Gesamtkonzentrationen $[M]_{ss(crit)}$ von Pb, Cd und Hg im perkolierenden Wasser unterhalb der Humusschicht, der A-Horizonte bzw. der durchwurzelten Bodenschicht werden in Abhängigkeit von der jeweils betrachteten Wirkung und dem Rezeptor abgeleitet. Je nach Ableitungsmethodik bzw. Nutzung vorgegebener Werte (z. B. WHO-Trinkwasserrichtlinie) sind die kritischen Gesamtkonzentrationen konstant oder variabel. Tabelle 4-6 gibt eine Übersicht über die für Bodenbedingungen in Deutschland abgeleiteten Werte und, für die variablen Konzentrationen, über beeinflussende Parameter. Die Hintergründe der Ableitung werden in den nachfolgenden Abschnitten erläutert.

Tabelle 4-6: Übersicht über die kritischen Gesamtkonzentrationen von Pb, Cd, Hg im Bodenwasser zur Berechnung des tolerierbaren Austrages mit dem Sickerwasser

Rezeptor	Critical Limit	Grundlagen	variierende Parameter	Werte [$mg\ m^{-3}$]		
				Pb	Cd	Hg
menschliche Gesundheit	Cd im Weizenkorn: 0,1 [$mg\ Cd/kg\ FM$],	<i>de Vries et al.</i> (2005), Append. 4; Transferfunktion Bodenlösung - Pflanze nach Manual, Kapitel 5.5	-	-	0,8	-
	Pb, Cd, Hg im Trinkwasser	WHO Empfehlung (2004); Annahme: empfohlene Trinkwasserkonzentration soll im Sickerwasser nicht überschritten werden	-	10	3	1
Ökosysteme (Pflanzen, Invertebraten, Mikroorganismen)	Wirkungsschwellen (NOEC, EC_{10}), bezogen auf Aktivität freier Pb, Cd - Ionen, mit Schutz von 95 % der Arten	pH-abhängige Critical Limits-Funktionen nach <i>Lofts et al.</i> (2004), Transferfunktionen kombiniert mit dem Chemical Speciation Model WHAM, Version W6S-MTC2 ¹⁾	pH, Ton, OM, DOC, pCO ₂ , SPM	Min.: 1,1 Max.: 47,0 Avg.: 6,5 50-P.: 2,2	Min.: 0,84 Max.: 4,45 Avg.: 1,80 50-P.: 1,43	-
Humusaufgaben in Wäldern, Mikroorganismen und Invertebraten	Kritischer Hg-Gehalt, bezogen auf die organische Substanz [$0,5\ mg/kg\ OM$]	<i>Meili et al.</i> (2003 a, b), Annahme, dass Hg in OM und in DOM gleich verteilt ist	DOM- (bzw. DOC-) Konzentration in der Bodenlösung	-	-	0,035

¹⁾ Windemere Humic Aqueous Model, WHAM (*Tippling et al.* 1998), Version 6, mit speziellen Anpassungen an die Anforderungen der Critical Limit-Ableitung für Böden, W6S-MTC2

Schutz des Trinkwassers

Um mit Critical Loads-Berechnungen in anderen Ländern kompatibel zu sein, werden internationale Trinkwasserstandards verwendet. Die Empfehlungen der WHO (2004) für maximale Gehalte im Trinkwasser von

$$\text{Pb} = 10 \text{ [mg m}^{-3}\text{]}$$

$$\text{Cd} = 3 \text{ [mg m}^{-3}\text{]}$$

$$\text{Hg} = 1 \text{ [mg m}^{-3}\text{]}$$

dienen als Critical Limits. Die Werte werden in der Berechnung nach [M]_{ss(crit)} verwendet.

Gleichung 4-3 direkt als

Schutz der Nahrungsmittelqualität (Cd im Weizenkorn)

Als Ergebnis des Workshops 2002 in Berlin (Schütze et al. 2003a) wurde empfohlen, bei der Ableitung von Critical Limits zum Schutz der menschlichen Gesundheit auf hochkomplexe Modellberechnungen für die menschliche Exposition zu verzichten und sich soweit als möglich auf offiziell anerkannte Standards zu stützen. Der EU-Grenzwert für Cd im Weizenkorn von 0,2 [mg kg⁻¹ FM⁻¹] (EG Nr. 466/2001) ist aber nicht wirkungsbasiert abgeleitet. Deshalb wird der vom Expert Panel vorgeschlagene Wert von 0,1 [mg kg⁻¹ FM⁻¹] verwendet (siehe auch Anhang 4). Parallel dazu werden im Manual [Cd]_{ss(crit)} basierend auf dem Wert nach EG Nr. 466/2001 für Vergleichsberechnungen angegeben.

Die Berechnungen stützen sich auf bekannte Transferbeziehungen (aus den Niederlanden, Römken et al. 2004) zwischen Cd -Konzentrationen im Boden, Bodenwasser und im Weizenkorn. Im Gegensatz zu vielen anderen Nutzpflanzen konnten für Weizen gute Regressionsbeziehungen gefunden werden. Primär wird die Konzentration im betrachteten Pflanzenteil als Funktion der Konzentration in der Bodenlösung berechnet. Da die Konzentration (Critical Limit) für die Pflanze gegeben ist, kann die kritische Konzentration in der Bodenlösung iterativ bestimmt werden. Die verwendete Funktion vom Typ

$$\log([Cd]_{\text{Pflanze}}) = \text{int} + a \cdot \log([Cd]_{\text{Bodenlösung}}) \quad \text{Gleichung 4-6}$$

kann nicht ohne weiteres im umgekehrten Modus, d.h. für die Ableitung einer kritischen Konzentration in der Bodenlösung aus einem Critical Limit für die Pflanze angewendet werden. Stellt man die Gleichung dennoch einfach nach $\log([Cd]_{\text{Bodenlösung}})$ um, führt die Berechnung zu abweichenden Werten. Das Manual empfiehlt, [Cd]_{ss(crit)} als Mittelwert beider Ergebnisse abzuleiten. Eine besonders konservative Berechnung sollte sich auf den niedrigeren Wert stützen. Die im Manual angegebenen Gleichungen weisen R² von jeweils 0,62 auf.

Für die Berechnung von CL(Cd)_{human} (Weizenkorn) im Datensatz (2004) wurde das arithmetische Mittel der beiden auf dem kritischen Wert für Cd in Weizen (0,1 [mg/kg dw]) basierenden Ergebnisse der Transferberechnungen verwendet. [Cd]_{ss(crit)} beträgt dann 0,8 [mg m⁻³]. Für die Einhaltung des EU-Grenzwertes (0,2 [mg kg⁻¹ dw⁻¹]) darf bei gleichem Berechnungsmodus die Cd-Konzentration der Bodenlösung [4 mg m⁻³] nicht überschreiten.

Bei einer vergleichenden Berechnung der kritischen Konzentration in der Bodenlösung basierend auf in Deutschland gebräuchlichen Transferbeziehungen

- Transfer Boden (Ammoniumnitrateextrakt) - Weizenkorn nach Knoche et al. (1999) und
- Umrechnung Ammoniumnitrateextrakt in Bodensättigungsextrakt nach DIN Vornorm 19735

ergeben sich etwas abweichende kritische Cd-Konzentrationen im Bodenwasser. Für die Einhaltung des niedrigeren Critical Limits beträgt sie maximal 0,95 [mg m⁻³], um den EU-Grenzwert für Cd im Weizen einzuhalten, ist eine Konzentration bis maximal 2 [mg m⁻³] tolerierbar, Hintergrundwerte für die Cd-Konzentration der Bodenlösung unter Ackerflächen liegen nach Bielert et al. (1999) in Deutschland bei 0,14 [mg m⁻³].

Schutz der Pflanzen und des Bodenlebens in Ökosystemen

Um Critical Limits für Pb und Cd zum Schutz der Ökosysteme abzuleiten, wurden im Rahmen der Arbeit des Expert Panel on Critical Loads of Heavy Metals Sammlungen von Wirkungskennwerten der Metalle ausgewertet, darunter Datensammlungen des Umweltbundesamtes. Es wurden Datensätze über Wirkungen der Metalle bei bestimmten Konzentrationen im Boden auf Pflanzen, Invertebraten und mikrobiologische Prozesse verwendet, sofern diese den Anforderungen des Technical Guidance Document für die EG-Altstoffbewertung (<http://ecb.jrc.it>) hinsichtlich der wissenschaftlichen Glaubwürdigkeit und Nachvollziehbarkeit entsprechen. Das bedeutet, dass die gelieferten Informationen für die betrachtete Wirkung relevant, vollständig und genau sein müssen. Die Datensätze der Wirkungsdaten wurden deshalb mit den im Risk Assessment Report for Cadmium

metal and Cadmium oxide (EC 2003) und im freiwilligen Risk Assessment der Metallindustrie für Pb (LDA International 2006) verwendeten abgeglichen. Es wurden jedoch nur solche Datensätze verwendet, die auch Informationen über pH-Wert und Gehalt an organischer Substanz im Testboden enthielten, denn diese Angaben sind für die Umrechnungen im Rahmen der Critical Limits - Ableitung erforderlich.

Die Wirkungsdaten sind in der Regel als Gesamtkonzentrationen [mg/kg] oder hinzugefügte Metallmengen [mg kg⁻¹ TM⁻¹] angegeben. Die ökotoxikologisch begründeten Critical Limits für Pb und Cd sollen aber für die Konzentration oder die Aktivität freier Metallionen in der Bodenlösung ausgewiesen werden, da die Wirkungen auf Pflanzen und Mikroorganismen nahezu ausschließlich und die Wirkungen auf Invertebraten ebenfalls wesentlich von diesen freien Ionen bestimmt werden.

Bei der statistisch begründeten Ableitung von ökotoxikologischen Grenzwerten werden in der Regel vergleichbare Wirkungsdaten (No Observed Effect Concentrations - NOEC, Lowest Observed Effect Concentrations LOEC, Lethal Concentration - LC_x, Effect Concentration - EC_x) von einzelnen Arten, die als repräsentativ für das betrachtete System angesehen werden, einer Verteilungskurve (meist aus pragmatischen Gründen log-normal oder log-logistic) zugeordnet (Aldenberg und Slob 1993, Aldenberg und Jaworska 2000). Basierend auf dem Verlauf der Verteilungskurve wird ein statistischer Wert - in Vorsorge-Ansätzen meist das 5-Perzentil - ausgewählt, der die Schwelle für signifikante Schädigungen des Ökosystems markieren soll. Probleme bereitet dieser statistische Ansatz, wenn die Wirkungsdaten keiner bekannten Verteilung folgen.

Lofts et al. (2004) haben eine Methodik zur Ableitung von Critical Limits für Metalle auf der Basis freier Ionenkonzentrationen entwickelt, die ohne Festlegung auf eine bestimmte Verteilungskurve auskommt. Sie stützten sich dabei auf Erfahrungen aus Studien zur Toxizität von Metallen in aquatischen Systemen. Diese besagen, dass bei Zufuhr von freien Ionen eines bestimmten Elementes und konstanten Konzentrationen aller anderen freien Ionen sich die Wirkungskennwerte eines anderen Elementes in Richtung höherer Konzentrationen verlagern. Mit anderen Worten: Die Toxizität eines Metalls in wässriger Lösung ist nicht allein eine Funktion der Konzentration freier Ionen dieses Metalls, sondern auch der Konzentration anderer freier Ionen, z. B. Na⁺, Ca²⁺, H⁺. Die „schützende“ Wirkung freier Ionen kann nach Lofts et al. (2004) mathematisch in folgender Funktion ausgedrückt werden:

$$\log M_{free,toxic} = \alpha \cdot pH + \sum \beta_i \cdot \log C_i + \gamma \quad \text{Gleichung 4-7}$$

mit:

$M_{free,toxic}$ = Konzentration freier Ionen, die eine bestimmte toxische Wirkung hervorruft
 C_i = Konzentration freier Ionen des Elements, welches die „Schutzwirkung“ verursacht
 α, β_i, γ = empirische Koeffizienten

Unter Berücksichtigung der Kovarianzen zwischen pH-Wert und anderen Konzentrationen freier Ionen in der Lösung, kann die Funktion folgendermaßen vereinfacht werden:

$$\log M_{free,toxic} = \alpha \cdot pH + \gamma \quad \text{Gleichung 4-8}$$

Die Gleichung 4-8 soll nicht ausdrücken, dass die schützende Wirkung allein von freien Wasserstoffionen ausgeht, sondern, dass die gesamte schützende Wirkung aller freien Ionen sich als Funktion des pH-Wertes ausdrücken lässt.

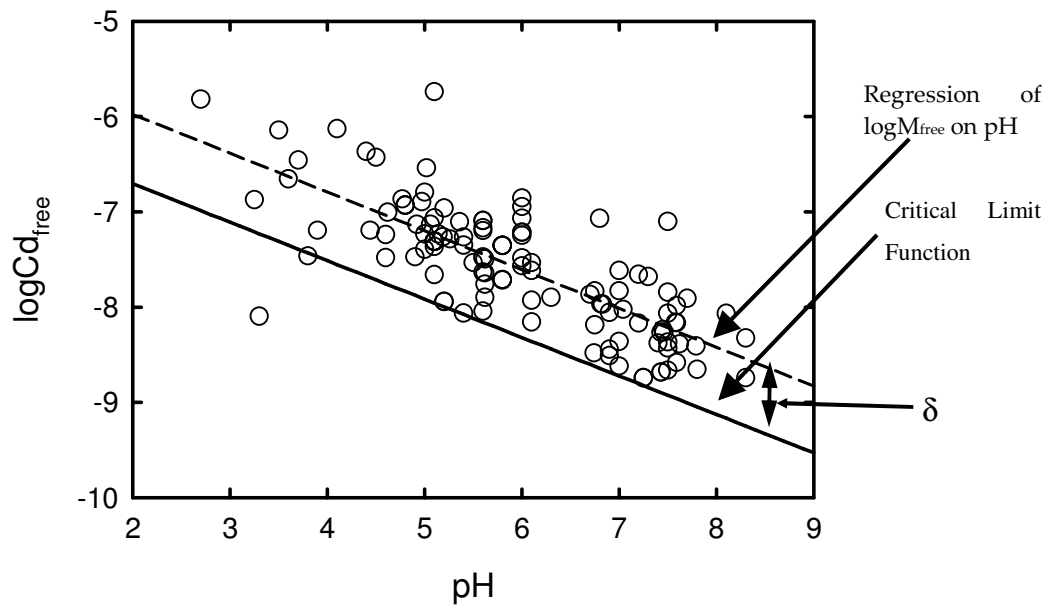
In den von Lofts et al. (2004) zur Ableitung von Critical Limits ausgewählten Wirkungsexperimenten entsprachen die angegebenen Konzentrationen hinzugefügten Mengen [mg kg⁻¹]. Die Versuchskonzentrationen wurden durch Zugabe gut löslicher Metallsalze erzeugt. Es kann deshalb angenommen werden, dass die angegebenen Konzentrationen überwiegend der mobilisierbaren Metallfraktion („reactive pool“) zuzuordnen sind. Die ausgewählten Wirkungsdaten (NOECs und LC₁₀ in [mg kg⁻¹ TM⁻¹]) wurden mit Transferfunktionen in freie Ionenkonzentrationen umgerechnet. Diese sind im Manual-Kapitel 5.5, Annex 1 beschrieben. Als beeinflussende Parameter gehen der Gehalt an organischer Substanz sowie der pH-Wert in die Transferfunktionen ein.

Einzelheiten der Ableitung der Critical Limits-Funktionen sind in Lofts et al. (2004) beschrieben. Für Cd und Pb lauten die entsprechenden Critical Limits-Gleichungen (Gleichung 4-9 und 4-10):

$$\log[Cd]_{free(crit)} = -0,32 \cdot pH_{sdw} - 6,34 \quad \text{Gleichung 4-9}$$

und

$$\log[Pb]_{free(crit)} = -0,91 \cdot pH_{sdw} - 3,8 \quad \text{Gleichung 4-10}$$



Die Verteilung der Einzelwerte um die Regressionslinie resultiert aus der unterschiedlichen Empfindlichkeit der Arten. Mit Hilfe von statistischen Analysen dieser Verteilung wird der konstante Term δ bestimmt, der die Ableitung der Critical Limits Funktion so bestimmt, dass 95 % der Arten geschützt sind.

Abbildung 4-4: Prinzipdarstellung für die Ableitung der Critical Loads Funktion (Tipping 2003, schriftlicher Beitrag zur Sitzung des Expert Panel on Critical Loads, Oktober 2003, in Strausberg).

Die Critical Limit-Funktion kennzeichnet nicht die Regressionslinie der Beziehung zwischen Wirkungsendpunkten (NOEC, EC₁₀) für freie Ionen Aktivitäten, sondern sie beinhaltet in γ_{crit} eine Konstante, die den Abstand der Critical Limits-Funktion zur Regressionsgerade so festlegt, dass der Schutz von 95 % der Spezies (in den verwendeten ökotoxikologischen Studien) garantiert ist (vgl. Abbildung 4-4). Die Regressionsgerade kennzeichnet dagegen den Schutz von 50% der Arten. Es wird angenommen, dass der Schutz eines bestimmten Anteils von Arten im Experiment auf die natürlichen Bedingungen übertragbar ist, d.h. dass der gleiche Anteil der Arten (Pflanzen, Invertebraten, Mikroorganismen) geschützt wird.

Die in dem Modell berücksichtigte „schützende“ Wirkung verschiedener freier Ionen resultiert für Cd und Pb in abnehmenden Critical Limits bei steigendem pH-Wert (wie in der Prinzipdarstellung Abbildung 4-4 dargestellt). Berechnet man auf der Grundlage dieser critical limits für freie Ionen kritische Gesamtkonzentrationen in der Bodenlösung bzw. kritische reaktive Metallgehalte im Boden (Methoden werden nachfolgend beschrieben), wird diese Tendenz teilweise aufgehoben, so dass nicht automatisch die Böden mit hohen pH-Werten am empfindlichsten sind.

Nachdem die Critical Limits-Funktionen abgeleitet und zur einheitlichen Anwendung für nationale Berechnungen empfohlen sind, besteht die Aufgabe im Rahmen der Critical Loads-Berechnung darin, darauf aufbauend die kritischen Gesamtkonzentrationen in der Bodenlösung $[M]_{ss(crit)}$ (Ökotoxikologie) abzuleiten, die für die Berechnung der tolerierbaren Auswaschung benötigt wird. Dabei ist zu berücksichtigen, dass Metalle im Bodenwasser nicht nur als freie Ionen, sondern auch in Form von organischen und anorganischen Komplexen sowie gebunden an suspendierte Partikel vorkommen. Das Manual 5.5 empfiehlt, diese Transformation mit Hilfe eines Chemical Speciation Model, z. B. dem Windemere Humic Aqueous Model, WHAM (Tipping et al. 1998) durchzuführen. Dieses Modell (Version 6) wurde speziell an die Anforderungen der Critical Limit-Ableitung für Böden angepasst (W6S-MTC2).

Das Manual enthält Tabellen, basierend auf Berechnungen mit W6S-MTC2, aus denen für Kombinationen der Bodeneigenschaften (siehe Tabelle 4-7) und in Abhängigkeit vom pH-Wert Werte für $[Pb]_{ss(crit)}$ bzw. $[Cd]_{ss(crit)}$ (Ökotoxikologie) abgelesen werden können. Für große Datensätze ist ein solches Vorgehen jedoch zu aufwändig. Das Modell W6-MTC kann für die Zwecke des ICP Modelling and Mapping auch frei vom Autor, Prof. Edward Tipping, Centre for Ecology and Hydrology Lancaster, bezogen werden. Diese Möglichkeit wurde für die Ableitung der ökotoxikologisch begründeten kritischen Konzentrationen im Bodenwasser für den deut-

schen Datensatz (2004) genutzt. Tabelle 4-7 zeigt die Quellen für die erforderlichen Eingabedaten bzw. erklärt, welche Standardwerte verwendet wurden.

Tabelle 4-7: Eingabeparameter für das Modell W6-MTC2 zur Ableitung von Critical Limits im deutschen Datensatz (2004)

Eingabe-Parameter	Kürzel	Einheit	Quelle / Annahmen
Gehalt an organischer Substanz	(OM)	[%]	BÜK 1000, Referenzprofildaten
Partialdruck von Kohlendioxid	(pCO ₂)	[x pCO _{2,atm}]	tiefengewichtetes Mittel entsprechend Bodendatenbank wie für CL Säure, siehe Kapitel 3.1
suspendierte Festbestandteile im Bodenwasser	(SPM)	[g m ⁻³]	Annahme: SPM = 0
Konzentration von gelöstem organischen Kohlenstoff	(DOC)	[g m ⁻³]	Standardwerte nach Modelling and Mapping Manual (2004), Kapitel 5.5

Die Ergebnisse der Berechnungen mit W6S-MTC2 wurden mit dem Autor des Modells abgestimmt. Abbildung 4-5 und Abbildung 4-6 zeigen die räumlichen Verteilungen und die kumulative Verteilungen der mit W6S-MTC2 berechneten Werte [Pb]_{ss(crit)} und [Cd]_{ss(crit)} (Ökotoxikologie) für den deutschen Datensatz. Statistische Kennwerte für diese Parameter sind aus Tabelle 4-8 abzulesen.

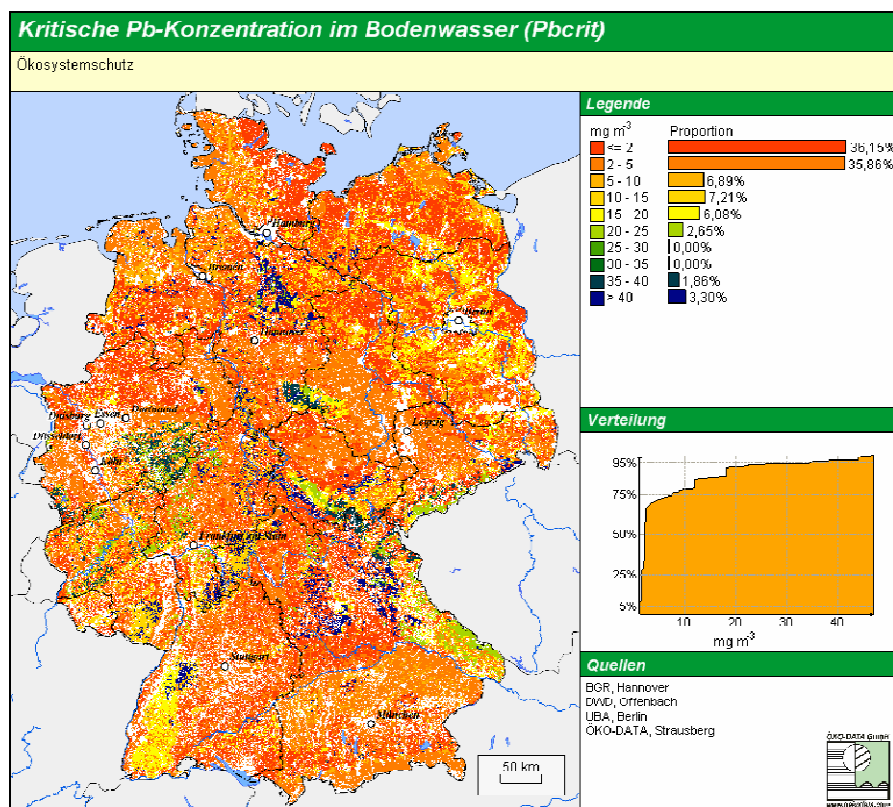


Abbildung 4-5: Kritische Gesamtkonzentration von Blei in der Bodenlösung zum Schutz terrestrischer Ökosysteme

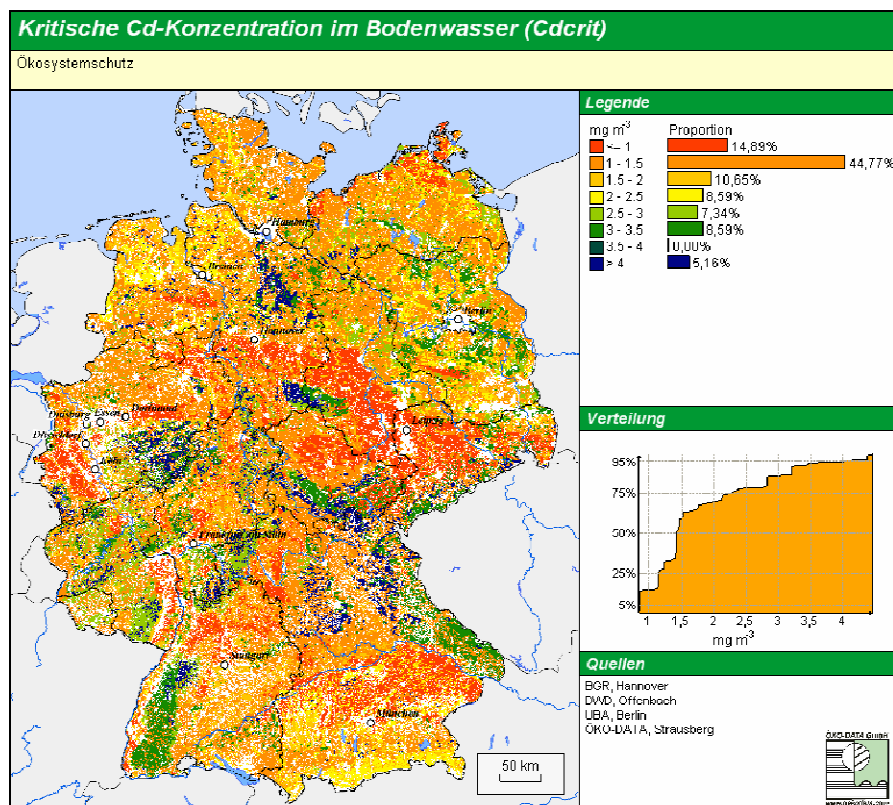


Abbildung 4-6: Kritische Gesamtkonzentration von Cadmium in der Bodenlösung zum Schutz terrestrischer Ökosysteme

Tabelle 4-8: Statistische Kennwerte der kritischen Gesamtkonzentrationen $[M]_{ss(crit)}$ in der Bodenlösung $[Pb]_{ss(crit)}$ und $[Cd]_{ss(crit)}$ aus der Sicht des Schutzes der Ökosystemfunktionen (alle Ökosystemtypen)

N	arithm. Mittel	SE	Min	Max	5 P	25 P	50 P	75 P	95 P
Pb, alle Ökosysteme									
281137	6,5	94,6	1,1	47,0	1,1	1,5	2,2	7,6	35,0
Pb, nur Acker									
133850	2,0	2,4	1,1	8,9	1,1	1,5	1,5	2,2	2,3
Cd, alle Ökosysteme									
281137	1,80	0,84	0,84	4,45	0,85	1,15	1,43	2,24	4,04
Cd, nur Acker									
133850	1,21	0,11	0,84	2,38	0,85	0,85	1,14	1,41	1,43

Die Werte für $[Pb]_{ss(crit)}$ zum Ökosystemschutz liegen zu fast 80 % unterhalb 10 $[mg\ m^{-3}]$ und damit niedriger als die WHO-Empfehlung für Trinkwasser. Der Median über alle Werte liegt bei 2,2 $[mg\ m^{-3}]$ und das 95-Perzentil bei 35 $[mg\ m^{-3}]$. Die höchsten Werte treten bei niedrigen pH-Werten auf. Je nach Konstellation der anderen Bodenparameter sind die niedrigsten $[Pb]_{ss(crit)}$ bei pH-Werten zwischen 4,5 und 6,6 zu finden, bei höheren pH-Werten steigen die kritischen Konzentrationen wieder etwas an. Hohe Gehalte an gelöstem organischen Kohlenstoff (dissolved organic carbon - DOC) Substanz im Bodenwasser wirken sich besonders im höheren pH-Bereich steigernd auf die $[Pb]_{ss(crit)}$ aus (siehe auch Tabelle 5.22 im *Modelling and Mapping Manual* 2004).

Bei nutzungsbezogener Auswertung des Datensatzes (Abbildung 4-7) haben Nadel und Mischwälder die höchsten $[Pb]_{ss(crit)}$. Die niedrigen Werte für landwirtschaftliche Nutzflächen und Laubwald sind vor allem durch vergleichsweise hohe pH-Werte bedingt.

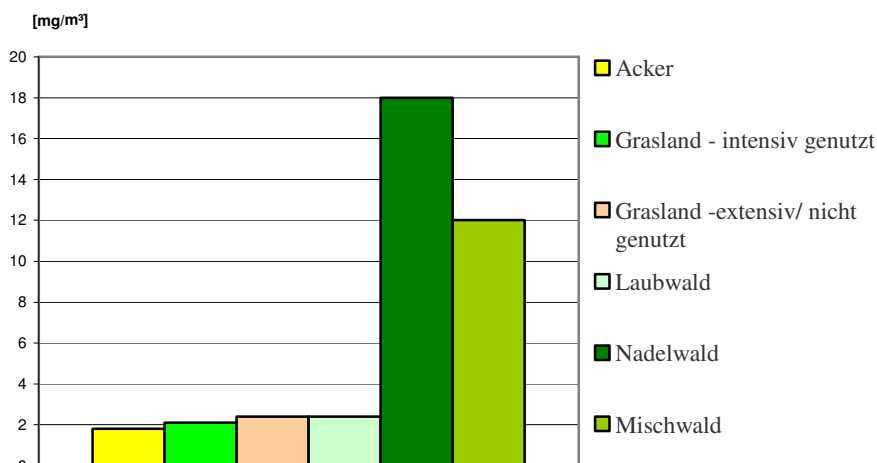


Abbildung 4-7: Mittelwerte der kritischen Bleikonzentration der Bodenlösung $[Pb]_{ss(crit)}$ aus der Sicht des Schutzes der Ökosystemfunktionen, bezogen auf Ökosystemtypen

Heutige Pb-Konzentrationen im Sickerwasser unter Acker in Deutschland lagen bei einer Untersuchung von 340 Stichproben (Bielert et al. 1999) zwischen $< 0,02$ und $30 \text{ [mg m}^{-3}\text{]}$ mit einem Median von $0,28 \text{ [mg m}^{-3}\text{]}$, einem Mittelwert von $1,2 \text{ [mg m}^{-3}\text{]}$ und einem 95 Perzentil von $6 \text{ [mg m}^{-3}\text{]}$. Duijnsveld et al. (2006) ermittelten für leichte landwirtschaftlich genutzte Böden in Niedersachsen eine Pb-Konzentration von $0,9 \text{ [mg m}^{-3}\text{]}$. Mittlere gemessene Bleikonzentrationen im Bodenwasser bis 25 cm Tiefe von Standorten des Intensiven Forstlichen Monitoring (Level II, Mediane über jeweils gesamte Messzeiträume) an Standorten ohne Vorsorgewertüberschreitung lagen zwischen $0 \text{ [mg m}^{-3}\text{]}$ und $16,0 \text{ [mg m}^{-3}\text{]}$, an einem Standort in Brandenburg sogar über $25 \text{ [mg m}^{-3}\text{]}$ (Daten aus Lazar und Knappe 2006) bei möglicherweise anderen Bestimmungsgrenzen als in der Studie von Bielert et al. (1999). Am ICP Integrated Monitoring Standort Forellenbachtal (Bayer. Wald) wurden im Zeitraum 1998 - 2004 an verschiedenen Probenahmestellen in Tiefen von 40 - 50 cm Pb-Konzentrationen von $1,3 - 2,6 \text{ [mg m}^{-3}\text{]}$ gemessen. Diese Messwerte belegen, dass die heute anzutreffenden Konzentrationen von Pb im Bodenwasser die berechneten $[Pb]_{ss(crit)}$ (Ökotoxikologie) häufig überschreiten. Die Pb-Konzentrationen im Sickerwasser (unterhalb 80 bis 120 cm Tiefe) lagen häufig bei $1,0 \text{ [mg m}^{-3}\text{]}$, was wahrscheinlich der Bestimmungsgrenze entspricht, sie erreichten aber an einigen Standorten Werte von $10 \text{ [mg m}^{-3}\text{]}$ und darüber, so dass auch die Trinkwassergrenzwerte z. T. überschritten sind. Eine belastbare Bewertung kann allerdings nur standortbezogen vorgenommen werden.

Die Werte für $[Cd]_{ss(crit)}$ (Ökotoxikologie) liegen überwiegend unterhalb von $3 \text{ [mg m}^{-3}\text{]}$ (Median = $1,42 \text{ [mg m}^{-3}\text{]}$) und sind damit meist niedriger als die WHO-Empfehlung für Trinkwasser. Der Wert von $3 \text{ [mg m}^{-3}\text{]}$ entspricht in etwa dem 90-Perzentil der $[Cd]_{ss(crit)}$. Beim Cd folgen die kritischen Konzentrationen einem klaren Trend abnehmender Werte bei steigenden pH bis zum pH-Wert 7. Die Gehalte an organischer Substanz haben nur geringen Einfluss auf die kritischen Konzentrationen.

Ein Vergleich der Nutzungstypen zeigt erwartungsgemäß für Cd im Durchschnitt die höchsten kritischen Konzentrationen für Nadelforsten, da diese häufig auf besonders sauren Standorten vorkommen. Laubwald und natürliche/naturnahe waldfreie Ökosysteme haben ebenfalls höhere $[Cd]_{ss(crit)}$ als Äcker und Intensivgrünland.

Heutige Cd-Konzentrationen im Sickerwasser unter Acker (Bielert et al. 1999, N=340) hatten Werte zwischen $< 0,01 \text{ [mg m}^{-3}\text{]}$ und $10 \text{ [mg m}^{-3}\text{]}$ mit einem Median von $0,14 \text{ [mg m}^{-3}\text{]}$ und einem Mittelwert von $0,29 \text{ [mg m}^{-3}\text{]}$. Das 95-Perzentil lag bei $0,96 \text{ [mg m}^{-3}\text{]}$. Duijnsveld et al. (2006) ermittelten für leichte landwirtschaftlich genutzte Böden in Niedersachsen eine Cd-Konzentration im Sickerwasser von $0,1 \text{ [mg m}^{-3}\text{]}$. Damit werden die kritischen Konzentrationen auf den Ackerflächen nur ausnahmsweise erreicht. Am ehesten sind Überschreitungen des Critical Limit zum Schutz der Nahrungsmittelqualität ($0,8 \text{ [mg m}^{-3}\text{]}$) zu erwarten. Mittlere gemessene Cadmiumkonzentrationen im Bodenwasser bis 25 cm Tiefe von Standorten des Intensiven Forstlichen Monitoring (Level II, Mediane über jeweils gesamte Messzeiträume) an Standorten ohne Vorsorgewertüberschreitung lagen zwischen $0,2 \text{ [mg m}^{-3}\text{]}$ und $1,5 \text{ [mg m}^{-3}\text{]}$ (Daten aus Lazar und Knappe 2006) bei möglicherweise anderen Bestimmungsgrenzen als in der Studie von Bielert et al. (1999). Am Integrated Monitoring Standort Forellenbachtal wurden in 40 - 50 cm Tiefe Cd-Konzentrationen im Bodenwasser von $0,2 - 1,9 \text{ [mg m}^{-3}\text{]}$ gemessen. Bei Einbeziehung aller

Messwerte bis 250 cm Tiefe wurden an den Level II-Flächen Konzentrationen bis 2,5 [mg m⁻³] gemessen. Diese Messwerte unter heutigen, nicht spezifisch belasteten Bedingungen liegen in der Größenordnung der kritischen Konzentrationen. Auch hier ist jedoch nur ein standortspezifischer Vergleich von Messwerten mit Critical Limits wirklich aussagekräftig.

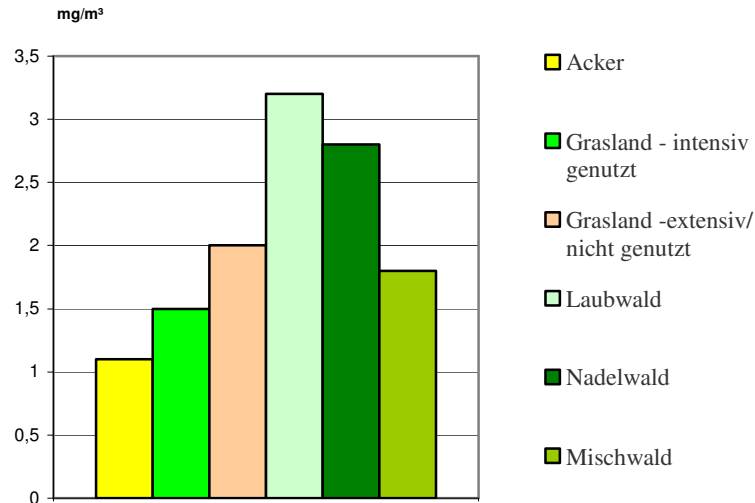


Abbildung 4-8: 50-Perzentile der kritischen Cadmiumkonzentration der Bodenlösung [Cd]_{ss(crit)} aus der Sicht des Schutzes der Ökosystemfunktionen, bezogen auf Ökosystemtypen

Die Ableitung der kritischen Konzentration von Hg im Bodenwasser unterhalb der Humusaufgabe von Wäldern stützt sich auf Erkenntnisse über die Wirkungen von Hg auf Mikroorganismen und Invertebraten in der Auflage. Da Quecksilber in dieser Schicht fast ausschließlich an Humusbestandteile gebunden vorkommt, wurde es bisher nicht als sinnvoll erachtet, Critical Limits für freie Ionen abzuleiten. Vielmehr wurde eine kritische Konzentration bezogen auf den Gehalt an organischer Substanz ausgewiesen. Meili et al. (2003a) empfiehlt das Critical Limit von 0,5 [mg Hg kg⁻¹ OM⁻¹]. Ausgehend davon kann die kritische Gesamtkonzentration in der Bodenlösung [Hg]_{ss(crit)} (Ökotoxikologie) [mg/m³] nach Gleichung 4-11 bestimmt werden:

$$[Hg]_{ss(crit)} = [Hg]_{OM(crit)} \cdot f_f \cdot [DOM]_{ss} \cdot c_{ss} \quad \text{Gleichung 4-11}$$

mit:

$[Hg]_{OM(crit)}$ = Critical Limit für Hg bezogen auf feste organische Substanz (OM) in Humusaufgaben = 0,5 [mg Hg kg⁻¹ OM⁻¹]

f_f = Faktor zur Beschreibung des Verhältnisses von Hg in fester organischer Substanz (OM) zu Hg in gelöster organischer Substanz (DOM) [-]

$[DOM]_{ss}$ = Konzentration gelöster organischer Substanz in der Bodenlösung in der Humusschicht [g m⁻³]

c_{ss} = Faktor zur Umrechnung der Masseneinheiten = 1 kg 1000g⁻¹

Für die Berechnung von [Hg]_{ss(crit)} sind also Informationen über das Verhältnis von Hg-Konzentrationen in fester und in gelöster organischer Substanz (f_f) sowie zur Konzentration von DOM in der Bodenlösung [DOM]_{ss} erforderlich. Eine schwedische Studie (Meili et al. 2003a,b, Akerblom et al. 2006) ergab, dass die Konzentration von Hg in fester und in gelöster organischer Substanz auch unter unterschiedlichen Umweltbedingungen (Boden, Klima) meist annähernd gleich ist, so dass nach dem heutigen Stand der Erkenntnis der Wert $f_f = 1$ als Standard definiert werden kann. Für Konzentrationen von DOC in Humusaufgaben ist im Manual ein Standardwert von 35 [mg l⁻¹] angegeben, das entspricht 70 [mg l⁻¹] DOM. Das Background Dokument zum Manual (de Vries et al. 2005) enthält im Appendix 11 Einzelwerte aus Erhebungen von etwa 120 Level II Plots in Europa (de Vries et al. 2003a,b), die der Ableitung des Standardwertes zu Grunde liegen. Wünschenswert wäre eine Differenzierung der DOM- bzw. DOC-Gehalte nach Boden- und Ökosystemeigenschaften. Die statistische Auswertung der vorhandenen Daten führte aber nicht zu ausreichend gesicherten Beziehungen zwischen DOC-Gehalten und Standorteigenschaften ([C], [N], [C/N], Temperatur, pH, Textur, Laub/Nadelwald), insbesondere für den Oberboden.

Bei einem Critical Limit von $0,5 \text{ [mg Hg kg}^{-1} \text{ OM}^{-1}]$ ergeben sich mit $\text{DOM} = 70 \text{ [mg l}^{-1}]$ und $f_f = 1$ einheitliche kritische Gesamtkonzentrationen von Hg im Bodenwasser von $35 \text{ [mg l}^{-1}]$ bzw. $0,035 \text{ [mg m}^{-3}]$.

Tolerierbarer Schwermetallaustrag mit dem Boden- bzw. Sickerwasser bei Berücksichtigung unterschiedlicher Rezeptoren - Ergebnisse

Statistische Kennwerte der berechneten tolerierbaren Schwermetallausträge (Pb, Cd und Hg) für den deutschen Datensatz (2004) sind in Tabelle 4-9 zusammengefasst. Die Differenzierung der Werte für die einzelnen Rezeptoren ergibt sich durch die rezeptorbezogenen unterschiedlichen Critical Limits und daraus abgeleitete Gesamtkonzentrationen $[M]_{ss(crit)}$, die räumliche Verteilung z. T. unterschiedlicher Rezeptorflächen und die unterschiedliche betrachtete Bodentiefe. Auf die Darstellungen dieser Stoffflüsse in Karten wurde hier verzichtet.

Tabelle 4-9: Statistische Kennwerte der kritischen Schwermetallauswaschung ($M_{le(crit)}$) unter Berücksichtigung unterschiedlicher Rezeptoren und Ökosystemtypen

Rezeptor	N	Arith. Mittel	S (Stand. abw.)	Min.	5-Perz.	50-Perz.	95-Perz	Max.
Blei, alle Ökosysteme								
Mensch (Trinkwasser)	281137	31,5	550,5	1,0	5,0	28,0	71,3	279,0
Ökosystemfunktionen	281137	31,2	2786,4	2,1	4,2	9,9	161,0	658,6
Cadmium, alle Ökosysteme								
Mensch (Trinkwasser)	281137	9,47	49,54	0,30	1,5	8,40	21,39	83,7
Ökosystemfunktionen	281137	8,56	41,85	1,49	2,81	6,61	22,2	65,4
Cadmium, nur Acker								
Mensch (Nahrungsweizen)	133850	3,33	0,79	1,36	1,90	3,33	4,76	9,11
Mensch (Trinkwasser)	133850	7,19	12,57	0,30	0,93	7,20	12,75	30,09
Ökosystemfunktionen	133850	5,03	3,88	1,49	2,36	4,71	8,50	18,54
Quecksilber, alle Ökosysteme								
Mensch (Trinkwasser)	281137	3,16	5,50	0,10	0,50	2,80	7,13	27,9
Quecksilber, nur Wald								
Mensch (Trinkwasser)	101246	3,84	8,31	0,10	0,81	3,24	9,13	27,16
Ökosystemfunktionen	99436	0,19	0,01	0,08	0,10	0,18	0,34	0,76

Blei

Die tolerierbaren Pb-Austräge liegen unter dem Aspekt des Ökosystemschatzes im Wesentlichen zwischen $1 \text{ [g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}]$ und $280 \text{ [g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}]$. Die Spanne der Werte ist mit $2 \text{ [g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}]$ bis $660 \text{ [g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}]$ bei den tolerierbaren Austrägen aus der Sicht des Grundwasserschutzes noch größer. Das beruht darauf, dass auf Standorten mit hohen Abflussraten (Hochlagen) häufig Bodenbedingungen anzutreffen sind (niedrige pH-Werte, hohe (Standard)Werte für DOC Konzentrationen unter Wald), die zu hohen Critical Limits führen. Die niedrigsten Werte werden dagegen für landwirtschaftliche Nutzflächen (mit mittleren pH-Werten) in niederschlagsarmen Gebieten berechnet. Die statistischen Werte belegen, dass für die Mehrzahl der Flächen aus der Sicht des Ökosystemschatzes geringere Pb-Auswaschungen als hinnehmbar zu betrachten sind als für den Trinkwasserschutz. Bei niedrigeren Werten für den Trinkwasserschutz wirkt auch die niedrigere Abflussrate unterhalb der Wurzelzone im Vergleich mit dem Abfluss aus A-Horizonten.

Cadmium

Tolerierbare Auswaschungsraten aus der Sicht des Schutzes der Ökosystemfunktionen haben Werte zwischen $1,49 \text{ [g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}]$ und $65,4 \text{ [g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}]$, zum Schutz des Grundwassers (Trinkwassernutzung) zwischen $0,3 \text{ [g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}]$ und $83,7 \text{ [g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}]$. Diese Werte beziehen alle Ökosysteme ein. Die statistischen Kennwerte belegen eine ähnlich hohe Empfindlichkeit beider Rezeptoren.

Die tolerierbaren Auswaschungsraten in Bezug auf den Schutz der Nahrungsqualität (Weizen) auf Ackerflächen liegen im Wesentlichen zwischen $1,9 \text{ [g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}]$ und $4,8 \text{ [g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}]$. Vergleicht man diese Werte mit den tolerierbaren Auswaschungsraten in Bezug auf Trinkwasserschutz, ebenfalls auf Ackerflächen beschränkt, zeigt sich, dass von den beiden auf die menschliche Gesundheit bezogenen Rezeptoren die Nahrungsqualität überwiegend deutlich empfindlicher ist als die Trinkwasserqualität. Die Sickerwasserrate unterhalb der Wurzelzone (relevant für die auf den Trinkwasserschutz bezogene Berechnung) ist regelmäßig niedriger als der Abfluss aus dem A_p -Horizont. Diese Tatsache trägt dazu bei, dass die relative Differenz zwischen den Abflussraten für die beiden Rezeptoren meist geringer ist, als die zwischen den Critical Limits. Wie die Werte für das Minimum und das 5-Perzentil zeigen, ist auf einem bestimmten Anteil der Standorte dadurch sogar das Schutzgut Trinkwasser empfindlicher als die Nahrungsqualität (vgl. Tabelle 4-9 und Abbildung 4-9).

Die auf den Ökosystemschatz bezogenen statistischen Kennzahlen für die tolerierbaren Cd-Auswaschungsraten (nur Acker) liegen mit Ausnahme der sehr niedrigen Werte jeweils innerhalb der berechneten Werte für den Schutz der menschlichen Gesundheit. Das Minimum und das 5-Perzentil sind höher.

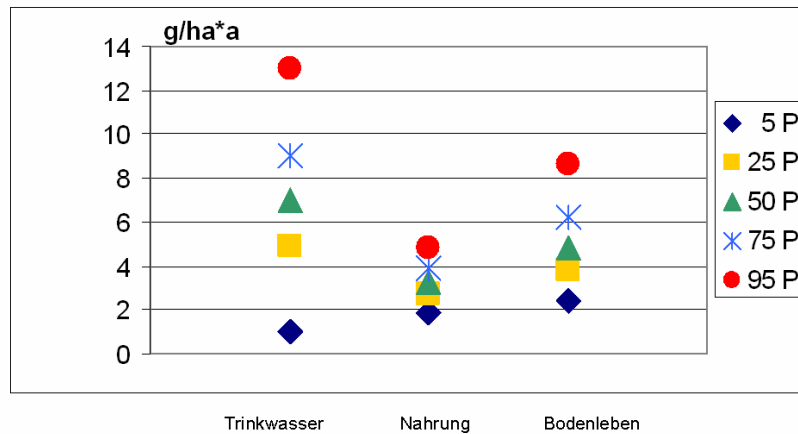


Abbildung 4-9: Vergleich der Verteilung der Werte (5-, 25-, 50-, 75- und 95-Perzentile) kritischer Auswaschungsraten von Cd für unterschiedliche Schutzgüter, bezogen auf die Ackerflächen Deutschlands

Die auf den Ökosystemschatz und den Grundwasserschutz bezogenen hinnehmbaren Auswaschungsraten sind, wenn auf Ackerflächen begrenzt, insgesamt niedriger als für den gesamten Testdatensatz. Der Vergleich der statistischen Kennzahlen zeigt, dass die Minima und 5-Perzentile (alle Ökosysteme) wesentlich durch Ackerflächen bestimmt werden. Die hohen Werte (95-Perzentil, Maximum) bei Einbeziehung aller Ökosysteme werden bei Einschränkung nur auf Ackerflächen nicht annähernd erreicht. Dabei wirkt sich aus, dass Ackerflächen nur in geringem Maße auf Standorten mit besonders hohen Sickerraten (hohe Gebirgslagen) anzutreffen sind und in der Regel pH-Werte über 6 haben.

Quecksilber

Tolerierbare Auswaschungsraten für Quecksilber in Bezug auf den Schutz des Grundwassers (Trinkwassernutzung) liegen praktisch zwischen $0,1 \text{ [g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}]$ und $28 \text{ [g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}]$ mit mittleren Werten um $3 \text{ [g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}]$. Das Critical Limit von $1 \text{ [mg m}^{-3}]$ wird aber in unbelasteten Böden kaum erreicht. Bielert et al. (1999) fand in nicht spezifisch belasteten deutschen Ackerböden ($N = 340$) ausschließlich Werte unter der Nachweisgrenze von $0,14 \text{ [mg m}^{-3}]$, Duijnisveld et al. 2006 ermittelten in leichten landwirtschaftlich genutzten Böden Niedersachsens Hg-Konzentrationen im Sickerwasser von $0,014 \text{ [mg m}^{-3}]$. Von anderen unbelasteten Standorten sind kaum Angaben zur Quecksilberkonzentration in der Bodenlösung bekannt. Beschränkt auf Waldstandorte ergeben sich statistische Kennwerte der tolerierbaren Auswaschungsraten von Hg (Grundwasserschutz) in ähnlicher Höhe wie für den gesamten Datensatz.

Sehr viel niedrigere tolerierbare Hg-Auswaschungen ($0,1 \text{ [g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}] - 0,76 \text{ [g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}]$) wurden für die Waldböden aus der Sicht des Ökosystemschatzes (Bodenmikroorganismen der Humusaufgaben) quantifiziert. Median und arithmetisches Mittel betragen jeweils deutlich weniger als ein Zehntel des gesundheitsbezogenen Wertes (Grundwasserschutz) unter Wald. Da eine Differenzierung der DOC-Gehalte und damit der kritischen Hg Konzentrationen der Bodenlösung nicht möglich war, werden die tolerierbaren Auswaschungsraten aus der Humusschicht ausschließlich durch den Sickerwasserfluss modifiziert.

4.3.1.3 Critical Loads für Blei, Cadmium und Quecksilber (Ergebnisse)

Tabelle 4-10 gibt einen Überblick über die Ergebnisse der Critical Loads-Berechnung für die Metalle Pb, Cd und Hg (statistische Kennwerte) in Bezug auf die unterschiedlichen Rezeptoren und ihre Relevanz für bestimmte Ökosystemtypen.

Tabelle 4-10: Statistische Kennwerte der Critical Loads Pb, Cd, Hg für unterschiedliche Rezeptoren und Ökosystemtypen

Rezeptor	N	Arith. Mittel	S (Stand. abw.)	Min.	5-Perz.	50-Perz.	95-Perz	Max.
Blei, alle Ökosysteme								
Mensch (Trinkwasser)	281137	43,0	531,6	2,4	16,0	40,0	81,1	283,9
Ökosystem-funktionen	281137	42,6	2563,2	8,0	16,6	22,9	165,6	662,1
Cadmium, alle Ökosysteme								
Mensch (Trinkwasser)	281137	10,72	49,94	0,47	2,80	9,58	22,78	83,99
Ökosystem-funktionen	281137	9,81	44,04	0,64	3,96	7,81	23,97	68,02
Cadmium, nur Acker								
Mensch (Nahrungswesen)	133850	4,02	0,78	2,02	2,64	4,03	5,45	9,81
Mensch (Trinkwasser)	133850	8,25	12,27	0,98	2,10	8,28	13,77	31,14
Ökosystem-funktionen	133850	6,09	3,91	2,63	3,51	5,71	9,63	19,73
Quecksilber, alle Ökosysteme								
Mensch (Trinkwasser)	281137	3,31	5,45	0,12	0,66	2,96	7,26	28,0
Quecksilber, nur Wald								
Mensch (Trinkwasser)	101246	3,92	8,37	0,12	0,85	3,33	9,22	27,19
Ökosystem-funktionen	99436	0,25	0,01	0,08	0,12	0,25	0,43	0,91

Critical Loads (Pb, Cd, Hg) zum Schutz der menschlichen Gesundheit

Blei

Die Critical Loads zum Schutz des Grundwassers hinsichtlich der potenziellen Nutzung als Trinkwassers ($CL(Pb)_{human}$ Trinkwasser) liegen zu etwa 50 % unterhalb 40 [$g\ ha^{-1}\ a^{-1}$] und zu ca. 95 % niedriger als 75 [$g\ ha^{-1}\ a^{-1}$]. Sie sind insgesamt höher als die $CL(Pb)_{eco}$ (vgl. Abbildung 4-14). Der Median der $CL(Pb)_{human}$ (Trinkwasser) liegt bei 40,0 [$g\ ha^{-1}\ a^{-1}$], während er für $CL(Pb)_{eco}$ 22,9 [$g\ ha^{-1}\ a^{-1}$] beträgt. Die höheren Werte für $CL(Pb)_{human}$ (Trinkwasser) werden vor allem durch die meist höhere kritische Pb-Konzentration im Sickerwasser $[Pb]_{ss(crit)}$ bestimmt. Die angenommene um 50 % niedrigere Sickerwasserrate unterhalb der Wurzelzone (im Vergleich zum versickernden Wasser unterhalb des A-Horizontes) wirkt dem entgegen, gleicht den Effekt der Konzentration überwiegend aber nicht aus. Die Karte der $CL(Pb)_{human}$ (Trinkwasser) wird eindeutig durch die tolerierbare Auswaschung dominiert und Nutzungseinflüsse sind nur schwer zu erkennen. Die Eigenschaften des Bodens spielen bei der Berechnung der tolerierbaren Auswaschungsraten für diesen Critical-Loads-Typ keine Rolle, so dass letztendlich die Verteilung der Sickerwasserraten das Muster der Critical Loads-Karte bestimmt. Demzufolge ist die Differenzierung der Werte für alle 281137 Datensätze geringer als bei $CL(Pb)_{eco}$, aber auch die Unterschiede zwischen den Nutzungsarten fallen geringer aus, da nutzungstypische Bodeneigenschaften (pH, OM, DOC) hinsichtlich der Critical Loads-Berechnung nicht zur Wirkung kommen.

Cadmium

Die Critical Loads zum Schutz des Trinkwassers ($CL(Cd)_{human}$ (siehe Abbildung 4-11) liegen zu etwa 50 % unterhalb 10 [$g\ ha^{-1}\ a^{-1}$], etwa 95 % der Werte sind kleiner als 23 [$g\ ha^{-1}\ a^{-1}$]. Sie sind insgesamt etwas höher als die $CL(Cd)_{eco}$. So betragen der Median der $CL(Cd)_{human}$ (Trinkwasser) 9,58 [$g\ ha^{-1}\ a^{-1}$] und das arithmetische Mittel 10,72 [$g\ ha^{-1}\ a^{-1}$], während die entsprechenden Werte der $CL(Cd)_{eco}$ bei 7,81 [$g\ ha^{-1}\ a^{-1}$] und 9,81 [$g\ ha^{-1}\ a^{-1}$] liegen. Die Karte der $CL(Cd)_{human}$ (Trinkwasser) wird, wie die entsprechende Karte für Pb, klar durch die Sickerwasserkarte bestimmt. Die Eigenschaften des Bodens spielen nur eine untergeordnete Rolle. Sie beeinflussen lediglich die Höhe der für die Nettoaufnahme in die Biomasse zugrunde gelegten Erträge. Diese Nettoaufnahmeraten sind mit denen für die Berechnung der $CL(Cd)_{eco}$ identisch.

Die Critical Loads bezogen auf den Schutz der Nahrungsqualität - $CL(Cd)_{human}$ (Weizenkorn) sind in Abbildung 4-12 dargestellt. Diese Karte zeigt nur Ackerstandorte. Die $CL(Cd)_{human}$ (Weizenkorn) liegen überwiegend unterhalb 5 [$g\ ha^{-1}\ a^{-1}$]. Die hohen Werte, wie sie bei den $CL(Cd)_{eco}$ auftreten (die auch andere Nutzungen als Acker einbeziehen), sind größtenteils deshalb ausgeschlossen, weil in den Gebieten mit sehr hohen Abflussraten (große Höhen über NN) und niedrigen Boden-pH-Werten (die zu hohen $[Cd]_{ss(crit)}$ führen) Ackerbau nicht betrieben wird.

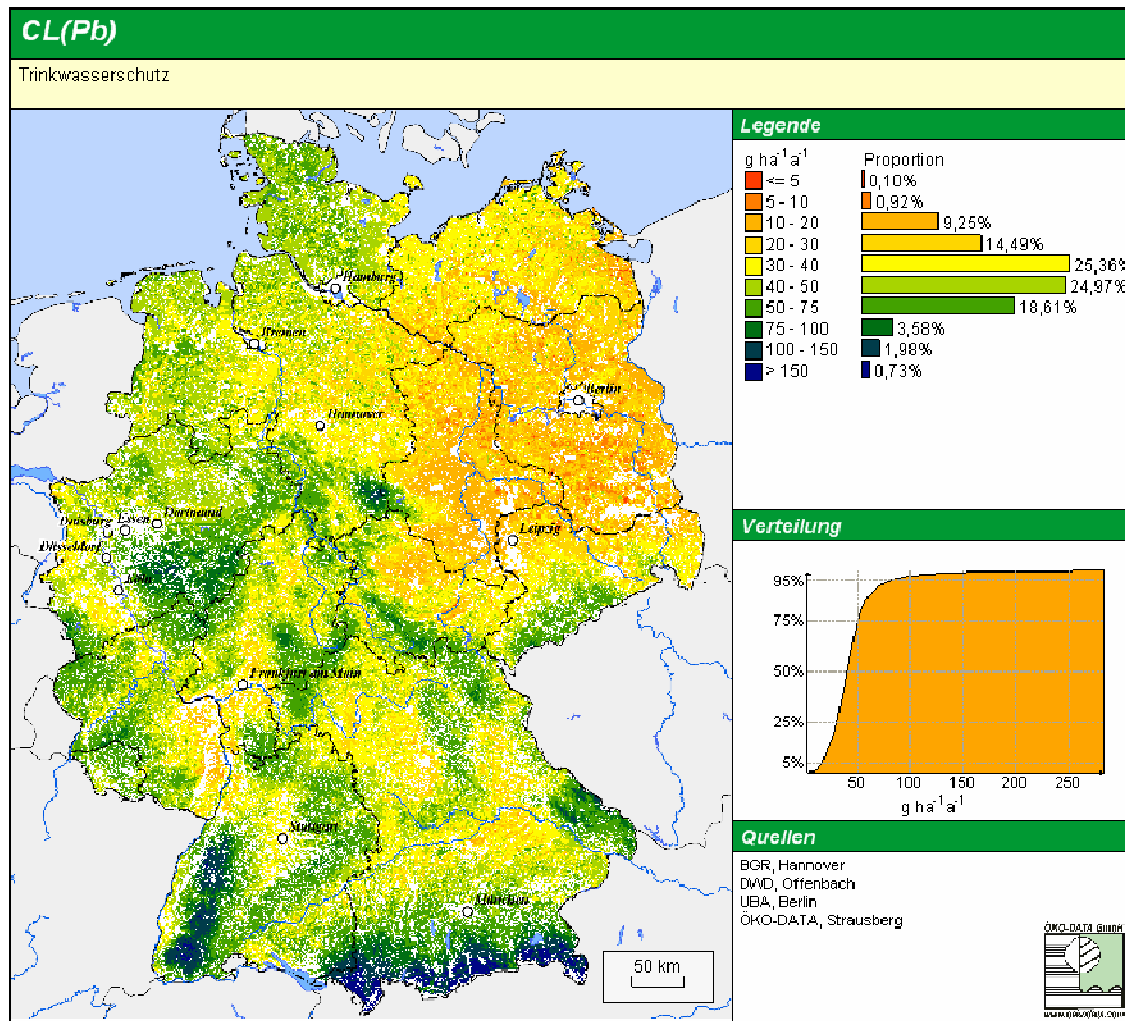


Abbildung 4-10: Critical Loads für Blei zum Schutz der Grundwasserqualität (Trinkwassernutzung)

Vergleicht man die Werte der beiden Critical Loads-Typen $CL(Cd)_{human}$ begrenzt auf Ackerstandorte, sind die Werte (Trinkwasser) eindeutig weniger empfindlich. Bei der Erstellung einer Karte der Minima zwischen diesen beiden $CL(Cd)_{human}$ würde also der Rezeptor Nahrungsweizen auf der überwiegenden Fläche die Critical Loads bestimmen. Das ist in den niedrigeren kritischen Entzügen durch das Weizenkorn gegenüber dem Durchschnitt aktueller Cd-Entzüge von Fruchtfolgen und in den niedrigeren kritischen Konzentration im Bodenwasser (einheitlich $0,8 [mg l^{-1}]$ anstelle von einheitlich $3 [mg l^{-1}]$) begründet. Die höhere Abflussrate aus dem A-Horizont gegenüber der Versickerungsrate unterhalb der Wurzelzone gleicht das meist nicht aus. Wie die Minima und 5-Perzentile der beiden $CL(Cd)_{human}$ (nur Acker) zeigen, gibt es aber Ausnahmen von dieser Regel.

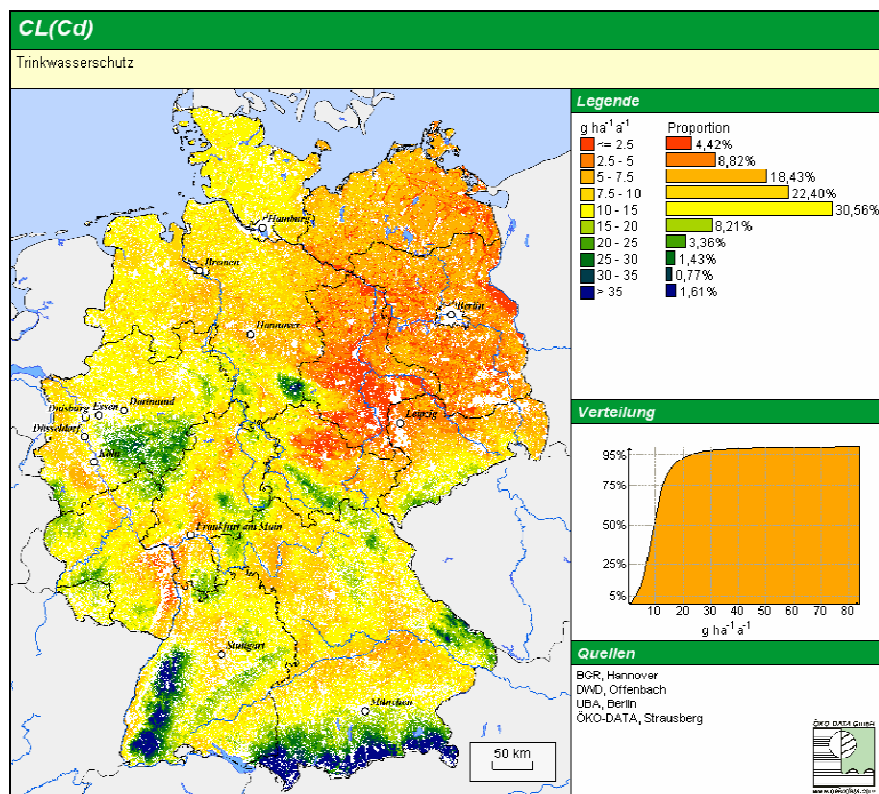


Abbildung 4-11: Critical Loads für Cadmium zum Schutz der Grundwasserqualität (Trinkwassernutzung)

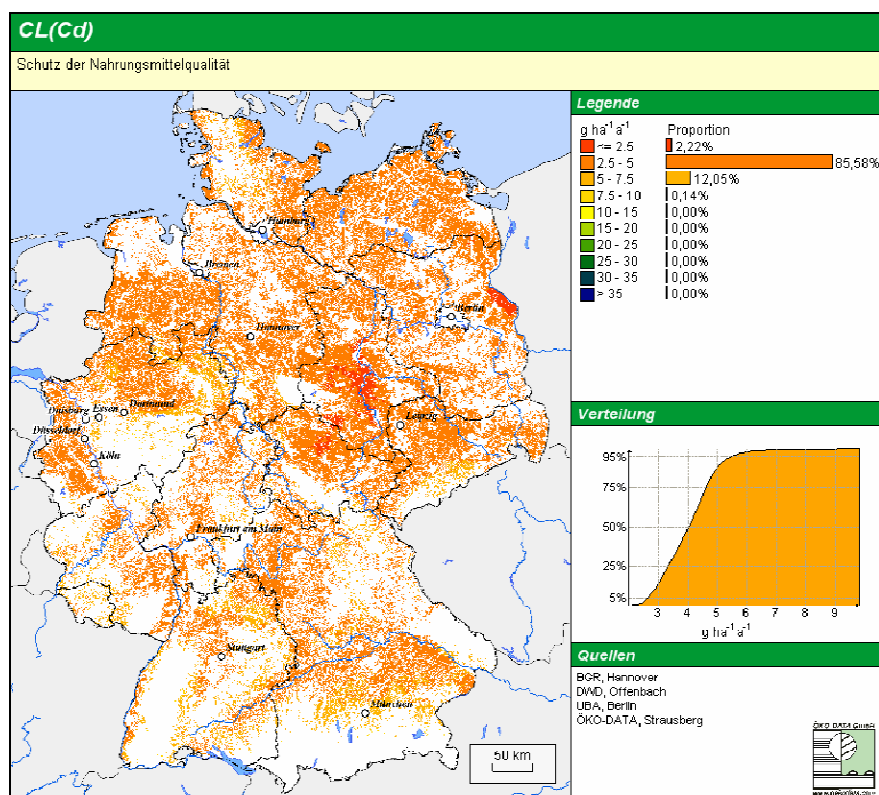


Abbildung 4-12: Critical Loads für Cadmium auf Ackerstandorten, bezogen auf den Schutz der Nahrungsqualität (Weizenkorn)

Quecksilber

Die $CL(Hg)_{human}$ (Trinkwasser) liegen im Wesentlichen zwischen $0.7 [g ha^{-1} a^{-1}]$ (5-Perzentil = $0,66 [g ha^{-1} a^{-1}]$) und $7,3 [g ha^{-1} a^{-1}]$ (95-Perzentil = $7,26 [g ha^{-1} a^{-1}]$). Diese Werte werden klar durch die tolerierbaren Austräge mit dem Sickerwasser bestimmt. Der Anteil der Hg-Aufnahme in die Biomasse am $CL(Hg)_{human}$ (Trinkwasser) beträgt bezogen auf die Mittelwerte für alle Ökosysteme weniger als 5 Prozent. Dabei ist der Anteil des Hg auf Ackerflächen mit ca. 8 % gegenüber anderen Ökosystemtypen am höchsten. Da die $[Hg]_{ss(crit)}$ für alle Standorte einheitlich $1 [mg m^{-3}]$ beträgt, ist die Sickerwasserrate der Faktor mit dem größten Einfluss auf die tolerierbare Auswaschungsrate von Hg. Die räumliche Verteilung ist in Abbildung 4-13 dargestellt.

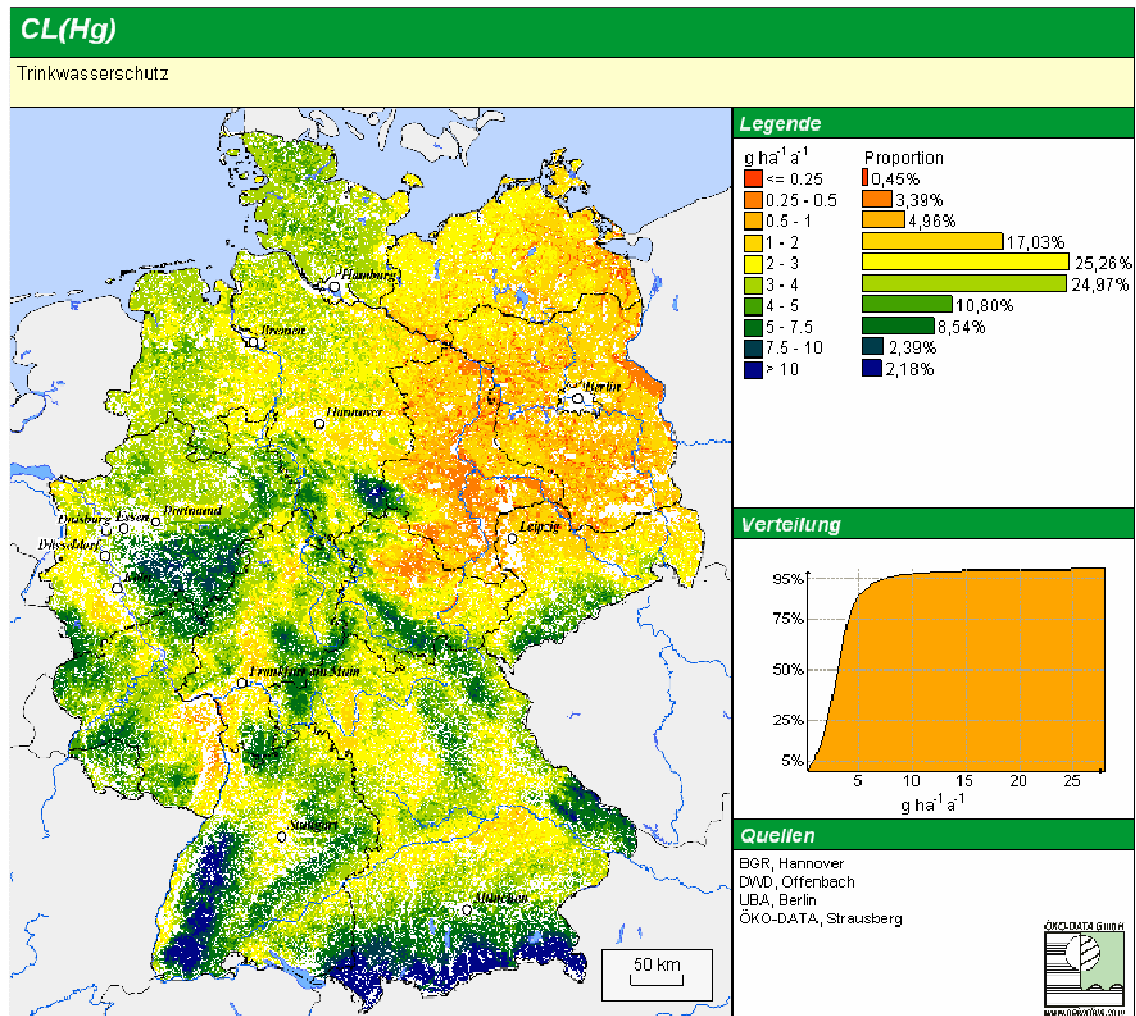


Abbildung 4-13: Critical Loads für Quecksilber zum Schutz der Grundwasserqualität (Trinkwassernutzung)

Critical Loads zum Schutz von terrestrischen Ökosystemen

Blei

Die $CL(Pb)_{eco}$ sind in Abbildung 4-14 dargestellt. Die Spanne 5-Perzentil bis 95-Perzentil umfasst eine Zehnerpotenz, d.h. die Variabilität der $CL(Pb)_{eco}$ ist auch bei Vernachlässigung der Extremwerte außerordentlich hoch. Die Werte liegen weit überwiegend zwischen 10 und $30 [g ha^{-1} a^{-1}]$. Allerdings hat auch die höchste in der Karte dargestellte Klasse ($> 150 [g ha^{-1} a^{-1}]$) noch einen Flächenanteil von $> 6 \%$.

Eine Analyse der Ergebnisse zeigt, dass sowohl die Bodeneigenschaften, die Landnutzung als auch die berechneten Abflüsse von Bodenwasser aus dem A-Horizont Einfluss auf die räumliche Verteilung der Werte haben.

Es werden pro Standort die gleichen Pb-Nettoaufnahmeraten in die Biomasse wie für $CL(Pb)_{human}$ zugrunde gelegt. Die etwas höhere Pb-Aufnahmen auf landwirtschaftlichen Nutzflächen gegenüber Wald und naturnahen, waldfreien Ökosystemen hat nur geringen Einfluss. Die nutzungsspezifische Differenzierung der Werte beruht

überwiegend auf der Verknüpfung bestimmter Nutzungen mit bestimmten Bodeneigenschaften. Im Ergebnis haben landwirtschaftliche Nutzflächen deutlich niedrigere $CL(Pb)_{eco}$. Das arithmetische Mittel der $CL(Pb)_{eco}$ für Ackerflächen beträgt $22,6 [g ha^{-1} a^{-1}]$, im Vergleich zu $93,9 [g ha^{-1} a^{-1}]$ für Nadelwald, $47,8 [g ha^{-1} a^{-1}]$ für Laubwald und $56,4$ für die naturnahen waldfreien Ökosysteme. Die höchsten $CL(Pb)_{eco}$ sind in den Kammlagen der Gebirge mit hohen Abflüssen und Wald als Landnutzung zu finden. Niedrige Werte ($< 20 [g ha^{-1} a^{-1}]$) sind vor allem in Ostdeutschland verbreitet.

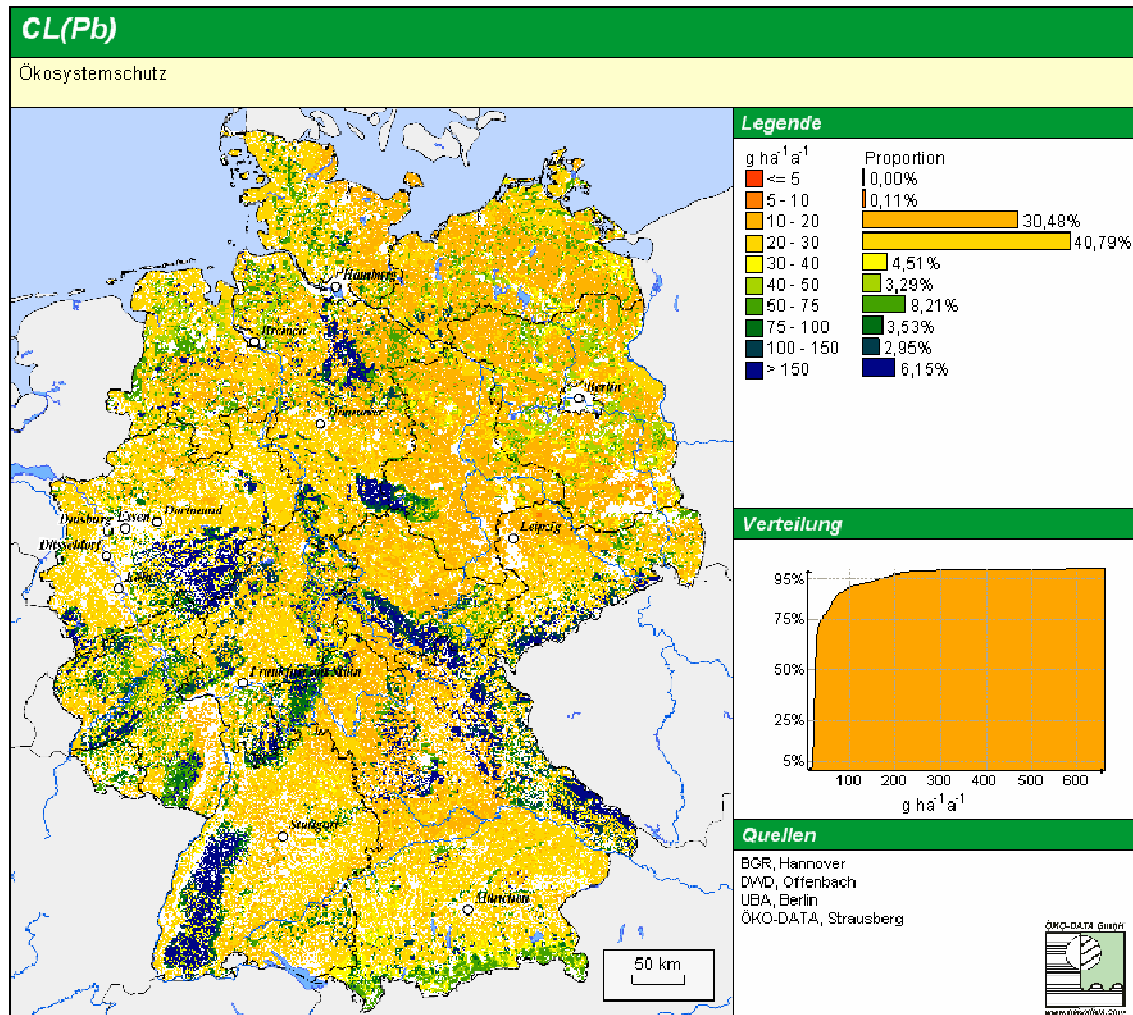


Abbildung 4-14: Critical Loads für Blei zum Schutz der Ökosystemfunktionen

Cadmium

Die $CL(Cd)_{eco}$ sind in Abbildung 4-15 dargestellt. Das 5er Perzentil liegt bei $4 [g ha^{-1} a^{-1}]$, der Median bei rund $8 [g ha^{-1} a^{-1}]$. Etwa 95 % der Werte sind kleiner als $8 [g ha^{-1} a^{-1}]$. Das 95-Perzentil liegt bei $24 [g ha^{-1} a^{-1}]$. Besonders hohe $CL(Cd)_{eco}$ ($> 20 [g ha^{-1} a^{-1}]$) finden sich in den Hochlagen der Mittelgebirge und der Alpen, wo auch auf Grund hoher Niederschläge der Wasserabfluss aus der betrachteten Bodenschicht hoch ist. Dementsprechend sind niedrige Werte (bis $7,5 [g ha^{-1} a^{-1}]$) zu einem hohen Anteil in den regenarmen Gebieten in Ostdeutschland anzutreffen.

Neben den Sickerwasserraten werden die $CL(Cd)_{eco}$ stark vom pH-Wert der Böden beeinflusst (je niedriger der pH-Wert, desto höher die kritischen Konzentrationen im Bodenwasser). Andere Bodenparameter wirken schwächer modifizierend. Deshalb wird in Kammlagen von Mittelgebirgen der durch hohen Abfluss bedingte hohe tolerierbare Austrag noch durch hohe kritische Konzentrationen verstärkt, sofern das Gestein sauer ist. So treten beispielsweise im Nordschwarzwald bei Sickerwasserraten > 1000 mm und kritischen Konzentrationen im Bodenwasser von $> 4 mg m^{-3}$ $CL(Cd)_{eco}$ von $> 35 [g ha^{-1} a^{-1}]$ auf. In den Kalkalpen treten dagegen die höchsten Werte

für den Wasserabfluss auf, nicht aber für die tolerierbare Cd-Auswaschung, da diese durch niedrige kritische Konzentrationen im Bodenwasser begrenzt wird.

In Bezug auf die Nutzungsarten ist festzustellen, dass landwirtschaftlich genutzte Flächen niedrigere $CL(Cd)_{eco}$ aufweisen als Wälder und naturnahe Ökosysteme. Dabei sind Ackerflächen noch etwas empfindlicher als intensiv genutztes Grünland. Nadelwälder haben im Allgemeinen höhere $CL(Cd)_{eco}$ als Laubwälder. Die naturnahen und natürlichen Ökosystemtypen (natürliches Grasland, Moore, Heiden usw.) haben geringfügig niedrigere Mittelwerte als die Nadelwälder bei allerdings deutlich niedrigerem Flächenanteil.

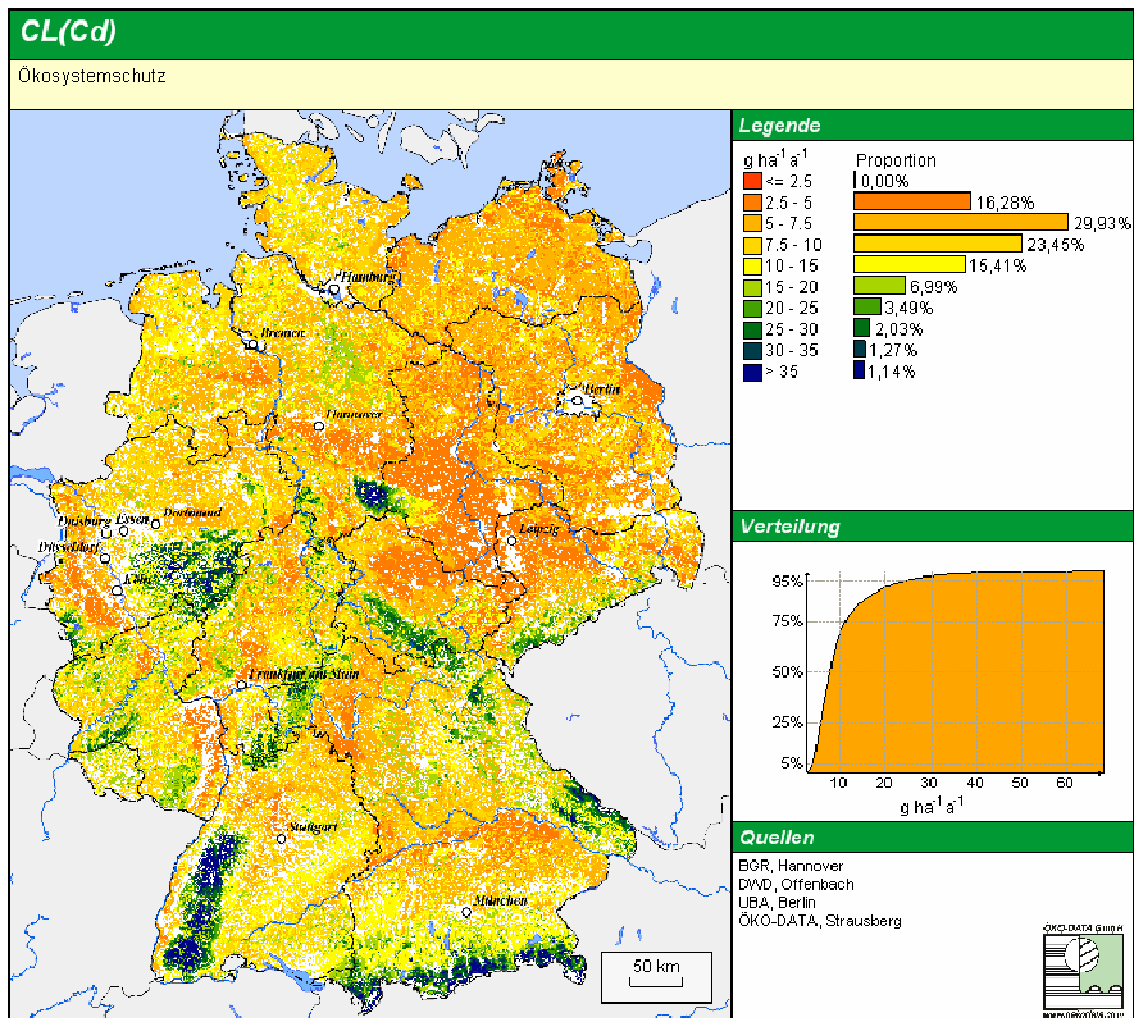


Abbildung 4-15: Critical Loads für Cadmium zum Schutz der Ökosystemfunktionen

Quecksilber

Die Abbildung 4-16 zur Darstellung der $CL(Hg)_{eco}$ beinhaltet die Gesamtheit der Waldstandorte. Die Berechnung erfolgte unter der Annahme, dass alle Waldstandorte eine Humusaufgabe haben. Die gesamte Wertespanne beträgt $0,08\ [g/(ha\ a)]$ bis $0,91\ [g/(ha\ a)]$ und umfasst somit mehr als eine Zehnerpotenz. Die Variation der Werte wird im Wesentlichen durch die unterschiedlichen Abflussraten von Bodenwasser aus dem Humushorizont bestimmt. Der Einfluss der unterstellten Nettoaufnahmeraten von Hg in das Holz und damit der standortabhängig unterschiedlichen Holzerträge ist geringer als der Einfluss der tolerierbaren Auswaschungsraten. Allerdings erreichen die berücksichtigten Nettoaufnahmeraten (Mittelwerte) 30 % bis 40 % der $CL(Hg)_{eco}$. In Anbetracht der Unsicherheiten bei der Quantifizierung der berücksichtigten Hg-Flüsse ist deshalb eine Verbesserung der Datenlage zu Hg-Gehalten im Holz von Waldbäumen dringend erforderlich.

Die $CL(Hg)_{eco}$ sind im Vergleich zu den $CL(Hg)_{human}$ (Trinkwasser), beschränkt auf die Waldstandorte, deutlich empfindlicher. Mit Ausnahme der Minimum-Werte sind alle in Tabelle 4-10 angegebenen statistischen Kennwerte für die $CL(Hg)_{eco}$ fünf bis mehr als zwanzig mal geringer als für die $CL(Hg)_{human}$ (Trinkwasser).

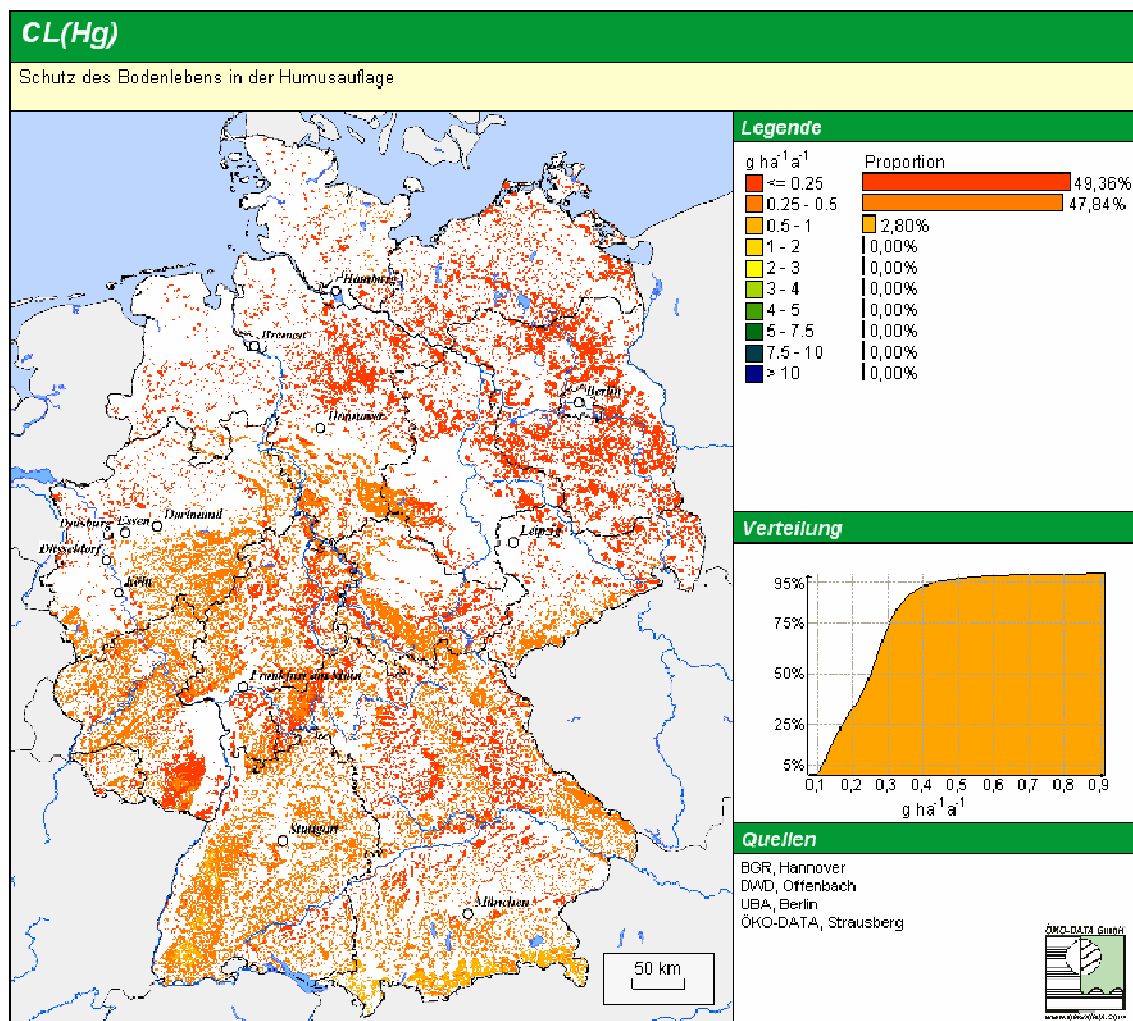


Abbildung 4-16: Critical Loads für Quecksilber zum Schutz der Ökosystemfunktion (mikrobielle Aktivität in den Humusauf-lagen) der Wälder

4.3.1.4 Ansatzpunkte für die Weiterentwicklung der Methodik

Unsicherheiten der methodischen Grundlagen

Auf einige wichtige Unsicherheiten bei der Anwendung der Critical Loads-Methoden für Schwermetalle und Ansatzpunkte für zukünftige Weiterentwicklungen wird bereits im Entwurf des Manual-Kapitels 5.5 hingewiesen.

Steady state versus Dynamik der Konzentrationsentwicklung im Boden

Beim Critical Loads-Konzept für Schwermetalle besteht in stärkerem Maße, als dies im Critical Loads-Ansatz für Säure und Stickstoff der Fall ist, eine Diskrepanz zwischen der Annahme eines Gleichgewichtes von Einträgen und Austrägen des jeweiligen Stoffes aus der betrachteten Bodenschicht. In der Tat werden Schwermetalle in den oberen Bodenschichten häufig stark gebunden und reichern sich an. Wenn sich das Konzentrationsniveau des Schadstoffes noch unterhalb der Critical Limits befindet, bedeutet das, dass die schädliche Wirkung so lange noch nicht eintreten wird, bis das Critical Limit erreicht ist. Andererseits können auf Standorten, die durch historische Belastungen geprägt sind, heute aber keine hohen Schadstoffeinträge mehr aufweisen, die Critical Limits überschritten sein und potenziell Wirkungen auftreten, obwohl die Einträge die Critical Loads unterschreiten. In Ergänzung zur Critical Loads-Berechnung wird deshalb empfohlen, die heutigen Konzentrationen mit den Critical Limits zu vergleichen, um das aktuelle Risiko zu bewerten. Der Critical Loads-Ansatz zielt hingegen auf die Bestimmung der Eintragsraten ab, die bei Einstellung eines Gleichgewichtes langfristig, d.h. in unendlichen Zeiträumen, keine schädlichen Wirkungen hervorrufen. Eine sehr wertvolle Information für die Interpretation von

Critical Loads für Schwermetalle wäre deshalb die Zeitspanne, bis zu der dieses Gleichgewicht auf noch unschädlichem Niveau erreicht ist. Erste Konzepte für solche Abschätzungen wurden durch den Expert Panel on CL(M) vorgestellt (www.icpmapping.org). Sie sind ein erster Schritt in die Richtung der dynamischen Modellierung des Schwermetallhaushaltes von Ökosystemen im Rahmen des Modelling and Mapping-Programmes. Diese sehr einfachen Ansätze dienen der Berechnung der Konzentrationsentwicklung der Metalle in Böden oder Gewässern unter der Annahme, dass sowohl die zukünftigen Einträge als auch die sonstigen Umweltbedingungen, die die tolerierbaren Austräge bestimmen, konstant bleiben. Es wird aber zunehmend gefordert, dass Änderungen der äußeren Bedingungen, wie z. B. Entwicklung des Versauerungsstatus oder Klimawandel, in dynamische Modelle einbezogen werden.

Verwitterung

Schwermetallverwitterungsraten als natürliche Einträge in den potenziell verfügbaren Vorrat in Böden sind nicht mehr Bestandteil der Critical Loads-Gleichung. Sie können aber bei der Interpretation von Critical Loads und ihren Überschreitungen herangezogen werden. Die für ihre Berechnung empfohlenen Methoden sind im Hintergrundpapier zum Manual (*de Vries et al. 2005*) beschrieben. Die NFCs haben die Möglichkeit zu entscheiden, ob sie Datensätze von Standorten mit hohen Verwitterungsraten aus dem nationalen Datensatz ausschließen. Als Kriterium kann z. B. herangezogen werden, dass die Verwitterungsraten höher sind als die Critical Loads. Die Idee ist, dass auf Standorten mit hoher Verwitterungsrate, die Metallgehalte durch geogene Einträge bestimmt sind und die anthropogenen Einträge eine untergeordnete Rolle spielen, also auch nicht begrenzt zu werden brauchen. Ein Ausschluss von Standorten nach diesem Verfahren birgt jedoch das Problem, dass ein Datensatz ausgeschlossen wird, während einer anderer mit nur unbedeutend niedrigerer Verwitterungsrate im nationalen Datensatz verbleibt. Ein solches Vorgehen ist fachlich nicht gerechtfertigt. Es ist nicht einzusehen, dass Standorte mit hohem natürlichen Eintrag (relativ zu den Critical Loads) höhere anthropogene Schwermetallbelastungen auffangen sollen, als Böden ohne starke geogene Beeinflussung. Außerdem beinhaltet die Berechnung der Verwitterungsrate eine hohe Unsicherheit, die es nicht rechtfertigt, das Berechnungsergebnis als ein Ausschluss-Kriterium zu verwenden. Deshalb wurden für Deutschland keine Datensätze wegen hoher Verwitterungsraten entfernt. In der Diskussion um CL(M)-Methoden gibt es immer wieder Überlegungen (z. B. *Sverdrup, 22. TF ICP M&M*), die Verwitterungsraten von Schwermetallen wieder in der Massenbilanzgleichung zu berücksichtigen. Um diesbezüglich fachlichen Fortschritt zu erzielen, ist Grundlagenforschung erforderlich.

Critical Limits

Die Ableitung der Critical Limits und der darauf basierenden kritischen Gesamtkonzentrationen der Metalle in der Bodenlösung birgt eine Reihe von Unsicherheiten. Dazu gehören unter anderem die Übertragung von Laborergebnissen auf Freilandbedingungen, von einer Auswahl von Wirkungsdaten für bestimmte Spezies auf die Wirkung auf Struktur und Funktion eines Ökosystems insgesamt oder die nicht ausreichende Berücksichtigung von gleichzeitiger Einwirkung verschiedener Schadstoffe und Wirkungspfade auf eine Organismengruppe. Mit diesen Problemen befasste sich auch ein von der Metallindustrie organisierter Workshop „Critical Loads of Metals and other Trace Elements to Terrestrial Environments“, Wye Institute, MD, USA, 11. - 13. November 2005, dessen Ergebnisse u. a. auch bei einem Treffen des Expert Panel on Heavy Metals, 23. - 25. Januar, in Berlin Diskussionsgegenstand waren (Anhang 5). Eines der am stärksten diskutierten Probleme bei der Ableitung von Critical Limits besteht in der Veränderung der chemischen Zusammensetzung der Bodenlösung durch Zugabe von Metallsalzen oder anderen Metallverbindungen in Laborversuchen. So treten z. B. pH-Effekte und Veränderungen der Ionenstärken auf. Diese beeinflussen die Speziesierung der Metalle und damit die biologischen Reaktionen und müssen bei der Ableitung von Critical Limits-Funktionen für freie Metallionen berücksichtigt werden. Heidkamp (2005) ermittelte für > 600 Mineralbodenproben von Standorten in der Nähe des deutschen bzw. österreichischen Bodenzustandsinventur-Programmes Pedotransferfunktionen, die nur eine geringe Anzahl von Modell-Eingangsgrößen benötigen. Dabei wurde auch der Einfluss der Ionenstärke untersucht und die Methodik der Untersuchungen dementsprechend angepasst (die Ionenstärke wurde im Experiment so eingestellt, dass sie der Ionenstärke des Bodensättigungsextraktes der Probe entsprach). Die ermittelten Pedotransferfunktionen prognostizierten Lösungskonzentrationen der Metalle zufriedenstellend. Diese Ergebnisse sind von großem Wert für zukünftige Vergleiche von Ergebnissen aus der Critical Loads-Berechnung mit den international abgestimmten Transferfunktionen (Modelling and Mapping 2004) und den für deutsche Standortverhältnisse passenden Funktionen. Eine solche Untersuchung konnte im Rahmen dieses F/E-Projektes noch nicht durchgeführt werden.

Eine weitere, damit eng verbundene Frage betrifft die Genauigkeit der heute verwendeten Critical Limit-Funktion, die sich auf zugefügte Mengen Metall bezieht (added metals), unter der Voraussetzung, dass sowohl Proben im Labor als auch Freilandböden über einen bestimmten Hintergrundgehalt verfügen. Ein Teil des Hintergrundgehaltes ist aber in aller Regel dem fest gebundenen Pool zuzuordnen und spielt hinsichtlich der Wirkungen

auf Biota keine Rolle. Es ist zu prüfen, inwieweit die Annahme gerechtfertigt ist, dass die zugeführten Metalle dem potenziell verfügbaren Gehalt („reactive content“) entsprechen.

Die Festlegung der Critical Limits hat entscheidenden Einfluss auf die Critical Loads Ergebnisse. *Ashmore et al. (2004)* fanden in einer ersten Unsicherheitsanalyse für einen einzelnen Waldstandort in Großbritannien heraus, dass die Critical Limit-Funktion für ökotoxikologische Wirkungen von Pb, Cd und anderen Metallen extrem empfindlich auf Änderungen der Eingangsparameter reagiert. Besonders kritisch sind dabei Abweichungen des pH-Wertes, wenn man bedenkt, dass dieser in den Wirkungsuntersuchungen im Labor methodenbedingt „anthropogen“ verändert wird, im Freiland starken räumlichen und zeitlichen Schwankungen unterliegt und nicht einfach zu messen ist.

(Un)Sicherheitsfaktoren

Im Gegensatz zu anderen gebräuchlichen Ansätzen (OECD) wird bei der Critical Limits-Ableitung zum Schutz von Ökosystemfunktionen nach Manual 5.5 kein (Un-)Sicherheitsfaktor eingesetzt. Dieses Vorgehen wurde in *CSTEE (2004)* für die Risikobewertung bestätigt, mit der Begründung, dass ein solcher Faktor nicht wissenschaftlich begründet werden kann. Trotzdem ist bei der Interpretation der CL(M) zu beachten, dass besonders empfindliche Spezies/Ökosystemstrukturen und -funktionen möglicherweise durch die so berechneten CL(M) nicht ausreichend geschützt sind. Die Critical Loads können also bei fortschreitendem Erkenntnisprozess durchaus auch niedriger werden.

Übertragbarkeit der Critical Loads

Die berechneten Critical Loads schützen langfristig nach dem heutigen Stand der Kenntnis die betrachteten terrestrischen Ökosysteme gegen Schadstoffkonzentrationen, die schädliche Wirkungen auf Lebewesen einschließlich Menschen hervorrufen können. Aquatische Ökosysteme sind bei Einhaltung der Critical Loads für terrestrische Ökosysteme nicht automatisch geschützt. Die Bestimmung ihrer ökologischen Belastungsgrenzwerte verlangt gesonderte Berechnungen.

Unsicherheiten aufgrund unzureichender Datenverfügbarkeit

Schwermetallaufnahme in die Biomasse

Es gibt eine Inkonsistenz in der Berechnung der Schwermetallflüsse, die in die Critical Loads eingehen. Während die tolerierbare Auswaschung strikt wirkungsbezogen abgeleitet ist, werden zur Kennzeichnung unschädlicher Austräge mit der Biomasse heutige Austräge (unbelastet) verwendet (Ausnahme: Austräge basierend auf kritischen Cd-Gehalten im Weizenkorn). Das stimmt zwar mit der Methodik bei Säure und Stickstoff überein, jedoch wäre für die potenziell toxischen Metalle Pb, Cd und Hg die Festlegung kritischer Aufnahmezeiten in die Biomasse durchaus sinnvoll. Solche kritischen Austräge mit Biomasse in den Berechnungen der $CL(M)_{eco}$ und $CL(M)_{human}$ (Trinkwasser) wären in der Regel höher als die heutigen Austräge, können aber für die meisten Ökosystemtypen nicht quantifiziert werden, da keine ausreichend guten Transferfunktionen Boden-Pflanze existieren. Auch eine mögliche „Verdünnung“ der Konzentration durch hohe Erträge ist nicht berücksichtigt.

Die in der Critical Loads Berechnung verwendeten Daten zu Gehalten der Schwermetalle in landwirtschaftlichen Nutzpflanzen stammen aus Untersuchungen aus den neunzehnhundertachtziger Jahren bis Mitte der neunziger Jahre. Die neue Datenerhebung (Knappe et al. 2006, siehe Tabelle 4-4) zeigt, dass die Gehalte seitdem generell gesunken sind. Das gilt vor allem für Pb, dessen Konzentrationen in der Umwelt nach Verbot des Pb als Zusatz zu Kraftstoffen deutlich zurückgegangen sind. Die Anbaustruktur und Erträge auf den landwirtschaftlichen Flächen entsprechen ebenfalls dem Stand zu Beginn der neunziger Jahre. Ein Update wäre wünschenswert, ist jedoch flächendeckend nur mit sehr hohem Zeitaufwand möglich. Besonders schlecht ist die Datenlage zu Gehalten von Hg, sowohl in landwirtschaftlichen Kulturen als auch im Holz. Die wenigen verfügbaren Daten, die z. T. durch Annahmen ergänzt wurden, erlauben nur eine grobe Schätzung des Hg-Austrages.

Die Annahme, dass die gesamte Schwermetallaufnahme in die Biomasse der oberen Schicht zuzuschreiben ist, (f_{Mu} immer = 1) lässt sich zwar durch eine Reihe von Argumenten begründen, ist aber dennoch eine starke Vereinfachung.

Der Fehler, der auf Grund der Unsicherheiten in der Quantifizierung der Schwermetallausträge mit der Biomasse bei den Critical Loads entsteht, ist auf der überwiegenden Zahl der Standorte gering, da meist der Einfluss der tolerierbaren Auswaschungsraten deutlich überwiegt. Auf bestimmten Standorten (mit geringem Abfluss) kann er aber relevant sein.

Kritische Auswaschungsraten

Die Berechnung der Wasserflüsse unterhalb der A-Horizonte (vgl. Kap. 4.3.1.2) kann sich nicht allein auf die Karte der Sickerwasserraten unterhalb der Wurzelzone (*Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe 2003*) stützen, sondern muss berücksichtigen, dass ein Teil des zur Transpiration zur Verfügung stehenden Wassers

zunächst in Bodenschichten unterhalb des A-Horizontes abfließt. Diese Wasserflüsse sind auf der Basis von nutzungsabhängigen Standardwerten geschätzt worden. Diese können sich von Daten unterscheiden, die bei der Ableitung der BGR-Karte der Sickerwasserraten verwendet wurden.

Daten zu Bodeneigenschaften, die im Chemical Speciation Model WHAM (W6-MTS-2) verknüpft werden, beinhalten z. T. große Unsicherheiten. Die DOC-Konzentration ist auch der entscheidende Parameter bei der Ableitung der $[Hg]_{ss(crit)}$ für die Berechnung von $CL(Hg)_{eco}$. Die verwendeten Standardwerte beruhen zwar auf Messungen, jedoch sind große Schwankungsbreiten möglich und eine Modellierung der DOC-Konzentrationen in Abhängigkeit von anderen Bodeneigenschaften ist bisher noch nicht zufrieden stellend gelungen, siehe auch im Folgenden unter „Methodische Weiterentwicklung nach dem Call for Data“.

Bei der Ableitung von $[M]_{ss(crit)}$ aus den Critical Limits für Pb und Cd (Ökotoxikologie) im CL(M)-Datensatz (2004) wurde angenommen, dass die Konzentration von suspendierten Partikeln (SPM) in der Bodenlösung vernachlässigbar gering ist. Es ist zu prüfen, ob vorhandene Untersuchungen von Bodenlösungen die Annahme einer bestimmten Konzentration von SPM stützen. Je höher die angenommene SPM-Konzentration, desto stärker verschieben sich die $[M]_{ss(crit)}$ nach oben, besonders bei Pb.

Bei der Betrachtung des Rezeptors Trinkwasser wird vernachlässigt, dass Schwermetalle auf ihrem Weg durch die unterschiedlichen Boden- und Substratschichten bis zum Grundwasser in Wechselwirkung mit Austauschern in tieferen Schichten stehen. Dabei handelt es sich um eine stark vereinfachte Betrachtung. Das Technical Guidance Document für die Risikobewertung (ECB 2003) stützt jedoch eine solche Betrachtungsweise, sofern nicht insbesondere die Besonderheiten des Einzelstandortes zu berücksichtigen sind. Für die kleinmaßstäbige Betrachtung im Critical Loads-Ansatz wird deshalb von der Zulässigkeit dieser Annahme ausgegangen.

Methodische Weiterentwicklung nach dem Call for data (2004)

Aktualisierung der Datenbasis hinsichtlich nutzungsbezogener Profildaten und Landnutzungen

Wie im Kap. 3.2.1 erwähnt, stand die Bodenübersichtskarte für Deutschland 1 : 1 000 000 (BÜK 1000, Hartwich et al. 1995) in der aktualisierten Version mit nutzungsdifferenzierter Verknüpfung von Legendeneinheiten zu Leitbodentypen erst im Januar 2005 zur Verfügung. Sie konnte deshalb bei der Erstellung des im Dezember 2004 an das CCE gelieferten deutschen Datensatzes zu Critical Loads für Blei, Cadmium und Quecksilber noch nicht verwendet werden. Eine spätere Aktualisierung des offiziellen Datensatzes wäre sinnvoll gewesen, wenn die Version 2005 der BÜK 1000 detaillierte Informationen zur geographischen Verteilung und zu physikochemischen Eigenschaften von Humusauflagen in Wäldern geliefert hätte. Das ist jedoch nicht der Fall, so dass sich die Berechnungen nach wie vor auf die obere Mineralbodenschicht beziehen. Die Implementierung der aktualisierten BÜK 1000 in das Datenbanksystem für die Critical Loads Berechnung führte daher in Bezug auf Schwermetalle nicht zu signifikanten Änderungen des Critical Loads Datensatzes für Schwermetalle. Überlegungen zu einer Berechnung von Critical Loads für Blei und Cadmium bei separater Berücksichtigung von Humusauflagen und Mineralboden beinhaltet das Kap. 0.

Auch die aktualisierte Version der Karte der Landnutzungsverteilung (Corine 2004) stand zum Zeitpunkt der Berechnung des deutschen Datensatzes noch nicht zur Verfügung. Sie ist inzwischen in das Datenbanksystem zur Berechnung von Critical Loads implementiert, führte aber ebenfalls nicht zu signifikanten Änderungen bei den Critical Loads.

Recherchen zur Verbesserung der Ableitung von DOC-Gehalten in Waldbodenhorizonten

Die Konzentration von gelöster organischer Substanz (DOM) bzw. gelöstem organischen Kohlenstoff (DOC) im Bodenwasser (wobei $[DOC] \approx 0,5 [DOM]$) hat einen großen Einfluss auf die Ableitung von ökotoxikologisch basierten critical limits, insbesondere für Pb und Hg. DOM/DOC sind äußerst mobile und aktiv zirkulierende Fraktionen organischer Substanz in Ökosystemen und weisen daher starke zeitliche Schwankungen auf. Obwohl sich zahlreiche Studien mit Quellen und Einflussfaktoren auf die Entstehung von DOM befassen, gibt es nur wenig Langzeitstudien, die belastbare und regional repräsentative Mittelwerte liefern, die für die Zwecke der Critical Loads-Berechnung geeignet sind.

Unter Auswertung von Daten aus Michalzik et al. (2001), Bringmark (2002), Fölster et al. (2003), Fröberg et al. (2003), Fröberg et al. (2004) leitet De Vries et al. (2005) Mittelwerte für DOC-Konzentrationen in organischen Bodenschichten von 20 - 50 mg/l ab. Die gemessenen Konzentrationen reichen teilweise bis 100 mg/l und darüber. Jedoch hat die Messmethodik einen großen Einfluss auf die Ergebnisse. Statistische Kennwerte von DOC-Konzentrationen aus Lysimeter-Studien von ca. 120 Standorten der intensiven Umweltbeobachtung in Wäldern (ICP Forest, Level II) in Europa sind in Anhang 11 des Hintergrundberichtes zum Modelling and Mapping Manual (DeVries et al. 2005) dargestellt. Die Ergebnisse zeigen einen klar abnehmenden Trend von der Humusaufgabe

(Mediane 40 mg/l für Nadelwald zw. 32 mg/l für Laubwald) zu tiefer liegenden Schichten des Mineralbodens (0 - 10 cm: 23 mg/l bzw. 21 mg/l; 0 - 30 cm: 16 mg/l bzw. 12 mg/l). Laubwald hatte insgesamt niedrigere DOC-Konzentrationen in der Bodenlösung. Das stimmt mit der in einer statistischen Auswertung gefundenen signifikanten positiven Korrelation mit dem C/N-Verhältnis im Oberboden überein. Diese traf jedoch nicht für Unterböden (unterhalb 60 cm) zu und auch nicht, wenn DOC mit den Einzelkomponenten C und N korreliert wurde (De Vries et al. 2005).

Mit dem Ziel, weitere aktuelle Informationen über die Konzentrationslevel der DOC in unterschiedlichen Böden und ihre Einflussfaktoren zu erlangen, wurde weitere Literatur ausgewertet. Wie die folgenden Auszüge zeigen, werden die **im Manual empfohlenen Standardwerte**

Wald, Humusaufgabe	35 mg DOC/l
Wald, mineralischer Oberboden	20 mg DOC/l
Grasland	15 mg DOC/l
Acker	10 mg DOC/l

durch die gefundenen Einzelergebnisse im Wesentlichen unterstützt. Generell zeigte sich ein abnehmender Trend der DOC-Konzentrationen mit abnehmender Bodentiefe und in der Reihenfolge der Nutzungen Wald > Grünland > Acker. Vielfach hatten Nadelwälder höhere DOC-Konzentrationen als Laubwälder, wie auch in den Auswertungen der Level II-Daten durch De Vries et al. (2005) gefunden. Die in der zusätzlichen Literatur gefundenen Werte für Waldböden lagen meist oberhalb der Standardwerte des Manual, jedoch sollte dies in Anbetracht der geringen Anzahl der Ergebnisse nicht überbewertet werden. Auch konnten Einflüsse der Untersuchungsmethodiken auf die Ergebnisse nicht eindeutig bestimmt werden. Zusammenfassend wird davon ausgegangen, dass die Standard-Werte im Manual weiterhin unverändert für die Ableitung der critical limits in der CL(M) Berechnung herangezogen werden können. Sollten die Standardwerte des Manual tatsächliche mittlere DOC-Konzentrationen etwas unterschätzen führt das tendenziell zu niedrigeren critical limits und loads

Hellmeier 2001 untersuchte den Einfluss unterschiedlicher Bewirtschaftungseinflüsse auf den Stoffhaushalt der wasserungesättigten Bodenzone von Agrarökosystemen auf unterschiedlichen Ausgangssubstraten im Bayerischen Tertiärhügelland. Die Verteilung der DOC-Konzentrationen im Bodenprofil war bei allen Standorten sehr ähnlich. Die höchsten Konzentrationen wurden mit 6 - 13 [mg/l] im Oberboden ackerbaulich genutzter Standorte gemessen. Nach unten nahmen die Konzentrationen kontinuierlich ab (mittlere Konzentration < 2 mg/l in einer Tiefe von 180 cm). Unter dem Feldrain (Vergleichbarkeit mit Dauergrünland wurde unterstellt) wurden die höchsten Konzentrationen über das gesamte Profil gefunden, mit Werten im Oberboden von 15 mg/l. Als Einflussfaktoren auf die DOC-Konzentrationen wurde der Gehalt des Bodens an organischem C, die Abflussmenge (Verdünnungseffekt) und Export durch Interflow identifiziert. Ein Kolluvium im Hangfußbereich zeichnete sich durch besonders hohe DOC-Konzentrationen aus. Dies wurde mit dem hohen Anteil angeschwemmten humusreichen Materials und dem Zufluss von DOC-reichem Interflow begründet. Der zeitliche Verlauf der DOC-Konzentrationen wurde durch die Mineralisierungsbedingungen gesteuert (Spitzen zu Zeiten hoher Zuführung organischer Substanz im Spätherbst und bei hohen Temperaturen im Sommer). Dieser zeitliche Verlauf wird auch in vielen Studien zur DOC Dynamik in Waldböden gefunden und in ähnlicher Weise begründet. Park (2002) führt dazu in seiner Literaturstudie zahlreiche Beispiele auf.

Bei Siemens et al. (2005) unterschieden sich DOC-Konzentrationen eines Ackerbodens unter experimentell erhöhter CO₂-Konzentration (FACE-Experimente) nicht signifikant von der Kontrolle. Die Werte lagen bei 13±3 mg/l in 30 cm Tiefe und 10±3 mg/l in 90 cm Tiefe.

Chantigny (2003) fasst Einflussfaktoren innerhalb des Bodens auf die Dynamik von DOM und wasserlöslichem organischen Kohlenstoff (WEOM) wie folgt zusammen: pH und Ionenstärke der Bodenlösung bestimmen die Löslichkeit der organischen Substanz, während Bodeneigenschaften wie Gehalt an Al und Fe-Oxiden und Tonmineralen die Sorption/Desorption organischer Substanz im Boden steuern. Landnutzung beeinflusst die Bodeneigenschaften und damit die Löslichkeit der organischen Substanz. Werte für WEOM sind meist größer als für DOM, da sie unter teilweiser Zerstörung der Bodenstrukturen gemessen werden und deshalb auch zusätzliche Kleinstpartikel und Lösungsprodukte enthalten können. Die Literatursauswertung in Chantigny (2003) zeigte, dass die meisten Autoren höhere DOC Konzentrationen in Oberböden von Wald und Grünland als in Ackerböden fanden (Wald > Grünland > Acker). Auch zeigen viele Ergebnisse höhere DOC-Werte unter Nadelwald als unter Laubwald. Ursachen dafür könnten z. B. die höhere Akkumulation in Humusaufgaben unter Nadelwald und stärkere Wurzeausscheidungen, besonders im Winterhalbjahr sein. Die Zusammensetzung der DOM war in Waldböden stärker durch hochmolekulare Verbindungen als in Ackerböden bestimmt. Die intensive Bearbeitung und Bewirtschaftung von Ackerböden behindert die Entstehung großer metall-organischer Komplexe und fördert den Anteil stark zersetzter und mikrobiologisch entstandener DOM. Kalkung fördert die Entstehung von DOM sowohl in Waldböden als auch landwirtschaftlich genutzten Böden. Es sind aber auch gegenläufige Prozesse bekannt (stärkere mikrobielle Konsumption der DOM, Ausflockung und Adsorption durch Kalkzuführung).

Krám et al. (1997) fand in Bodenlösungen von Humusaufträgen an zwei jungen Fichtenstandorten (> 20 Jahre) im Kaiserwald (Lysina, Pluhuv Bor, Tschechische Republik) DOC Konzentrationen von 32,4 mg/l bzw. 87,4 mg/l (arithmetische Mittelwerte). In den darunter liegenden Mineralbodenhorizonten nahmen die DOC-Konzentrationen mit der Tiefe ab. Die arithmetischen Mittelwerte für den E- bzw. A-Horizont betrugen 20,4 bzw. 34,8 mg/l. Die Unterschiede zwischen beiden Standorten wurden mit unterschiedlicher mikrobiologischer Aktivität erklärt. Als Einflussfaktoren wurden die Artenzusammensetzung der Mikroorganismen, die Nährstoffversorgung, pH-Wert und Mikroklima vermutet.

Beudert und Breit (2006) fanden im Bodensickerwasser eines Buchenstandortes im Bayerischen Wald (ICP Integrated Monitoring: Forellenbachtal) einen starken Gradienten der DOC Konzentrationen mit der Tiefe. Die Mittelwerte der Jahresmediane (1993 - 2003) lagen unterhalb der Humusaufträge bei 21 ± 3 mg/l und in den Tiefen 40 bzw. 100 cm bei $3,5 \pm 0,5$ bzw. $1,3 \pm 0,2$ mg/l. In einem benachbarten Fichtenbestand ergaben sich im gleichen Zeitraum DOC-Konzentrationen von 54 ± 16 mg/l (0 cm), $1,7 \pm 0,4$ mg/l (40 cm) und $1,2 \pm 0,2$ mg/l (100 cm). Dabei waren die DOC-Konzentrationen nur im Auflagesickerwasser durch die Überschussmineralisation nach dem Absterben der Bestände (Borkenkäferbefall) vorübergehend erhöht, nicht aber im Mineralbodensickerwasser.

Park (2002) beschreibt die Prozesse der Entstehung und Mobilisierung von DOM in Waldböden. Eine wichtige Quelle ist dabei neben den in der Humusschicht mobilisierten DOM Mengen die Deposition unterhalb des Kronendaches. Diese wird von der Niederschlagsmenge (positive Korrelation zu DOC Flüssen in der Humusaufträge), der Aktivität phytophager Insekten und Mikroorganismen sowie den Wechselwirkungen mit den Blattoberflächen beeinflusst. Die eingetragene DOM unterliegt nach Kontakt mit dem Boden vielfältigen, mikrobiell gesteuerten Umwandlungsprozessen. Nach Park (2002) werden die DOM-Flüsse im Boden auch stark durch die Hydrologie des Standortes beeinflusst. Eine Mobilisierung adsorbierter wasserlöslicher Bestandteile der organischen Bodensubstanz ist nur durch perkolierendes Wasser möglich. Außerdem erhöht Feuchtigkeit die Aktivität von Mikroorganismen, die an der DOM-Formation einen entscheidenden Anteil haben. Wiederbefeuchtungseffekte nach Trockenperioden wirken ebenfalls fördernd auf die DOM-Bildung.

Schwesig (2001) fand im Zeitraum September 1998 bis September 1999 am Standort Coulissenhieb, im Lehstenbach-Einzugsgebiet (Fichtelgebirge) Median DOC-Konzentrationen in Humusaufträgehorizonten (Oi, Oe, Oa) eines Fichtenstandortes von 31 bis 37 mg/l. Für den gleichen Standort ermittelten Kalbitz et al. (2004) im Zeitraum 1999 bis 2001 Mittelwerte der jährlichen Mediane der DOC Konzentration und Standardabweichungen für Oi: $46,4 \pm 16,1$ mg/l, Oe: $39,5 \pm 10,7$ mg/l, Oa: $53,4 \pm 18,9$ mg/l. Im Mineralboden fanden sich in 20 cm Tiefe $25,2 \pm 6$ mg/l und in 90 cm Tiefe $4,3 \pm 0,4$ mg/l. Die gleichen Autoren berichten analog folgende DOC-Konzentrationen für Standorte im Steinkreuz-Einzugsgebiet (Steigerwald): Oi: $27,4 \pm 5,3$ mg/l, Oa: $50,2 \pm 15,3$ mg/l, Mineralboden in 10 cm Tiefe: $17,6 \pm 2,7$ mg/l und in 60 cm Tiefe: $5,1 \pm 1,2$ mg/l.

Bei Untersuchungen zur Hg-Gleichgewichtsverteilung zwischen fester und gelöster organischer Substanz in Rohhumus-Aufträgen von Nadelwaldböden in Schweden fand Akerblom (2006) mittlere DOC Konzentrationen von 63,0 mg/l im Süden (Aneboda) und niedrigere Werte von 41,8 mg/l im Norden des Landes (Gammtratten). Die gemessenen Konzentrationen schwankten im Verlaufe des Untersuchungszeitraumes von April 2003 - Okt 2004 um die Mittelwerte (Aneboda $\pm 31,3$ mg/l; Gammtratten $\pm 5,7$ mg/l).

Berechnung von Critical Loads (Pb, Cd) hinsichtlich Wirkungen auf Ökosystemfunktionen bei getrennter Berücksichtigung von Humusaufträgen und Mineralbodenhorizonten

Das Manual sieht die Option vor, für Waldböden Critical Loads für Pb und Cd mit Bezug zu ökotoxischen Wirkungen separat für Humusaufträge und Mineralböden zu berechnen und dann den jeweils niedrigeren Wert im Critical Loads Datensatz zu berücksichtigen. Das erfordert

- eine Aufteilung der Anteile von Schwermetallaufnahme in die Vegetation zwischen Humusaufträge und oberster Mineralbodenschicht,
- eine Aufteilung der Anteile der Transpirationsraten aus der Humusschicht und der obersten Mineralbodenschicht, um die jeweiligen Abflussraten von Sickerwasser für die Schichten zu quantifizieren,
- eine Neuberechnung von Critical Limits für die Humusschicht.

Die benötigten Informationen zur geografischen Verbreitung und Beschaffenheit von Humusaufträgen, um CL(Pb,Cd) separat für die beiden Schichten flächenbezogen für Deutschland zu berechnen, sind in der aktuellen Version der BÜK 1000 nicht enthalten. Auch mit diesen Informationen würden erhebliche Unsicherheiten verbleiben, da Annahmen zur Verteilung von Schwermetallflüssen und Wasserflüssen aus den beiden Schichten entsprechend obengenannter Punkte nur stark pauschaliert erfolgen können.

Bei der Berechnung der CL(Pb, Cd) wurde davon ausgegangen, dass die gesamte Aufnahme in die geernteten Pflanzenteile aus der Humusaufträge und dem obersten Mineralbodenhorizont erfolgt ($f_{\text{Mu,zb}} = 1$). Eine Aufteilung

der Aufnahme auf die beiden Horizonte kann nicht allein anhand der Verteilung des Feinwurzelsystems vorgenommen werden. Solche Informationen liegen auch bestenfalls für intensiv untersuchte Einzelstandorte vor. Humusaufgaben filtern Schwermetalleinträge und haben daher häufig hohe Gehalte (Tabelle 4-11). Andererseits sind sie durch eine geringere Dichte gekennzeichnet als Mineralböden und die Metalle sind oft stark an die organische Substanz gebunden (Pb tendentiell stärker als Cd). Man kann deshalb nicht annehmen, dass die höheren Konzentrationen [mg/kg] in den Auflagen automatisch zu höheren Aufnahmen in die Vegetation führen. Aufgrund dieser Unsicherheiten können keine allgemeingültigen Aussagen getroffen werden und eine pauschalierte Annahme von gleichen Anteilen der Schwermetallaufnahme aus beiden Schichten ist die Konsequenz. Damit wird eine getrennte Berechnung von Critical Loads für beide Horizonte allein durch die Berechnung der kritischen Auswaschung bestimmt.

Tabelle 4-11 Beispiele länderspezifischer Hintergrundwerte (Pb, Cd) für mineralische Oberböden und Humusaufgaben unter Wald, Einheit [mg/kg], Gebietstyp III (ubiquitäre Belastung) bzw. ohne Gebietsdifferenzierung. Genaue Beschreibung der Werte in LABO (2004)

Land	Substratdifferenzierung/ Perzentil (Aufschluss)	Cd Oberboden	Cd Humus	Pb Oberboden	Pb Humus
Baden- Württemberg	keine/50 (k. A.)	0,1	0,4	35	69
	keine/90 (k. A.)	0,2	0,7	65	117
Hessen	Basalt/50 (KW)	0,8	1,0	74	83
	Basalt/90 (KW)	1,2	1,4	120	207
Nordrhein- Westfalen	keine/50	0,22	0,56	94	242
	keine/90	0,81	1,26	237	522
Rheinland- Pfalz	Lösslehme ¹⁾ /50 (KW)	0,21	0,53	54	46
	Lösslehme ¹⁾ /90 (KW)	0,60	0,87	229	232
	Schiefer/50 (KW)	0,18	0,62	78	80
	Schiefer/90 (KW)	1,1	0,99	169	271
Sachsen	Sandstein/50 (Total)	0,15	0,31	68	230
	Sandstein/50 (Total)	0,34	0,53	98	350

¹⁾ Lösslehm/ Solifluktlösslehm/ lösslehmreiches Solumsediment

Im Kapitel 4.3.1.2 wird erläutert, dass die Berücksichtigung der Transpiration, die die Abflussraten von Boden- bzw. Sickerwasser aus den einzelnen Horizonten beeinflusst, ebenfalls nur mit Hilfe pauschalierter Annahmen erfolgen kann. Für die Berechnung der CL(Pb,Cd) wird angenommen, dass 50 % der Transpiration aus der biologisch aktiven, oberen Bodenschicht (z_b = Humusaufgabe + A-Horizont) erfolgt. Die anderen 50 % werden aus tieferen Schichten der durchwurzelten Zone aufgenommen und transpiriert. Bei der Berechnung von CL(Hg), die nur für die Humusaufgabe erfolgt, wird unterstellt, dass 25 % des transpirierten Wassers aus dieser Schicht stammt ($f_{Et,zb} = 0,25$). Das heißt, der Wasserabfluss aus der Humusschicht ist um 25 % der Menge der Transpiration aus der durchwurzelten Schicht höher als der aus der Schicht z_b . Auch hierzu ist festzustellen, dass selbst für sehr gut untersuchte Einzelstandorte Informationen zur Herkunft der transpirierten Wassermengen kaum vorliegen.

Die Ableitung von Critical Limits für Humusaufgaben kann ebenfalls nur mit unterstellten Standardwerten für ihre physiko-chemischen Eigenschaften erfolgen. Entsprechend der im Manual angegebenen Übersichtstabellen für die Ableitung von Critical Limits als Gesamtkonzentration (Pb, Cd) des Bodenwassers werden die Critical Limits durch die Bodeneigenschaften

- Gehalt an organischer Substanz (nur Unterscheidung organischer und mineralischer Böden),
- Konzentration von suspendierten Feinpartikeln (SPM) im Bodenwasser
- Konzentration von DOC im Bodenwasser und
- pH Wert im Bodenwasser
- CO₂-Dampfdruck (pCO₂) als Vielfaches des Dampfdrucks in der Atmosphäre

bestimmt.

Am Beispiel zweier Standorte der intensiven Umweltbeobachtung im Wald (Level II) soll eine getrennte Berechnung der Critical Limits und Loads für Pb und Cd demonstriert werden. Es handelt sich um die Standorte 304 (Buche) und 305 (Fichte) im Solling. Für alle Berechnungen wurde in Übereinstimmung mit den Empfehlungen im Manual eine SPM-Konzentration von 0 mg/l und ein pCO₂ von 15x atm angenommen. Die anderen Eigen-

schaften der Standorte bzw. Bodenschichten (layer) und die Ergebnisse der Berechnung sind in Tabelle 4-12 demonstriert. Die Critical Limits ($[M]_{\text{sdw(crit)}}$) sind mit Hilfe der Look-up Tables des Manual interpoliert.

Tabelle 4-12 Beispielhafte Berechnung von Critical Limits für Blei und Cadmium an zwei Level II-Standorten für unterschiedliche Bodenschichten (layer 1 = Humusauflage; layer 2 oberster Mineralbodenhorizont)

		304 (Buche)				305 (Fichte)			
		Pb		Cd		Pb		Cd	
		layer 1	layer 2	layer 1	layer 2	layer 1	layer 2	layer 1	layer 2
Standortdaten									
P (Mittelwert 1991 - 2000)	mm	793				657			
Y _{ha}	kg TS	2750				3648			
[M] _{ha}	mg/kg	1,52		0,15		1,29		0,36	
Schichtdaten									
Q _{le,zb}	mm	634	555	634	555	526	460	526	460
pH _{sdw}	-	3,75	4,0	3,75	4,0	3,3	3,7	3,3	3,7
[DOC] _{sdw default} ¹⁾	mg/l	35	20	35	20	35	20	35	20
[DOC] _{sdw level II} ²⁾	mg/l	80	40	80	40	80	40	80	40
[OM] _s ³⁾	%	50	10	50	10	50	10	50	10
M _u	g/(ha a)	2,1	2,1	0,2	0,2	2,35	2,35	0,7	0,7
Ergebnisse default DOC ¹⁾									
[M] _{sdw(crit)}	mg/m³	33,0	12,0	3,8	2,8	48,5 ⁴⁾	23,5	4,8 ⁴⁾	3,6
[M] _{le(crit)}	g/(ha a)	209,2	66,6	24,1	15,5	278,6	115,0	25,3	16,6
CL(M)	g/(ha a)	211,3	68,7	24,3	15,7	281,0	117,3	25,9	17,2
Ergebnisse level II DOC ²⁾									
[M] _{sdw(crit)}	mg/m³	46	12,5	4,4	2,85	68,0 ⁴⁾	25,0	5,1 ⁴⁾	3,5
[M] _{le(crit)}	g/(ha a)	291,6	69,3	27,9	15,8	357,5	115,0	27,3	16,6
CL(M)	g/(ha a)	293,7	71,4	28,1	16,0	359,8	117,3	28,0	17,2

¹⁾ Standardwerte für die DOC-Konzentration nach Modelling and Mapping Manual, Kap.5.5

²⁾ Werte aus der Level II Datenbank (keine Messwerte)

³⁾ Werte (50 % OM / 10 % OM) stehen stellvertretend für humose/nicht humose Böden. Eine genauere Unterscheidung nach OM-Gehalt erfolgt in der verwendeten WHAM-Modellversion nicht.

⁴⁾ Kritische Gesamtkonzentrationen geschätzt, da pH-Werte unterhalb des Bereiches der Look-up Tables im Modelling and Mapping (2004)

Bei den beiden untersuchten Standorten sind in allen Fällen die CL(M) für die Humusauflage höher als für den obersten Mineralbodenhorizont. Das ist begründet in den jeweils niedrigeren pH-Werten und den (unterstellten) höheren DOC-Konzentrationen in der Humusauflage, die im stark sauren Bereich bei beiden Metallen (Pb, Cd) zu höheren Critical Limits führen. Dem wirkt der geringere Abfluss aus der Mineralbodenschicht entgegen, was aber die durch das Critical Limit begründete Differenz nicht ausgleicht. Unter diesen Bedingungen ist die Humusschicht bei Einträgen in Höhe der CL(M) für die Mineralbodenschicht mit geschützt. Eine Umkehr dieser Verhältnisse könnte auftreten, wenn in der Humusauflage höhere pH-Werte anzutreffen sind als im obersten Mineralboden. Abbildung 4-17 zeigt den Verlauf von kritischen Gesamtkonzentrationen im Bodenwasser von Humusauflagen und Mineralbodenhorizonten in Abhängigkeit vom pH für jeweils zwei DOC-Konzentrationen. Letztere entsprechen den Standard-Werten nach Manual und den jeweils höheren Werten, wie im Beispiel der Solling-Standorte (Tabelle 4-12).

Es zeigt sich, dass bei Annahme der Standardwerte für DOC-Konzentrationen nach Manual keine Überschneidungen der Kurven der kritischen Konzentrationen auftreten, d.h. bei Verwendung dieser Werte sind die Humusauflagen bei gleichem pH-Wert immer weniger sensibel gegenüber Einträgen beider Metalle als die obersten Mineralbodenhorizonte. Das Gleiche trifft zu, wenn, wie bei den Solling-Standorten, große Unterschiede in der DOC-Konzentration zwischen beiden Horizonten gemessen oder unterstellt werden.

In der Level II Datenbank liegen nur für wenige Standorte Messwerte zum pH-Wert in der Humusauflage und in den darunter liegenden Mineralbodenhorizonten (layer 2, layer 3) vor. Diese Werte geben keinen Hinweis darauf, dass in Humusauflagen deutlich höhere pH-Werte auftreten können als im darunter liegenden Mineralboden (im Gegensatz dazu sind die Basensättigungswerte oft deutlich höher). Die Auswirkungen höherer pH-Werte in der Humusauflage auf die Critical Limits soll dennoch im Folgenden besprochen werden.

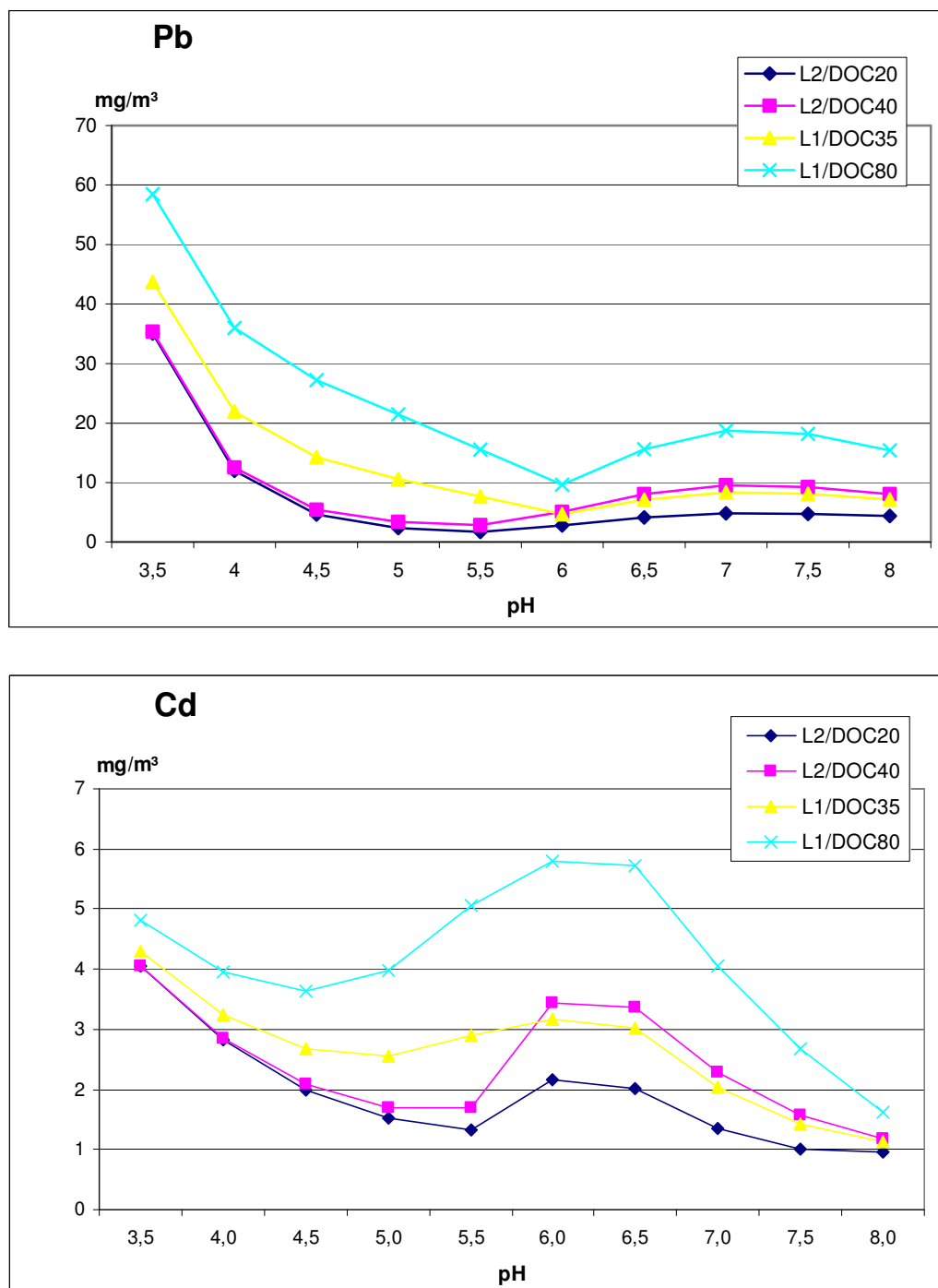


Abbildung 4-17: Kritische Gesamtkonzentration von Pb und Cd in der Bodenlösung in Abhängigkeit vom pH-Wert für Mineralbodenhorizonte bei einer DOC-Konzentration im Bodenwasser von 20 mg/m³ (L2/DOC20) bzw. 40 mg/m³ (L2/DOC40) und Humusauflagen mit DOC-Konzentrationen von 35 mg/m³ (L1/DOC35) bzw. 80 mg/m³ (L1/DOC80).

Höhere pH-Werte in der Humusauflage (als im Mineralboden) führen bei Standard-DOC-Konzentrationen nur im stark sauren Bereich zu empfindlicheren kritischen Pb-Konzentrationen im Bodenwasser der Humusauflage. Bei den höheren DOC-Konzentrationen in beiden Schichten (Beispiel Solling) trifft das ebenfalls zu. Eine Differenz von etwa 1 pH-Stufe ist erforderlich. Beim Cd tritt bei DOC-Konzentrationen ab 15 (alle hier berücksichtigten Beispiele) ein deutlicher Anstieg der kritischen Konzentrationen im pH-Bereich 5,5 - 6,5 auf. Die Stärke des

Anstiegs hängt von den Parametern OM und DOC ab. Der Kurvenverlauf im Fall der beiden Standard-DOC-Konzentrationen führt dazu, dass im stark sauren Bereich und bei pH-Bereich 6 - 8 die kritischen Cd-Konzentrationen in der Humusaufgabe bei um 1 Stufe höheren pH-Werten als in der oberen Mineralbodenschicht niedriger sein können. Bei den höheren DOC-Konzentrationen (40 / 80 mg/m³) ist meist eine pH-Stufe Differenz im stark sauren und im alkalischen Bereich erforderlich, um in der Humusaufgabe niedrigere kritische Konzentrationen zu erreichen.

Der Vergleich bei gleichen DOC-Konzentrationen in beiden Horizonten lässt sich leicht anhand der Look-up-tables im Manual nachvollziehen und ist deshalb in Abbildung 4-17 nicht dargestellt. Bei gleicher DOC Konzentration sind in fast allen Fällen im pH-Bereich unterhalb 6,5 die kritischen Konzentrationen in der Humusaufgabe für beide Metalle höher als die für Mineralboden, ab pH 6,5 aufwärts gibt es keinen Unterschied, d.h. dann sind beide Schichten (bei gleichem pH) gleichermaßen sensitiv. In einigen Fällen, bei DOC-Konzentrationen um 35 - 40 mg/m³ und sehr sauren sowie subneutralen Böden können kritische Cd-Konzentrationen in der Humusaufgabe niedriger sein, wenn deren pH-Werte 0,5 - 1 Stufe höher liegen als im Mineralboden. Bei Pb tritt das nur bei sehr sauren und bei alkalischen Böden auf. Auch im Bereich sehr niedriger DOC-Konzentrationen können kritische Konzentrationen in Humuslagen (bei gleichem pH) niedriger sein als im Mineralboden. Solche niedrigen DOC-Konzentrationen sind aber in Waldböden kaum zu erwarten. Die Berücksichtigung hoher Konzentrationen von SPM im Bodenwasser von Mineralhorizonten könnte ebenfalls zu solchen Ausnahmefällen führen, dafür gibt es jedoch keine Datengrundlage.

Aus dieser Analyse können abschließend folgende **Schlussfolgerungen** gezogen werden: Solange wegen fehlender flächenrepräsentativer Messwerte für DOC für Humusaufgaben und Mineralbodenhorizonte die im Manual angegebenen Standardwerte verwendet werden, ist eine flächendeckend getrennte Berechnung für Humusaufgaben und A-Horizonte unter Wald für Deutschland verzichtbar. Die Berechnung der CL(M) für Mineralbodenschichten erfasst unter diesen Annahmen den empfindlicheren Teil des Ökosystems Boden. Die Analyse zeigt aber, dass im Einzelfall abweichend die Humusaufgaben empfindlicher sein können. Deshalb ist für standortbezogene Untersuchungen mit guter Datengrundlage der Vergleich der Empfindlichkeit beider Schichten zu empfehlen.

4.4 Critical Loads Überschreitungen (Pb, Cd, Hg)

4.4.1 Überschreitungen durch Schwermetalleinträge aus atmosphärischer Deposition

Ergebnisse der Kartierung von Depositionen der Metalle Pb und Cd für Deutschland sind im Abschlussbericht zum UBA Forschungsvorhaben FKZ 20463252 (Gauger et al. 2007) beschrieben. Für Hg lagen keine ausreichenden Daten vor. Die Gesamtdeposition der beiden Metalle wurde aus den Einzelwerten für nasse und trockene Deposition berechnet. Die wesentlichen Ergebnisse dieser Studie werden hier zusammengefasst, Einzelheiten zu Datenquellen, den statistischen Verfahren und GIS Methoden sowie zu den Ergebnissen der Depositionsberechnung sind in Gauger et al. (2007) nachzulesen.

Daten für die nasse Deposition (Pb- und Cd-Konzentrationen im Niederschlag) im Zeitraum 1994 bis 2004 wurden von einer Vielzahl von Messstationen in Deutschland zusammengetragen, von Ausreißern bereinigt, bezüglich der Messmethoden kalkulatorisch angeglichen und statistisch ausgewertet. In Gebieten mit sehr hoher Messdichte wurden die Werte gemittelt, um eine Überrepräsentation dieser Messwerte im Datensatz zu vermeiden. Durch Kriging erfolgt eine räumliche Interpolation zwischen den Einzelmesswerten, die in die Kartierung eingehen („input data“). Die Konzentrationen werden dann mit den Niederschlagsmengen multipliziert, um die nasse Deposition zu berechnen.

Die Ergebnisse zeigen eine Reduzierung der nassen Depositionen von Cd (Durchschnittswerte für Deutschland) von 0,11 bis 0,12 [g/(ha a)] in den Jahren 1994 bis 1996 auf Werte zwischen 0,07 und 0,09 [g/(ha a)] im Zeitraum 1997 bis 2004. Beim Pb schwankten die Werte im gesamten 10-Jahres-Zeitraum 1994 - 2003 um 3,0 [g/(ha a)], während 2004 die durchschnittliche Deposition mit 2,1 [g/(ha a)] deutlich niedriger lag.

Die Berechnung der trockenen Deposition von Pb und Cd mit dem LOTOS-EUROS Modellsystem (Beschreibung in Gauger et al. 2007) stützt sich grundlegend auf die offiziell durch die Länder an die UNECE berichteten Emissionsdaten, kombiniert mit 3-stündigen meteorologischen Daten für Europa und Informationen zur Landnutzung. Neben den offiziellen Emissionsdaten wurden aber auch andere Emissions-Schätzungen zum Vergleich herangezogen. Zunächst werden Konzentrationen der Metalle in der Atmosphäre berechnet.

Ein Vergleich der auf offiziellen Emissionsberichten basierenden Modellergebnissen für die Metallkonzentrationen mit Messwerten an EMEP-Stationen in Europa zeigt eine erhebliche Unterschätzung. Die Messwerte liegen um Faktor ca. 3,3, an manchen Standorten bis Faktor 8 höher. Die Pb Konzentrationen werden stärker unterschätzt als die Cd-Konzentrationen. In DE entspricht die Unterschätzung für Pb etwa dem Durchschnitt (3,3), für Cd konnte das nicht eingeschätzt werden, da keine EMEP Messungen für Cd vorliegen. Die Ursache für die Unter-

schätzung liegt in zu niedrigen Werten für die Emissionen. Ein Vergleich mit Emissionen, die im EU-Projekt ESPREME ermittelt wurden und wesentlich auf Expertenschätzungen basieren, zeigt, dass die offiziellen Emissionen für Deutschland beim Cd um Faktor 3 zu niedrig sind, während die Unterschätzung für Pb mit einem Faktor von 1,6 gekennzeichnet wird. Die Unterschätzung der Emissionen schlägt sich mit ähnlichen Faktoren in den kartierten Konzentrationen nieder. Vergleicht man Konzentrationen auf der Basis der offiziellen Emissionen mit Konzentrationen, die nur nach den Expertenschätzungen berechnet wurden, ergeben sich Unterschiede mit Faktoren zwischen 3 - 4 für Cd bzw. 2 - 4 für Pb.

Die berechneten Gesamtdepositionen lagen im Jahr 2004 für Cd auf dem größten Teil der Fläche Deutschlands im Wertebereich 0,05 - 0,23 [g/(ha a)] (5- bzw. 95-Perzentil). Dabei zeichnen sich die Gebirge mit Werten im oberen Bereich ab. Das beruht auf den dort anzutreffenden höheren Niederschlägen und demzufolge höherer nasser Deposition. Weiterhin zeigen sich erhöhte Werte in den Ballungszentren, was vor allem auf erhöhte trockene Deposition zurückzuführen ist. Z. T. wurden auch deutlich höhere Werte berechnet. So lag das Maximum der Werte im gesamten Untersuchungszeitraum bei 1,23 [g/(ha a)] und wurde im Jahr 2000 erreicht. Auch die räumlichen Verteilungsmuster sind von Jahr zu Jahr z. T. unterschiedlich, grundsätzlich wiederholen sich aber die beschriebenen Tendenzen. Ähnliches gilt auch für die räumliche Verteilung der Gesamtdeposition von Pb. Dabei zeichnen sich aber die Ballungszentren mit höheren Depositionswerten deutlicher ab als die Gebirge. Die Spanne der Gesamtdeposition von Pb lag 2004 im Wesentlichen zwischen 1,2 und 8,4 [g/(ha a)] (5- und 95-Perzentil). Im Gesamtzeitraum 1994 bis 2004 traten aber auch deutlich höhere Werte auf (Maximum im Jahr 2000: 145 [g/(ha a)]).

Durch die beschriebenen Unsicherheiten, vor allem bei der Berechnung der trockenen Deposition, ist die Aussagekraft der berechneten Gesamtdeposition stark eingeschränkt. Sollte sich die Vermutung bestätigen, dass relevante Emissionsquellen vernachlässigt oder deutlich unterschätzt werden, hat das bei entsprechenden Korrekturen auch markante Verschiebungen in der räumlichen Verteilung der trockenen Pb- und Cd-Deposition in Deutschland zur Folge. Eine gründliche Untersuchung der Emissionswerte ist erforderlich, um Verbesserungen der Depositionsmodellierung zu erreichen. Gauger et al. (2007) empfehlen, die berechneten Depositionswerte aufgrund der beschriebenen Unsicherheiten noch nicht für die Kartierung von Überschreitungen der Critical Loads für Cd und Pb zu verwenden. Bei der nun folgenden verbalen Bewertung sollen sie dennoch als derzeit bestes erzielbares Ergebnis herangezogen und im Zusammenhang mit den festgestellten Unterschätzungsfaktoren hinsichtlich der Critical Loads-Überschreitungen diskutiert werden.

Die 5-erPerzentile der CL(Pb) liegen bei 16 [g/(ha a)]. Am häufigsten, bezogen auf die Gesamtfläche Deutschlands, sind Werte zwischen 10 und 30 [g/(ha a)] (ökologische Wirkungen) und 20 und 75 [g/(ha a)] (Schutz des Trinkwassers). Bei beiden Rezeptoren liegen nur weniger als 2 Prozent der Werte unterhalb 10 [g/(ha a)]. Bei Anwendung der berechneten Gesamtdeposition (basierend auf offiziellen Emissionsdaten) treten CL(Pb)-Überschreitungen nur selten auf, mit der höchsten Wahrscheinlichkeit in Ballungsgebieten. Nimmt man eine doppelt bis dreifach höhere Deposition an als auf Grundlage der berichteten Emissionswerte kalkuliert, ist häufiger mit CL(Pb)-Überschreitungen zu rechnen, insgesamt dürfte aber der überwiegende Teil der Fläche ebenfalls frei von Überschreitungen bleiben. Diese Betrachtung schließt allerdings noch die bewirtschaftungsbedingten Einträge aus, auf die im folgenden Abschnitt (Kapitel 4.4.2) eingegangen wird.

Die empfindlichsten von allen CL(Cd)-Werten beziehen sich auf den Schutz der menschlichen Gesundheit und liegen im Wertebereich 0,5 bis 2,5 [g/(ha a)]. Sie kommen auf weniger als 5 % der Gesamtfläche Deutschlands vor. Diese Gebiete liegen nicht in den Gebirgen und höchstens ausnahmsweise in den Ballungszentren, so dass Critical Loads-Überschreitungen allein durch die Deposition äußerst selten sein dürften. Das trifft auch noch zu, wenn die Unterschätzung der Deposition mit berücksichtigt wird, d.h. Depositionen von etwa 0,15 bis 0,7 [g/(ha a)] zu Grunde gelegt werden.

Critical Loads-Überschreitungen wurden auch im Bericht des CCE an die 25. Tagung der WGE, September 2006, in Genf (EB.AIR/WG.1/2006/10) beschrieben. Diese Werte beinhalten die Integrated Accumulated Exceedance (flächengewichtete Critical Loads-Überschreitung) für das Jahr 2000, wobei exakt die gleichen Critical Loads-Werte zugrunde liegen. Für die Deposition wurden Werte des TNO (Stand Frühjahr 2006) basierend auf offiziellen Emissionsdaten verwendet. Die Überschreitungen für Deutschland betragen in diesem Bericht für Pb 48 % (Ökosystemschutz) bzw. 25 % der Fläche (Trinkwasserschutz). Für Cadmium wurden analoge Werte in Höhe von 0,0 % (Ökosystemschutz) bzw. 0,03 % (Gesundheitsschutz) berechnet.

Für Quecksilber liegen keine eigenen Depositionsberechnungen für Deutschland vor. Deshalb sollen hier zur Vervollständigung die Ergebnisse des CCE erwähnt werden. In Bezug auf den nachhaltigen Schutz des Grundwassers ergaben sich für 2,7 % der Gesamtfläche Deutschlands Risiken durch Hg-Deposition. Dagegen ist auf fast allen Waldböden (96 %) die Hg-Deposition zu hoch um langfristig den Schutz des Bodenlebens in der humosen Schicht zu garantieren.

4.4.2 Überschreitungen bei Berücksichtigung der Schwermetalleinträge durch Bewirtschaftung

Größenordnungen der Einträge von Pb, Cd und Hg durch die Anwendung von Düngemitteln in der deutschen Landwirtschaft wurden bereits durch Boysen 1992, Wilcke und Döhler (1995), Nagel und Schütze (1998), Nagel et al. (2000), Schütze et al. (2003b) und Eckel et al. (2005) untersucht. Bei all diesen Analysen ergab sich eine große Bandbreite der Einträge in Abhängigkeit von den jeweiligen Bewirtschaftungsformen und der Art der Düngemittel. Eine neue Studie liegt von Lazar und Knappe (2006) vor. Darin wurden neue Untersuchungen zu Schwermetallkonzentrationen in verschiedenen Düngemitteln einbezogen. Die Schwermetallfrachten wurden unter Berücksichtigung des Nährstoffbedarfes der Pflanzen, des Nährstoffdargebotes sowie des Nährstoff/Schadstoffverhältnisses der verschiedenen Düngemittel berechnet. Die Szenarien der Düngemittelanwendung entsprechen der heutigen Definition der „guten fachlichen Praxis“. Lazar und Knappe (2006) unterschieden 42 Anbautypen des konventionellen Landbaus, die bestimmten Regionen als typische Bewirtschaftungsform der Äcker zugeordnet werden können. Daneben untersuchten sie auch die Schadstoffbilanzen bei ökologischem Landbau, Sonderkulturen, Grünland und in Wäldern. Die folgenden Betrachtungen beschränken sich im Wesentlichen auf die konventionelle Ackerbewirtschaftung als verbreitetste Form. Es wurden vier Düngungsstrategien unterschieden: Reine Mineraldüngung (MD), Wirtschaftsdünger (WD), Kompost (KO) und Klärschlamm (KS), wobei die ersten beiden als überall in Deutschland verbreitet angesehen werden können, während die beiden letzten auf einer deutlich geringeren Fläche zur Anwendung kommen. Die Gesamtspannen der möglichen Einträge durch Düngung betragen

Pb: 1,8 - 316 [g/(ha a)]

Cd: 0,4 - 4,1 [g/(ha a)]

Hg: 0,01 - 1,2 [g/(ha a)] .

Bei Pb treten bei den Düngungsregimes MD und WD ausschließlich Einträge kleiner 10 [g/(ha a)] auf. Die 5-er Perzentile der CL(Pb) auf Äckern liegen bei 16,7 [g/(ha a)] und 18,6 [g/(ha a)] bei Berücksichtigung des Bodenlebens bzw. des Trinkwasserschutzes. Durch MD oder WD-Anwendung allein kommt es also auf der überwiegenden Ackerfläche nicht zur Überschreitung der CL(Pb). Bei Einträgen in gleicher Höhe aus atmosphärischer Deposition können die CL(Pb) jedoch überschritten werden. Diese Einschätzung stimmt mit diesbezüglichen Ergebnissen in Slootweg et al. (2005) überein (anders bei Cd). Berücksichtigt man die Unterschätzung der atmosphärischen Deposition und geht von doppelten bis dreifachen Einträgen aus, sind Critical Loads-Überschreitungen auf einem nicht zu vernachlässigenden Anteil der Flächen wahrscheinlich. Bei KO bzw. KS liegen die Pb-Einträge immer über 40 [g/(ha a)] und überschreiten somit die 50-Perzentile der CL(Pb) für Ackerflächen (sowohl hinsichtlich Ökosystemschutz als auch Trinkwasserschutz). Bei diesen Düngeregimes hat der Pb-Eintrag durch die atmosphärische Deposition in der Regel eine untergeordnete Bedeutung.

Bei Cd liegen die 5-Perzentile der CL(Cd) für Äcker zwischen 2 und 3 [g/(ha a)], wobei hier die Ökosystemfunktion des Bodens weniger empfindlich ist als die beiden CL(Cd)-Typen bezüglich Gesundheitsschutz (anders bei den hohen CL(Cd)-Werten). Der größte Teil der Ackerfläche in Deutschland hat CL(Cd) zum Schutz der Nahrungsqualität zwischen 2,5 und 5. Bei 75 von 173 möglichen Kombinationen von Anbautyp und Düngungsregime waren die Cd-Einträge höher als 2 [g/(ha a)]. Die höchsten Werte (oft über 3 [g/(ha a)]) traten überwiegend beim Düngungsregime KO auf. Aber auch die Düngestrategie MD führte häufig zu Einträgen über 2 [g/(ha a)] und damit auch ohne zusätzliche atmosphärische Deposition zum Erreichen der empfindlichsten CL(Cd). Bei atmosphärischer Deposition von 0,2 bis 0,7 [g/(ha a)] werden die CL(Cd) demnach z. T. erreicht bzw. geringfügig überschritten. Slootweg et al. (2005) fanden bei ihrer Analyse für Europa nur auf einem sehr geringen Anteil der landwirtschaftlichen Flächen in Deutschland CL(Cd)-Überschreitungen. Ursache dafür ist wahrscheinlich eine Unterschätzung sowohl der Einträge durch Düngung (Summe MD + WD für Flächen in DE in der Größenordnung 0,2 - 0,6 [g/(ha a)]) als auch durch atmosphärische Deposition (EMEP-Daten mit Stand 2005). Aus der Studie geht nicht genau hervor, wie die Daten zu Einträgen mit der Düngung berechnet wurden. Es wurden jedoch Annahmen basierend auf Informationen aus der Schweiz und den Niederlanden zu Grunde gelegt. Der große Unterschied zu den Ergebnissen für Cd-Einträge mit Düngern in Lazar und Knappe (2006) zeigt, dass es sich in Slootweg et al. (2005) nur um eine sehr grobe erste Schätzung handelt.

Beim Quecksilber sind bei den Düngestrategien MD und WD generell niedrigere Einträge zu verzeichnen als bei KO und KS. Sie liegen generell unterhalb 0,1 [g/(ha a)], bei MD meist unterhalb 0,05 [g/(ha a)]. Die Managementtypen KO und KS führen dagegen meist zu Einträgen um 1 [g/(ha a)]. CL(Hg) für Äcker beziehen sich nur auf den Schutz des Trinkwassers. Die 5-Perzentilwerte dieser CL(Hg) liegen bei 0,5 [g/(ha a)], die 50-Perzentile bei 2,6 [g/(ha a)]. Das Schutzgut Trinkwasser ist also durch die Einträge mit Düngung auf der überwiegenden Ackerfläche nicht gefährdet. Der Beitrag der Deposition von 0,08 - 0,2 [g/(ha a)] auf der überwiegenden Fläche in Deutschland (EMEP country report, Stand Nov. 2006) führt zusammen mit MD und WD ebenfalls kaum zur Ü-

berschreitung der CL(Hg) auf Äckern. Die Düngestrategien KO und KS führen dagegen auf einem nicht zu vernachlässigenden Teil der Flächen zur CL(Hg)-Überschreitung und sind dabei gegenüber der atmosphärischen Deposition der entscheidende Eintragspfad für Hg.

Literatur:

- Akerblom S, Meili M, Bringmark L, Johansson K, Berggren Kleja D, Bergvist B** (2006): Partitioning of Hg between solid and dissolved organic matter in mor layers, In: Akerblom S (2006): Anthropogenic heavy metals in organic forest layers . Distribution, microbial risk assessment and Hg mobility, Doctoral Thesis No. 2006:67, IV Faculty of Natural Resources and Agricultural Sciences, Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala, Sweden, Acta Universitatis Agriculturae Sueciae, pp 122
- Aldenberg T, Jaworska J S** (2000) Uncertainty of the hazardous concentration and fraction affected for normal species sensitivity distributions. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 46(1): 1-18
- Aldenberg T, Slob W** (1993) Confidence limits for hazardous concentrations based on logistically distributed NOEC toxicity data. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 25: 48-63
- Alriksson A, Eriksson H, Karlun E, Lind T, Olsson M** (2002) Carbon pools and sequestration in soil and trees in sweden, based on data from national soil and forest inventories. In: Land Use Strategies for Reducing Net Greenhouse Gas Emissions (LUSTRA), Progress Report 1999–2002 (ed. Olsson, M.), Chapter 2.1, pp 30-36 (of 168 p.). Swedish University of Agricultural Sciences, <http://www-lustra.slu.se/rapporter/mistras1.pdf>.
- Ashmore M, Shotbolt L, Hill M, Hall J, Spurgeon D, Svendsen C, Fawehinmi J, Heywood E, Tipping E, Loftis S & Jordan C** (2004): Further development of an effects based approach for cadmium, copper, lead and zinc. Final report to Defra, Contract EPG 1/3/188.
- BodSchV** (1999): Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) vom 16.6.1999, BGBl, I, Nr. 36 vom 16.7.1999, S. 1554 ff.
- Beudert B, Breit W** (2006): Integrated Monitoring Programm an der Messstelle Forellenbach im Nationalpark Bayerischer Wald, Vorräte und Flüsse von Blei und Cadmium in den Waldökosystemen des Forellenbachgebiets - Abschätzung des Belastungsrisikos über critical limits und critical loads, Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald, Sachgebiet IV, im Auftrag des Umweltbundesamtes, Förderkennzeichen 351 01 012
- Bielert U, Heinrichs H, Becker K W** (1999) Validierung von Boden-Eluatgehalten zur Prognose von Inhaltsstoffen des Boden-Sickerwassers für das untergesetzliche Regelwerk/BodSchV: Forschungsbericht des Geochemischen Instituts der Universität Göttingen und des Inst. f. Bodenwissenschaften der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel. Berlin: Umweltbundesamt Berlin, UBA-Texte 86/99
- Boysen P** (1992) Schwermetalle und andere Schadstoffe in Düngemitteln : Literaturswertung und Analysen. Berlin : Umweltbundesamt, Texte Umweltbundesamt 92/55 UBA-FB 92-104
- Bringmark L, et al.** (2002), Fluxes of organic carbon, in: Löfgren S (Ed.). Integrated monitoring of the environmental status in Swedish forest ecosystems - Annual Report 2000 (in Swedish, English summary). Swedish University of Agricultural Science (SLU), Dept. of Environmental Assessment (IMA), Uppsala, Sweden, pp. 31 - 36.
- Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe** (2003) Hydrologische Atlanten für Deutschland (digital)
- Chantigny MH** (2003): Dissolved and water-extractable organic matter in soils: a review on the influence of land use and management practices, *Geoderma* 113 (2003), Elsevier, pp. 357 - 380
- CSTEE** (2004) Scientific Committee on Toxicity, Ecotoxicity and the Environment (CSTEE) Opinion on the results of the Risk Assessment of: Cadmium metal and Cadmium Oxide, Environmental part, adopted by CSTEE 28 May 2004, http://europa.eu.int/comm/health/ph_risk/committees/sct/documents/out228_en.pdf
- de Vries W, Reinds, GJ, Posch M, Sanz MJ, Krause GHM, Calatayud V, Renaud JP, Dupouey JL, Sterba H, Gundersen P Voogd JHC, Vel EM** (2003a): Intensive monitoring of forest ecosystems in Europe, Technical Report 2003. UNECE and EC, Forest Intensive Monitoring Coordination Institute, Geneva and Brussels
- de Vries W, Kros H, Reinds G J, van Dobben H, Hinsberg A, Schlutow A, Sverdrup H, Belyazid S, Bahl K B, Posch M, Hettelingh J P** (2005) Improvement of steady-state and dynamic modelling of critical loads and target loads for nitrogen in Europe. Alterra, CCE 50
- de Vries W, Bakker D J** (1998) Manual for calculating critical loads of heavy metals for terrestrial ecosystems: Guidelines for critical limits, calculation methods and input data. DLO Winand Staring Centre, Wageningen, the Netherlands: Report 166.
- de Vries W, Schütze G, Loftis S, Meili M, Römkens P F A M, Farret R, de Temmerman L, Jakubowski M** (2003b) Critical limits for cadmium, lead and mercury related to ecotoxicological effects on soil organisms, aquatic organisms, plants, animals and humans. In: Schütze, et al. (ed). Proceedings Expert meeting on critical limits for heavy metals and methods for their application. Berlin 2 - 4 December 2002, held under the UNECE

- Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution. Berlin: Umweltbundesamt Berlin, UBA-Texte 47/03
- de Vries W, Schütze G, Römken P F A M, Hettelingh J P** (2001) Guidance for the calculation of Critical Loads for cadmium and lead in terrestrial and aquatic ecosystems. In Hettelingh et al. (2002)
- De Vries W, Schütze G, Loft S, Tipping E, Meili M, Römken PFAM and Groenenberg JE** (2004a). Calculation of critical loads for cadmium, lead and mercury. Background document to a Mapping Manual on Critical Loads of cadmium, lead and mercury. Wageningen, Alterra, Alterra Report 1104: 143 pp.
- De Vries W, Römken P, Voogd J** (2004b): Prediction of the long-term accumulation and leaching of zinc in Dutch agricultural soils: a risk assessment study, Alterra Report 1030, Alterra Wageningen
- Duijnisveldt WHM, Dittrich K, Gäbler HE, Klump G, Utermann J** (2006): Überprüfung und Fortschreibung der Vorsorgewerte für Böden nach BBodSchV. Teilvorhaben II: Hintergrundkonzentrationen für anorganische Spurenstoffe im Sickerwasser und oberflächennahen Grundwasser repräsentativer Standorte. UBA Forschungsbericht 201 71 242/02. UBA-Texte, Umweltbundesamt Dessau, in Vorbereitung.
- EC (2003)**: Risk Assessment Report on Cadmium metal and Cadmium oxide (the Tagreted Report on the use in batteries, included): final draft version (July 2003). European Commission 2003. Available on the ECB website: <http://ecb.jrc.it>
- ECB (2003)**: Technical Guidance Document on Risk Assessment. European Chemicals Bureau, Institute for Health and Consumer Protection. European Commission, Joint Research Centre
- Eckel H, Roth U, Döhler H, Nicholson F, Unwin R** (eds.) (2005): Assessment and reduction of heavy metal input into agro-ecosystems, Final report of the EU-Concerted Action AROMIS, Kuratorium für Technik und Bauen in der Landwirtschaft e.V (KTBL), KTBL-Schrift 432, Darmstadt, 232 p.
- Fölster J, Bringmark L, Lundin L** (2003): Temporal and spatial variations in soil water chemistry at three acid forest sites. Water Air Soil Pollut. 146 (1 - 4), pp. 171 - 195.
- Fröberg M, Berggren D, Bergkvist B, Bryant C, Knicker H** (2003): Contributions of Oi, Oe, Oa horizons to dissolved organic matter in forest leachates, Geoderma 113 (2003), Elsevier, pp 311 - 322
- Fröberg M, Berggren D, Bergkvist B, Bryant C, Mulder J** (2004): Concentration and fluxes of dissolved organic carbon (DOC) in three Norway spruce stands along a climatic gradient in Sweden. Biogeochem.
- Heidkamp A** (2005) Pedotransfer-Funktionen zur Sorption von Schwermetallen in Waldböden Dissertation , Fachbereich Geowissenschaften und Geographie der Universität Hannover, in: Horizonte, Herrenhäuser Forschungsbeiträge zur Bodenkunde, Band 18, Institut für Bodenkunde, Universität Hannover.
- Hellmeier C** (2001): Stofftransport in der ungesättigten Zone der landwirtschaftlich genutzten Flächen in Scheyen/Oberbayern (Tertiärhügelland), Dissertation, Institut für Hydrologie, GSF - Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit, GmbH, GSF- Bericht 05/01, Neuherberg, 170 pp.
- Hettelingh J P, Slootweg J, Posch M, Dutchak S, Ilyin I** (2002) Preliminary Modelling and Mapping of Critical Loads of Cadmium and Lead in Europe. RIVM Report 259 101 011, CCE MSC-East Moscow and CCE Bilt-hoven
- Jacobsen C, Rademacher P, Meesenburg H, Meiwes K J** (2002) Element-Gehalte in Baum-Kompartimenten - Literatur-Studie und Datensammlung. Göttingen: Niedersächsische Forstliche Versuchsanstalt, Report, Germany, 80 p
- Kalbitz K, Zuber T, Park HJ, Matzner E** (2004): Environmental controls on concentrations and fluxes of dissolved organic matter in the forest floor and in soil solution, in: Matzner (Ed.): Biochemistry of forested catchments in a changing Environment, Ecological Studies 172, Springer-Verlag Berlin Heidelberg, pp. 315 - 337
- Knoche H, Brandt P, Viereck-Götte L, Böken H** (1999) Schwermetalltransfer Boden – Pflanze: Ergebnisse der Auswertung hinsichtlich der Königswasser- und Ammoniumnitrat-Extraktion anhand der Datenbank Transfer. Berlin: Umweltbundesamt Berlin, UBA-FKZ 107 06 001/20, UBA-Texte 11/1999
- Krám P, Hruska J, Wenner BS, Driscoll CT, Johnson CE** (1997): The biogeochemistry of basic cations in two forest catchments with contrasting lithology in the Czech Republic, Biogeochemistry 37: 173 - 202, Kluwer Academic Publishers, Netherlands
- LABO (2004)** Bund/Länder Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz LABO: Hintergrundwerte für anorganische und organische Stoffe in Böden, 3. überarbeitete und ergänzte Auflage, 2003. in: Rosenkranz et al. (eds): Bodenschutz. Ergänzbare Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser, 3. Band, Erich Schmidt Verlag, Berlin
- Lamersdorf N** (1985) Verteilung von Schwermetallen in Waldökosystemen. Göttingen: Forschungszentrum Waldökosysteme/Waldsterben, Exkursionsführer 1985
- Lazar S, Knappe F** (2006): Vergleichende Auswertung von Stoffeinträgen in Böden über verschiedene Eintragspfade, Forschungs- und Entwicklungsvorhaben des Umweltbundesamtes FKZ 203 74 275, Abschlussbericht in Vorbereitung

- LDA International** (2006): Lead Development Association: Voluntary risk assessment for Pb, draft report, status 2006)
- Lofts S, Spurgeon DJ, Svendsen C, Tipping E** (2004): Deriving soil critical limits for Cu, Zn, Cd, and Pb: A method based on free ion concentrations, *Environ. Sci. Technol.*; 38(13), 3623 – 3631.
- Lofts S, Chapman P, Dwyer R et al.** (2006): Critical loads of metals and other trace elements, *Environmental Science and Technology*, submitted
- LUA NRW(1996)**: Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen: Daten zum Schwermetallgehalt landwirtschaftlicher Kulturpflanzen aus Erhebungsuntersuchungen in Nordrhein-Westfalen (Kontrollflächen) [digital]. Düsseldorf
- Meili M, Åkerblom S, Bringmark L, Johansson K, Munthe J** (2003a) Critical loads and limits of heavy metals in ecosystems: Some Swedish contributions to European modelling efforts. Background document contributed to the Editorial Meeting of the Expert Panel on Critical Loads of Heavy Metals under UNECE-CLRTAP-ICP Modelling and Mapping, Paris, 9-10 April 2003.
- Meili M, Bishop K, Bringmark L, Johansson K, Munthe J, Sverdrup H, de Vries W** (2003b) Critical levels of atmospheric pollution: criteria and concepts for operational modelling of mercury in forest and lake ecosystems. *Sci. Tot. Environ* 304 (1-3): 83-106.
- Michalzik B, Küsel K, Sollinger S, Matzner E** (1998): Dynamics of DOC and DON in forest soils - Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges., 87: 225 - 236.
- Michalzik B, Kalbitz K, Park HJ, Solinger S, Matzner E** (2001): Fluxes and concentrations of dissolved organic carbon and nitrogen - a synthesis for temperate forests. *Biogeochem.* 52 (2), 173 - 205.
- Nagel H-D, Becker R, Eitner H, Kunze F, Schlutow A, Schütze G** (2000): Kartierung von Critical Loads für den Eintrag von Säure und eutrophierenden Stickstoff in Waldökosysteme und naturnahe waldfreie Ökosysteme zur Unterstützung von UNECE-Protokollen. Berlin : Umweltbundesamt, UBA-FE-Bericht 297 73 011
- Duijnvisveld WHM, Dittrich K, Gäbler HE, Klump G, Utermann J** (2006): Überprüfung und Fortschreibung der Vorsorgewerte für Böden nach BBodSchV. Teilvorhaben II: Hintergrundkonzentrationen für anorganische Spurenstoffe im Sickerwasser und oberflächennahen Grundwasser repräsentativer Standorte. UBA Forschungsbericht 201 71 242 / 02. UBA-Texte, Umweltbundesamt, Dessau, in Vorbereitung.
- Nagel H-D, Schütze G** (1998) Kriterien für die Erarbeitung von Immissionsminderungszielen zum Schutz der Böden und Abschätzung der langfristigen räumlichen Auswirkungen anthropogener Stoffeinträge auf die Bodenfunktionen. Berlin: Umweltbundesamt Berlin, UBA-FKZ 104 02 825, UBA-Texte 19/1998
- Park JH** (2002): Dissolved organic matter dynamics in a deciduous forest floor: controls investigated by field and laboratory manipulation experiments, BMBf Vorhaben - Nr. PT BEO 51 - 0339476 D, Bayreuther Forum Ökologie, bfö, Band 95/2002, Bayreuther Institut für Terrestrische Ökosystemforschung BITÖK, Universität Bayreuth
- Sauerbeck D, Styperek P** (1988): Schadstoffe im Boden, insbesondere Schwermetalle und organische Schadstoffe aus langjähriger Anwendung von Siedlungsabfällen. Texte / Umweltbundesamt 16/1988
- Römkens PFAM, Groenenberg JE, Bonten LTC, De Vries W, Bril J** (2004): Derivation of partition relationships to calculate Cd, Cu, Ni, Pb, and Zn solubility and activity in soil solutions, Alterra, Wageningen, Alterra Report 305.
- Schnug E et al.** (2006): Quantifizierung diffuser und nutzungsspezifischer Stoffeinträge in Böden über verschiedene Eintragspfade - Ermittlung von Stoffgehalten in Nahrungs- und Futtermittelpflanzen in unbelasteten Böden. Forschungsprojekt des Umweltbundesamtes FKZ 203 74 275/2
- Schütze G, Lorenz U, Spranger T (eds).** (2003a): Proceedings Expert meeting on critical limits for heavy metals and methods for their application. Berlin 2 - 4 December 2002, held under the UNECE Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution. Berlin: Umweltbundesamt Berlin, UBA-Texte 47/03
- Schütze G, Becker R, Dämmgen U, Nagel HD, Schlutow A, Weigel HJ** (2003b): Risikoabschätzung der Cadmium-Belastung für Mensch und Umwelt infolge der Anwendung von cadmiumhaltigen Düngemitteln, im Auftrag der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL) Braunschweig, Landbauforschung Völkenrode, Vol. 53, No 2/3, 06.2003.
- Schwesig D** (2001): Biochemistry of mercury and methylmercury in two forested catchments in Bavaria, Germany, BMBf Vorhaben - Nr. PT BEO 51 - 0339476 C, Bayreuther Forum Ökologie, bfö, Band 83/2001, Bayreuther Institut für Terrestrische Ökosystemforschung BITÖK, Universität Bayreuth
- Siemens J, Heiduk K, Pacholski A, Giesemann A, Kaupenjohann M, Weigel HJ** (2005): Gelöster Kohlenstoff und Stickstoff in einem Ackerboden unter erhöhter atmosphärischer CO₂ Konzentration, Mitteilungen der Bodenkundlichen Gesellschaft DBG, Band 107, 277 - 278
- Sverdrup H, Bringmark L, Johansson K, Meili M, Munthe M, Hultberg H** (2002): Exploring two models for mercury dynamics in ecosystems, a written contribution to the Workshop on Critical Limits for Heavy Metals and Methods for their Application, December 2002, in Berlin, unpublished.

- Tipping E** (1994): WHAM -A chemical equilibrium model and computer code for waters, sediments, and soils incorporating a discrete site/electrostatic model of ion-binding by humic substances. *Comput. Geosci.* 20 (6), 973-1023.
- Tipping E** (1998): Humic ion-binding Model IV: an improved description of the interactions of protons and metal ions with humic substances. *Aquatic Geochemistry* 4: 3-48.
- Tipping E.** (2004) Calculation of critical total Cd and Pb concentrations in soil solution related to ecotoxicological effects with the specified model WHAM W6S-MTC2. In: de Vries et al. 2004a
- Tipping E, Lawlor AJ, Lofts S Shotbolt L** (2005): Simulating the long-term chemistry of an upland UK catchment 2. Heavy metals, *Environmental Pollution*, submitted
- Modelling and Mapping Manual** (2004): 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 52/04 (download via internet: www.icpmapping.org)
- Weisstein E W** "Secant method", from MathWorld--A Wolfram Web Resource. <http://mathworld.wolfram.com/FibonacciNumber.html>
- WGE** (2004): Review and assessment of air pollution effects and their recorded trends, Working Group on Effects, Convention on Long-range Transboundary Air Pollution. National Environment Research Council, United Kingdom, xiv+99, p. 68.
- WHO** (2004): Guidelines for Drinking Water Quality - Third Edition, Vol. 1 – Recommendations, World Health Organisation, Geneva.

5 Ergebnisse der Arbeiten zur Einbeziehung von Biodiversität (BERN)

Dr. – Ing. habil. Angela Schlutow, Dipl - Ing. Philipp Kraft

Eine der Aufgaben bei der Weiterentwicklung des Critical Loads-Ansatzes und auch dynamischer Modelle für Säure und Stickstoff besteht in der stärkeren Berücksichtigung biologischer Indikatoren bei der Ursache-Wirkungsbetrachtung. Um dieser Anforderung zu entsprechen, wurde das **BERN-Modell** (Bioindication for Ecosystem Regeneration towards Natural conditions) entwickelt.

Das BERN-Modell (*Schlutow und Hübener (Kraft) 2004, De Vries et al. 2007*) baut auf folgenden Grundlagen auf: Da sich quasi alle biologischen Ökosystem-Komponenten an ein standorttypisches harmonisches Nährstoffverhältnis (Stickstoff, Phosphor, Kohlenstoff, basische Kationen wie Kalzium, Kalium und Magnesium) über Jahrtausende evolutionär angepasst haben, kann man insbesondere die spontane Vegetationsstruktur als Indikator für endogene Veränderungen in den letzten Jahrzehnten nutzen. In der BERN-Datenbank sind zunächst die Arten mit ihren fundamentalen Nischen hinsichtlich Basensättigung, C/N-Verhältnis im Oberboden, Bodenfeuchte, Vegetationszeitlänge und Kontinentalitätsindex aufgenommen, wobei die Nischen als unscharfe Beziehung zu den Standortfaktoren im Sinne der Fuzzy-Logik erfasst werden. Durch die Kombination der Möglichkeitsfelder mehrerer Standortfaktoren für eine Art ergibt sich die n-dimensionale unscharfe Hyperwolke ihrer Existenzmöglichkeit. Im zweiten Schritt wurden vom BERN-Modell die realen Nischen der in Deutschland repräsentativen natürlichen und halbnatürlichen Vegetationsgesellschaften berechnet durch Kombination der unscharfen Nischen ihrer konstanten Arten. Die real existierenden Kombinationen von Standortfaktoren-Bereichen wurden klassifiziert zu Standortsformtypen und ihnen wurden die jeweils typischen naturnahen Pflanzengesellschaften zugeordnet, wobei einem Standorttyp mehrere Pflanzengesellschaften mit unterschiedlichem Zugehörigkeitsgrad zugeordnet sein können.

Diese Datenbasis mit den integrierten Abfragemodulen ermöglicht dem Modellnutzer die Ermittlung der aktuellen ökosystemaren Regenerierungspotenziale sowie von möglichen Regenerierungszielen, die Berechnung von kritischen Schwellenwerten und ökologischen Belastbarkeitsgrenzen für naturnahe und halbnatürliche Vegetationsgesellschaften, die Rekonstruktion und Prognose des Vegetationswandels in Abhängigkeit von der Nutzungs- und Depositions-Geschichte bzw. deren Zukunftsszenarien und der Prognose des Klimawandels.

Mit Hilfe des BERN-Modells können entweder die Vegetationszusammensetzung anhand vorliegender Messdaten von abiotischen Standortfaktoren ermittelt werden. Oder es werden die Standortfaktoren Basensättigung, C/N-Verhältnis und Bodenfeuchte vom BERN-Modell anhand von vorliegenden Vegetationsaufnahmen ermittelt.

5.1 Recherche, Akquisition und Integration von Ökosystemdaten

Die Datenbanken für das BERN-Modell sind nunmehr für die Gesamtfläche Deutschlands erweitert. Es wurden anhand der schwer veränderlichen Standortparameter Klimaregionaltyp, Relieftyp, Expositionstyp, Bodentyp und Substrattyp durch deren Kombination 613 Standorttypen in Deutschland ausgewiesen, die sich hinsichtlich ihrer Vegetationsstruktur deutlich voneinander abgrenzen. Es sind nunmehr Marschen, Dünen, Littoralzonen sowie alle terrestrischen Standorttypen des Tieflandes, der Mittelgebirge und der Alpen berücksichtigt. Für diese Standorttypen wurden die spontan vorkommenden Pflanzengesellschaften aus Datensammlungen, die vor 1960 veröffentlicht worden waren, zugeordnet. Es wurden nur die langfristig stabilen Schluss-Gesellschaften der Wälder, Weiden (einschließlich Trocken- und Feuchtheiden), der Wiesen (nur extensives Naturgrasland), Moore und Sümpfe in die Datenbank übernommen, keine Sukzessionsgesellschaften. Die 13076 Vegetationsaufnahmen, die bis heute ausgewertet wurden, verteilen sich auf die Regionen Deutschlands wie folgt: 4643 Aufnahmen aus Süddeutschland (Hessen, Saarland, Baden-Württemberg, Thüringen, Bayern, einschließlich Alpen) (in *Oberdorfer 1992*), 4338 aus der norddeutschen Tiefebene (Mecklenburg-Vorpommern, Brandenburg, Tiefland von Sachsen-Anhalt, Sachsen und Niedersachsen) (in *Passarge 1964; Passarge und Hofmann 1968, Succow 1988*), 2084 aus Sachsen (in *Schmidt et al., 2003*), 660 aus Niedersachsen, einschließlich aus dem Küstenbereich von Ost- und Nordsee (in *Preisling et al. 1990, 1997*), 1351 aus den Mittelgebirgen Sachsen-Anhalts, Sachsens und Thüringens (*Schubert 1960, Mahn 1959*). Aufnahmen aus dem Nordwesten (Schleswig-Holstein, Nordrhein-Westfalen) sind zahlenmäßig dagegen unterrepräsentiert, was an fehlenden Veröffentlichungen aus diesen Regionen liegt.

In Auswertung dieser umfassenden Zusammenstellungen historischer Aufnahmen – überprüft anhand der Karte der potenziell natürlichen Vegetation Deutschlands (*BfN 2003*) - wurden 285 natürliche und halbnatürliche Pflanzengesellschaften (Assoziationen bzw. Subassoziationen) in die Datenbank aufgenommen, die die o. g. Standorttypen spontan besiedeln und daher indikativ repräsentieren. Zu diesen Pflanzengesellschaften sind die hochsteten standorttreuen Arten zugeordnet worden, wenn sie in dieser Gesellschaft mit einer Stetigkeit von über 60% aller Aufnahmen vorkamen.

Für 1050 in Deutschland vorkommende Pflanzenarten sind die ökologischen Nischenbreiten der leicht veränderlichen Standort-Parameter Basensättigung, C/N-Verhältnis, Bodenwassergehalt, Kontinentalität und Vegetationszeitlänge aus den Standortangaben zu den Fundorten der Gesellschaften, in denen sie höchstet vertreten sind, ermittelt worden. Die z. T. unscharfen verbalen Angaben zu den Standortfaktoren wurden Referenzmessdaten zugeordnet und diese als unscharfe Wertespanssen in die Datenbank übernommen. Aufgenommen wurden alle Gefäßpflanzen, Moose und Flechten, die in Deutschland standorttreu vor 1960 in natürlichen Pflanzengesellschaften vorkamen, also nicht die erst in jüngster Zeit eingewanderten Neophyten.

Diese Datenbasis erscheint aus heutiger Sicht ausreichend repräsentativ für den deutschen Raum zu sein.

5.2 Modell-Validierung und -verifizierung

5.2.1 Vergleich von modellierten und gemessenen aktuellen Bodenzustands-Parametern

Für eine Validierung standen die Mess- und Aufnahmeergebnisse der Level-II-Standorte des Forst-Monitoringsystems zur Verfügung, die vom Project Coordination Centre (PCC) in Hamburg bereitgestellt wurden (PCC 2006, schriftliche Mitteilung). Die in der Level-II-Datenbank enthaltenen 72 deutschen Level-II-Punkte enthielten Angaben über Messungen des Kohlenstoff- und des Stickstoffgehaltes in der Humusaufgabe sowie in der mineralischen Oberbodenbodenschicht, soweit vorhanden. Daraus ließ sich unmittelbar das C/N-Verhältnis berechnen. Weiterhin waren horizontweise Messwerte des pH-Wertes und der Basensättigung aus dem Jahr 1995/96 dokumentiert (vgl. Abbildung 5-1 a)). Komplettiert wurde der Datensatz mit Vegetationsaufnahmen aus den Jahren 1996, und/oder 1998, und/oder 2001. Wenn mehrere Vegetationsaufnahmen in verschiedenen Jahren gemacht worden waren, wurde für die Validierung der Datensatz gewählt, der zeitlich am nächsten am Messjahr lag.

Die Artenliste dieses Jahres wurde in das BERN-Standort-Formular eingegeben (vgl. Abbildung 5-1 b)).

YEAR	HORIZ	PH	CACL2	C	ORG	N	ORG	LA	CAC03	CEC	BASE SAT
1995 M05		3,4	26	1,1					3,3		15
1995 M12		4,1	8	0,4					1,8		11
1995 M24		4,2	4	0,2					1,1		14
1995 M48		4,3	1	0,2					0,7		28
1995 M51		3,8	13	0,6					2,2		11
1995 O		3,1	297	11,3					13,9		57

Abbildung a)

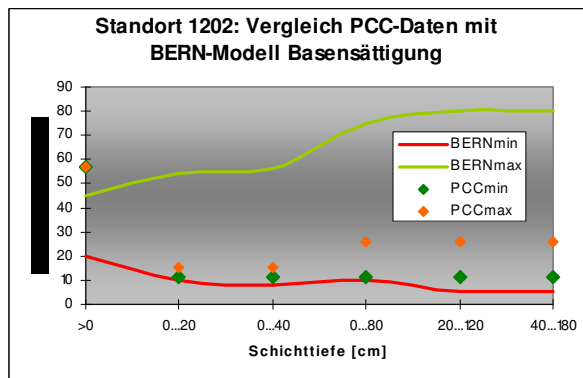
Abbildung b)

Abbildung 5-1: a) Level-II-Daten der PCC-Datenbank, b) BERN-Formular mit Bioindikator-Spannen

Ein Problem beim Vergleichen der Mess- mit den Indikatorenspannen für die Boden-Parameter bestand darin, dass die Messwerte in bestimmten, den Horizonten direkt eineindeutig zuordenbaren Tiefen erhoben wurden. Die Pflanzen erstrecken ihr Wurzelwerk aber über alle Horizonte, die sie aufgrund der Durchwurzelbarkeit des Bodens bzw. aufgrund ihrer genetisch determinierten Wurzellänge erreichen können. Dabei kommt es auch dazu, dass eine Pflanze aufgrund einer Mangelsituation in einem Horizont, den größten Teil ihres Wurzelwerkes in den für sie günstigen Horizont mit ausreichendem Nährstoffgehalt verlegt und die anderen Horizonte dann nur wenig von Feinwurzeln durchdrungen sind. Im Extremfall kann sich die Hauptwurzeltracht ausschließlich in der Humusaufgabe ausbilden, z. B. nach einer Kalkung aus der Luft. Ein sinnvoller Vergleich kann also nur erfolgen, wenn man auch die Wertespanssen der PCC-Messwerte über alle durchwurzelten Bereiche einer Vegetationsschicht ermittelt. Dabei wird hier vereinfachend angenommen, die Wurzelschicht der Mooschicht (m) beschränkt sich auf die Humusschicht über dem Mineralboden (>0), die Krautschicht (k) durchwurzelt den Bereich von 0-20 cm unter

Flur, die Grasschicht (g) den Bereich von 0-40 cm unter Flur, die Strauchschicht (s) und die Baumschicht 2 (b2) von 0-80, die Baumschicht 1 (b1) aus Stiel- und Traubeneiche oder Waldkiefer von 40-180 cm unter Flur, die Baumschicht 1 (b1) aus allen anderen Baumarten von 20-120 cm unter Flur.

Am **Beispielstandort** 1202 ergibt die Gegenüberstellung der Mess- zu den Indikatorspannen folgendes Bild (vgl. Abbildung 5-2).



Schicht-tiefe	BERN min	BERN max	PCC min	PCC max
>0	20	45	57	57
0...20	10	54	11	15
0...40	8	56	11	15
0...80	10	75	11	26
20...120	5	80	11	26
40...180	5	80	11	26

Abbildung 5-2: Vergleich der Messwert- und der BERN-Indikator-Spannen für die Basensättigung am Level-II-Standort 1202

Das Ergebnis der Validierung für die **Gesamtheit der Level-II-Standorte** ergibt folgendes Bild für die Basensättigung im Hauptwurzelsraum von 0-80 cm unter Flur (vgl. Abbildung 5-3).

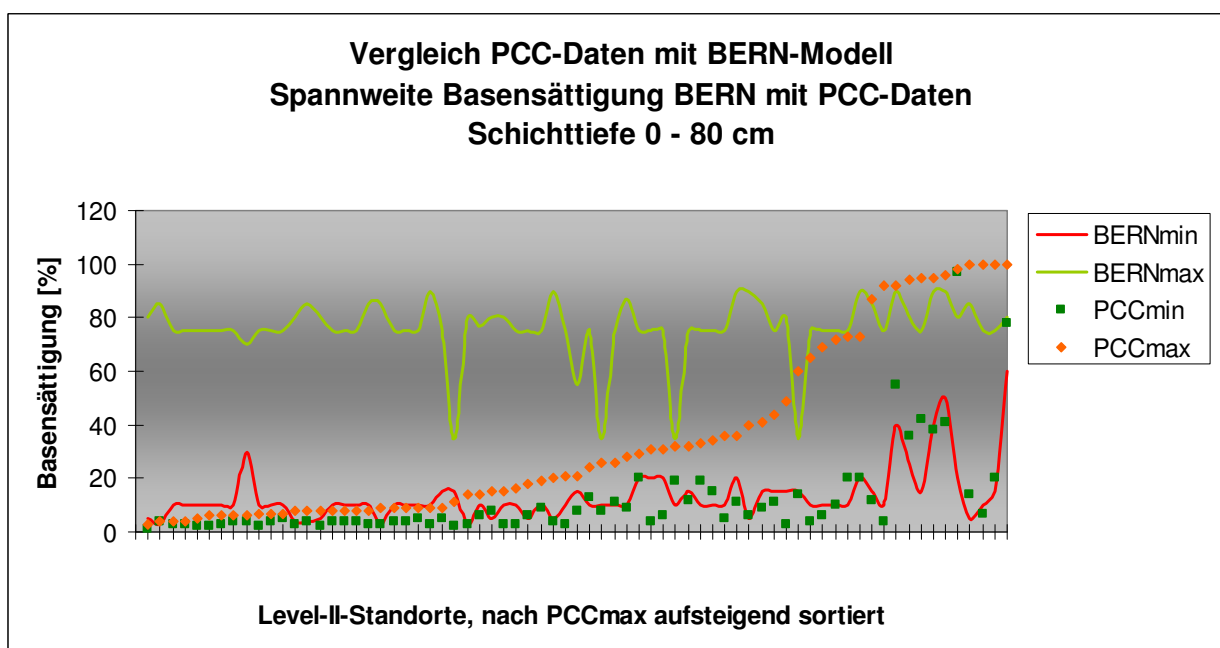


Abbildung 5-3: Spannweiten der modellgestützt ermittelten Indikatorwerte für die Basensättigung (rote und hellgrüne Linien) im Vergleich mit den Spannen der Messwerte des PCC (orange und dunkelgrüne Punkte), jeweils im Zeitraum 1995-1998 aufgenommen

Es ergibt sich zwar insgesamt eine ausreichende Übereinstimmung, d. h. die BERN-modellierten Indikatorwerte-Spannen umfassen weitgehend die tatsächliche Spanne der Messwerte. Gleichzeitig ist aber auch die Schwierigkeit eines derartigen Vergleiches zu sehen: Im Bereich sehr niedriger aktueller Basensättigung im Ergebnis lang andauernder Säure-Einträge anthropogener Herkunft sind am Standort nur noch solche Arten mit einer sehr weiten ökologischen Nische in Bezug auf die Basensättigung präsent. Je höher die aktuelle Basensättigung tatsächlich noch ist, desto umfassender überdecken sich die Spannen der Mess- mit den Indikatorwerten. Da Basensättigungsgrade unter 13% unter unbeeinflussten natürlichen Bedingungen in mitteleuropäischen Böden nicht

vorkommen, gibt es keine stenöken Arten, deren Nische nur auf derart extrem versauerte Standorte angepasst wäre. Deshalb leben an diesen Standorten nur polyöke Arten, die extrem unsensibel gegenüber Säure-/Basen-Veränderungen sind. Dieses Ergebnis war zu erwarten und bestätigt die Kalibrierung des BERN-Modells.

Auch der Vergleich der gemessenen mit den modellierten pH-Werten zeigt, dass die höchsten gemessenen pH-Werte in der gesamten durchwurzelten Bodentiefe innerhalb der Spanne der Indikatorwerte liegt, die niedrigsten Messwerte jedoch meist unterhalb (vgl. Abbildung 5-4). Dies bestätigt die These, dass die Haupt-Wurzeltracht der Pflanzen sich in dem Horizont mit noch ausreichend hohen pH-Werten konzentriert. Das ist – wie die Level-II-Standorte zeigen – meistens die Humusschicht. Dies ist auch eine der Ursachen für die abnehmende Standfestigkeit von Bäumen bei gleichzeitig zunehmender Windwurf- und Schneebruch-Gefährdung.

Eine Verfälschung der Ergebnisse ergab sich bei den Standorten (Standorte 69-72), die vor kurzem gekalkt worden waren. Auf die sehr hohen pH-Werte hat die Vegetation in der Kürze der Zeit noch nicht sichtbar mit einem Artenwechsel reagieren können.

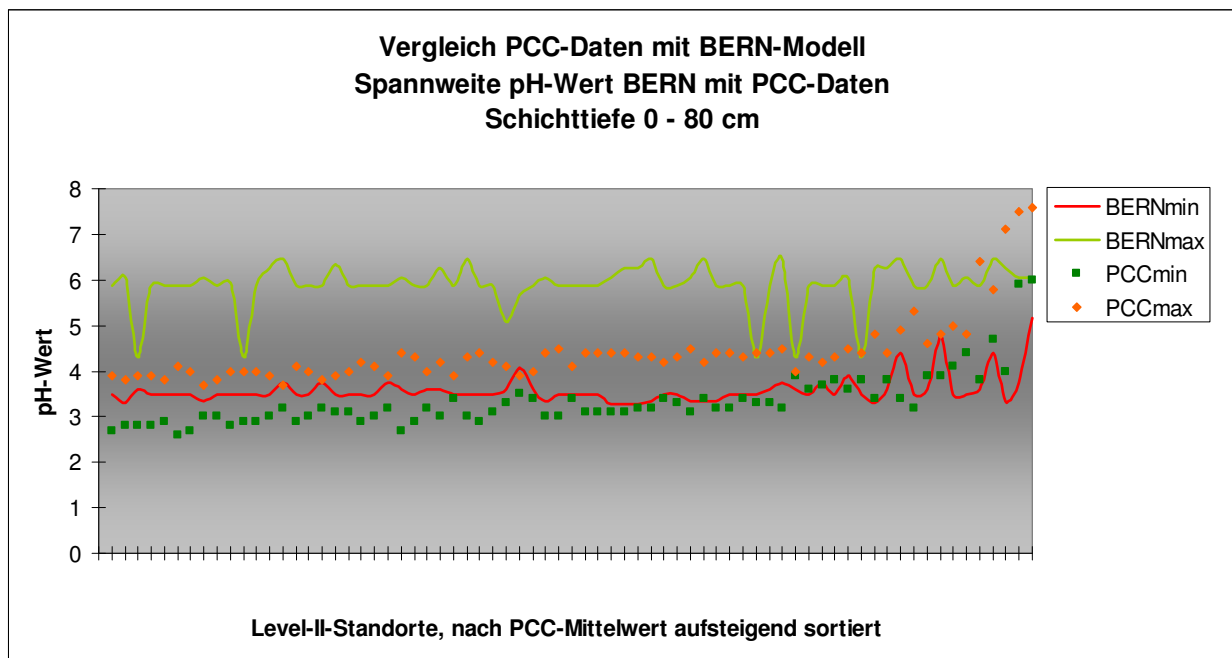


Abbildung 5-4: Vergleich der vom PCC gemessenen mit den BERN-modellierten Wertespannen für den pH-Wert an den Level-II-Standorten Deutschlands

Ein Vergleich der gemessenen C/N-Verhältnisse in der Auflage zuzüglich der oberen 10 cm Mineralbodenschicht zeigt ebenfalls eine gute Übereinstimmung (Abbildung 5-5 a)).

Gleichzeitig zeigen die Abbildungen Abbildung 5-5 a) und b) aber auch die Problematik dieser Validierung: Die Messungen der Boden-Parameter wurde 1995/96 durchgeführt, zu einer Zeit, in der Veränderungen dieser Parameter aufgrund von anthropogen bedingten Stoffeinträgen bereits sehr weit fortgeschritten waren. Andererseits wurde die BERN-Datenbank entsprechend der Definition naturnaher Pflanzengesellschaften auf der Basis von Aufnahmen und Bodenanalysen von vor 1960 erstellt, einer Zeit in der anthropogene Stoffeinträge die Selbstregulation in den Ökosystemen i. d. R. noch nicht überforderte. So liegt heute bei einer Vielzahl der Level-II-Standorte das C/N-Verhältnis aufgrund lang anhaltender hoher N-Einträge am unteren Ende der Zeigerwert-Spanne. Einige Level-II-Punkte liegen aber aktuell auch am oberen Ende der BERN-modellierten Spanne, weil sie in der Vergangenheit überwiegend stark versauernden Einträgen ausgesetzt waren, so dass der versauernde Einfluss auf das C/N-Verhältnis (Erhöhung) den eutrophierenden Einfluss (Verringerung) überwogen hat. Ein direkter Vergleich z. B. der Mittelwerte der BERN-C/N-Spannen mit den (Mittelwerten der) Messdaten (vgl. Abbildung 5-5 b)) ist deshalb nicht zielführend für eine Validierung und ergibt lediglich einen (Pearsonschen) Korrelationskoeffizienten von $r = 0,58$, obwohl nahezu 100 % der Level-II-Messwerte innerhalb der BERN-modellierten Spannen liegen.

Damit kann die BERN-Datenbank hinsichtlich der C/N-Zeigerspannen der aufgenommenen Pflanzenarten als verifiziert betrachtet werden.

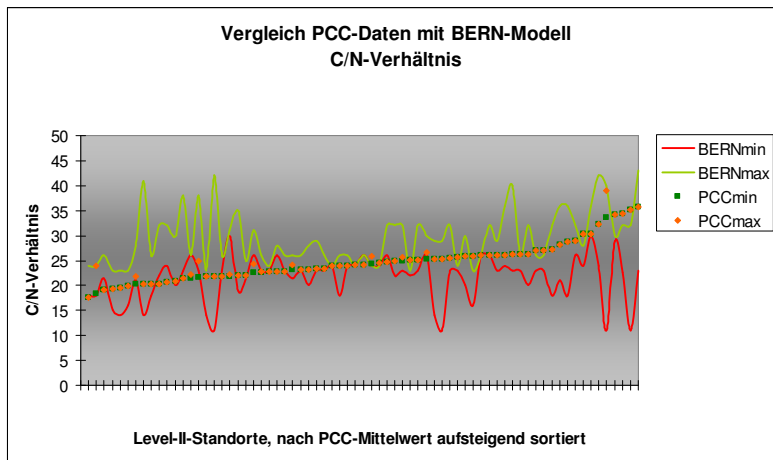


Abbildung a)

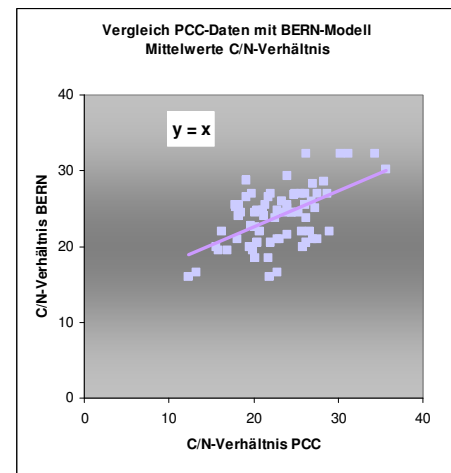


Abbildung b)

Abbildung 5-5: Vergleich der vom PCC gemessenen mit den BERN-modellierten Wertespans für das C/N-Verhältnis (a) sowie der Vergleich der C/N-Mittelwerte (b)) an den Level-II-Standorten Deutschlands

5.2.2 Vergleich von historischen Zeitreihen von Vor-Ort-Aufnahmen mit BERN-Modell-Ergebnissen

Es wurden in den Forstrevieren Stadtwald Altlandsberg (UF 1), Strausberger Stadtwald (UF 2) und Stienitz-Wald (UF 3) repräsentative Flächen mit unterschiedlichen Abständen zum Zementwerk Rüdersdorf untersucht: 18 km zu UF 1; 12 km zu UF 2; 6 km zu UF 3. Die Mitglieder der Agenda-21-Gruppen in Petershagen-Eggersdorf, in Strausberg und der NABU-Ortsgruppe Altlandsberg haben an den Untersuchungsflächen aktuelle Vegetationsaufnahmen sowie Messungen der Klimafaktoren (Boden- und Lufttemperatur, Regenmengen und deren Verteilung im Jahr) durchgeführt. Das UABG-Umweltlabor Berlin führte 2005 aktuelle Messungen von pH-Wert, Basensättigung, Kohlenstoff- und Stickstoffgehalt in 4 Bodenschichten bis in eine Tiefe von 120 cm durch.

In der Nähe der Untersuchungsflächen hat das Zementwerk Rüdersdorf, Betriebsteil Hennickendorf über viele Jahrzehnte große Mengen Kalkstaub emittiert. Den Höhepunkt erreichte die Emission 1980 mit 50 kt a⁻¹ Staub. Danach wurden Staubfilter eingebaut, so dass die Emissionen 1994 nur noch 1 kt a⁻¹ betrug. Diese seit 1960 andauernde Kalkstaubdeposition im Umkreis hat zu einer mehr oder weniger starken Aufbasung der Böden geführt. Seit 1980 hat aber außerdem auch der versauernde und gleichzeitig eutrophierende Einfluss von Immissionen von Schwefel- und Stickstoffverbindungen aus dem Langstreckentransport von Luftschadstoffen aus dem Cottbuser Raum ständig zugenommen.

Die Bodenform ist bei allen drei Flächen eine Braunerde aus anlehmigen mittelfeinen Sanden. Der Grundwasserflurabstand betrug (und beträgt auch gegenwärtig) mehr als 2 m, also beeinflusst den Wurzelraum nicht. Die nutzbare Feldkapazität beträgt 15-20 %. Es handelte sich also in allen drei Flächen um gleichartige mäßig frische Standorte ziemlich armer Nährkraft.

Der Klimaregionaltyp der 3 Untersuchungsflächen ist das trockene (subkontinental-planare) Tieflandsklima Ostbrandenburgs.

Die natürliche Waldvegetation war vor 1950 geprägt von den Strauch- und Krautarten der Wachtelweizen-Stieleichen-Waldgesellschaft (*Melampyro-Quercetum roboris*), auch wenn die Hauptbaumarten durch Aufforstungen der Kiefer dominiert werden.

Auf der Grundlage dieser Datenbasis zu den Stamm-Eigenschaften der Standorte und der Zeitreihe der Depositionen basischer Kationen konnte mit dem BERN-Modell eine zeitliche Veränderung der Vegetationsstruktur vorhergesagt werden (vgl. Abbildung 5-6, Abbildung 5-7 und Abbildung 5-8).

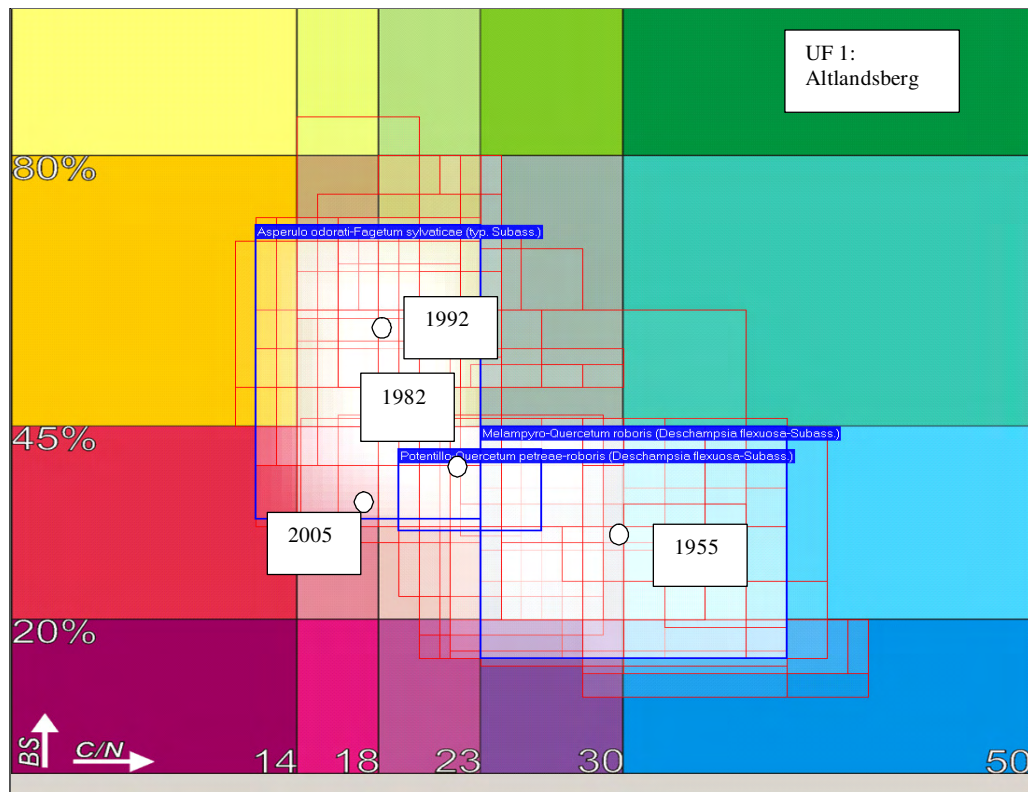


Abbildung 5-6: Dynamische Entwicklung von Basensättigungsgrad, C/N-Verhältnis und Wald-Vegetationsgesellschaft an UF 1

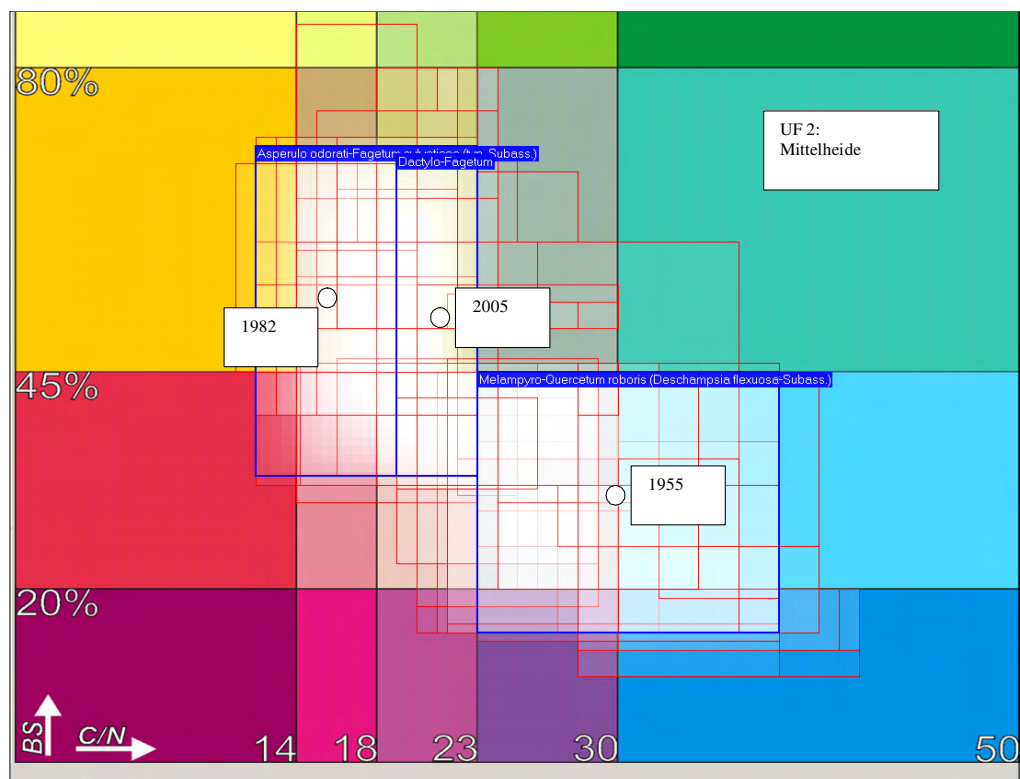


Abbildung 5-7: Dynamische Entwicklung von Basensättigungsgrad, C/N-Verhältnis und Wald-Vegetationsgesellschaft an UF 2

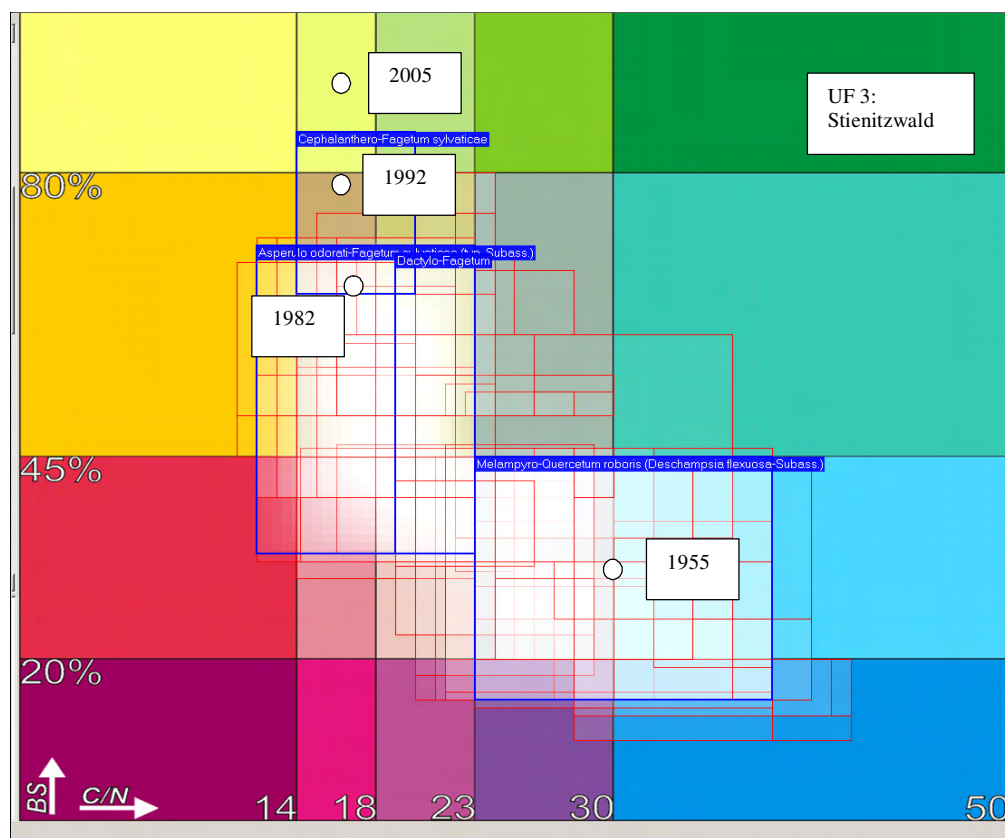


Abbildung 5-8: Dynamische Entwicklung von Basensättigungsgrad, C/N-Verhältnis und Wald-Vegetationsgesellschaft an UF 3

Da für die 3 Standorte originale Vegetationsaufnahmen aus den Jahren 1955, 1981, 1992 und aktuell 2005 vorliegen (vgl. Tabelle 5-1), konnte das Modell-Ergebnis überprüft werden. Es kann eine 100%ige Übereinstimmung der vorhergesagten Pflanzengesellschaften mit den tatsächlich vor Ort aufgenommenen festgestellt werden und somit das BERN-Modell auch für diesen Anwendungsfall an 3 Standorten als verifiziert deklariert werden.

Tabelle 5-1: Ergebnisse der Aufnahme der Wald-Pflanzengesellschaften

Untersuchungs- flächen	1955	1982	1992	2005
	Wald-Pflanzengesellschaft			
UF 1: Altlandsberg	Melampyro-Quercetum roboris (Deschampsia flex.-Subass.)	Potentillo-Quercetum petrae-roboris (Primula-Subass.)	Asperulo odorati-Fagetum	Asperulo odorati-Fagetum
UF 2: Mittelheide	Melampyro-Quercetum roboris (Deschampsia flex.-Subass.)	Asperulo odorati-Fagetum	k. A.	Asperulo odorati-Fagetum
UF 3: Stienitzwald	Melampyro-Quercetum roboris (Deschampsia flex.-Subass.)	Asperulo odorati-Fagetum	Cephalanthero-Fagetum sylvaticae	Cephalanthero-Fagetum sylvaticae

Der Vergleich der Messwerte 2005 mit den Zeigerwerten der 2005 vorkommenden Pflanzenarten (vgl. Tabelle 5-2) zeigt, dass eine gewisse Trägheit im Anpassungsverhalten der Arten besteht. Der Artenwandel vollzieht sich im Nachgang des Wandels der bodenchemischen Werte mit einem Zeitverzug von mehreren Jahren. Bei den weniger stark belasteten Standorten UF 1 und UF 2 ist die Entbasung seit 1994 (seitdem die Kalk-Deposition aus Rüdersdorf quasi aufgehört hat) schneller fortgeschritten als der Artenrückgang von Kalk-Zeigerarten. An der UF 3 ist jedoch noch kein Basenrückgang eingetreten und die Anpassung der Arten an zunehmende Kalkgehalte ist noch nicht abgeschlossen. Es ist also anzunehmen, dass je intensiver der Einfluss auf die Standortfaktoren wirkt, desto länger dauert die Anpassung der Vegetationsausstattung.

Einen ähnlichen Verlauf zeigen die C/N-Verhältnisse. Die Abnahme der Stickstoffeinträge aus der Luft bis 1992 und die Stagnation der N-Depositionsraten auf hohem Niveau seitdem wird sehr gut von den Zeigerwerten der Arten widerspiegelt.

Tabelle 5-2: Vergleich der Messwerte 2005 mit den Zeigerwerten der 2005 vorkommenden Pflanzenarten

	UF 1: Altlandsberg	UF 2: Mittelheide	UF 3: Stienitzwald
Basensättigung (%)			
BERN-Min	30	50	45
BERN-Max	50	55	80
Messwert	31	54	91
pH-Wert			
BERN-Min	4,1	4,8	4,5
BERN-Max	4,8	5	6,1
Messwert	4,08	4,9	6,66
C/N-Verhältnis			
BERN-Min	18	20	14
BERN-Max	23	23	23
Messwert	17,1	21,8	16,5

5.3 Erfassung des möglichen Interpretationsrahmens nach Kopplung mit Dynamischer Modellierung

5.3.1 Implementierung des BERN-Modells in die dynamische Modellierung von Ökosystemen

An ausgewählten Level-II-Standorten wurde die Kopplung des BERN-Modells mit den bodenchemischen dynamischen Modellen getestet.

Berechnet wurden:

die Zeitreihen von 1900 bis 2100 der Basensättigung, des pH-Wertes, des Bc/Al-Verhältnisses, der Al-Konzentration mit dem SAFE-Modell sowie die Zeitreihen von 1900 bis 2100 des C/N-Verhältnisses mit dem VSD-Modell

Die Datengrundlagen für die Zeitreihen setzen sich wie in Abbildung 5-9 gezeigt wie folgt zusammen:

unveränderliche Parameter:				
Bodenform	Level II-Datenbank			
veränderliche Parameter:				
Klima:	wie 1960-2000	PS, T 1960-2000 (DWD 2001)	Klima-Szenarien: (IPCC 2001)	1. worst case 2. mittleres (1,4K) Szen.
Deposition:	modelliert (PreSAFE),(MAKEDEP)	Erheb.1990-2001 (GAUGER 2004)	Depositions-Szenarien (IIASA 2001)	1. Göteborg 2. Kalkungs-Szen.
Vegetation:	modelliert (PreSAFE)	Zustandserhebung (Level-II-Daten)	Waldbau-Szenarien:	1. Erhalt akt. Baumbestand 2. Umbau nach Forstplanung 3. Umbau nach BERN-Optimierung

Abbildung 5-9: Eingangsparameter für die Bestimmung der dynamischen Entwicklung der Bodenparameter an den Level-II-Standorten

Die Vegetationsentwicklung in der Vergangenheit kann mit Hilfe des BERN-Modells rekonstruiert werden. Die typische natürliche Pflanzengesellschaft für die Stamm-Standortparameter Boden und Klima sowie die harmonischen für den Stamm-Standort typischen Zustandparameter Bodenfeuchte, Basensättigung und C/N-Verhältnis wird vom Modell für ca. 1880-1900 ausgegeben. Auf der Grundlage einer bekannten Bestandesgeschichte (in Wäldern: Baumartenzusammensetzung, Zeitpunkte von Kahlschlägen und Aufforstung, im Offenland: Bewirtschaftungsweisen) können die nutzungsbedingten Veränderungen der Zustandparameter bis 1960

berechnet werden, woraus das BERN-Modell die natürliche Stamm-Pflanzengesellschaft ausgibt, die aber schon Bodenveränderungen aufgrund extensiver Nutzungen (im Wald: z. B. Aushagerung durch Streunutzung, Nadelstreu-Versauerung, Humusabbau nach Kahlschlag usw., im Offenland: Aushagerung durch Mahd, Trittbelastung auf Weiden usw.) widerspiegelt.

Die zukünftige zeitliche Entwicklung der Bodenparameter C/N-Verhältnis, Basensättigung, Temperatur und Niederschlag bestimmen die zukünftige zeitliche Entwicklung der Standortseignung für die verschiedenen Waldgesellschaften, die aufgrund der schwer veränderlichen Stamm-Standortparameter des Bodens an dem Standort existieren könnten. Die Entwicklung dieser Parameter in der Zukunft muss auf Annahmen (Szenarien der Depositionsentwicklung, der Klimaveränderungen und der Nutzungsweise) basieren.

Mit dem BERN-Modell wird es ebenso möglich, die unter den prognostizierten Veränderungen des Stoffhaushaltes (vgl. Abbildung 5-10 a)) und des Klimas (vgl. Abbildung 5-10 b)) zu erwartenden potenziell natürlichen Vegetationsgesellschaften zu ermitteln. Die in Frage kommenden Zielgesellschaften an den Standorten werden vom Modell ermittelt, indem die den Parameter-Dupeln BS/CN und Kontinentalitätsindex/Vegetationszeitlänge am nächsten gelegenen Möglichkeitsfelder von Waldgesellschaften des gleichen Stamm-Standortstyps für den betrachteten Zeitschnitt ermittelt und angezeigt werden.

5.3.2 Interpretation der Ergebnisse

Aktuelle Regenerierungspotenziale

Definitionsgemäß soll die Anzahl der aktuell vorhandenen Arten, die jeweils einer Art der Zielgesellschaft entspricht, die eine hochstete gesellschaftskonstituierende Position einnimmt, das Maß für das Regenerierungspotenzial sein (Tabelle 5-3).

Tabelle 5-3: Anteil der aktuell vorhandenen Arten an der gesellschaftsbestimmenden Artengarnitur der Zielgesellschaft (=aktuelles Regenerierungspotenzial) [%]

StO	aktuelle Vegetation 2000	Anteil der aktuell vorhandenen Arten an der Artengarnitur der Zielgesellschaften im Jahr 2100 [%]	
503	Myrtillo-Vaccinio-Pinetum sylvaticae fragm.	Myrtillo-Vaccinio-Pinetum sylvaticae	Centro-Piluliferae-Fagetum sylvaticae
		52	41

Im Ergebnis des Vergleichs der aktuell aufgenommenen Arten mit den Arten, die die Zielgesellschaften bilden (müssen), ergibt sich für den Standort 503 ein mittleres aktuelles Regenerierungspotenzial zu einer potenziell natürlichen Zielgesellschaft, die aber nicht der Stamm-Gesellschaft entspricht. Das Regenerierungspotenzial zur Stamm-Gesellschaft ist dagegen höher. Das heißt, die frühere Stamm-Vegetation ist gleichzeitig die potenziell natürliche Vegetation und sollte als Zielgesellschaft waldbaulich angestrebt werden. Diese Waldgesellschaft ist die am schnellsten und mit dem geringsten Aufwand zu erreichende nachhaltig selbstregenerierungsfähige Schlusswaldgesellschaft an diesem Standort.

Zeitlich-dynamische Entwicklung der Vitalität von Arten und Artengruppen

In der naturschutzfachlichen Planungspraxis ist auch die Beantwortung der Frage von Bedeutung, welche Pflanzenarten bzw. Artengruppen durch gezielte Pflegemaßnahmen bzw. Initialpflanzungen in naturferne Ökosysteme eingebracht werden sollten, um die Selbstregenerierungsfähigkeit wieder herzustellen und funktionstüchtige Naturräume auch in der Zukunft zu erhalten.

Ein Beitrag hierzu leistet das BERN-Modell mit der Berechnung und Ausgabe von Zeitreihen der Vitalität einzelner Pflanzenarten, Artengruppen oder Gesellschaften an einem Standort in Abhängigkeit von der rekonstruierten bzw. prognostizierten Entwicklung der Standorts-Zustandsparameter.

Insbesondere in der Forstwirtschaft wird im Rahmen des aktuellen ökologischen Waldumbau-Programms die Wahl der auch in Zukunft am besten geeigneten Haupt- und Nebenbaumarten diskutiert. Die Hauptbaumarten der mit BERN ermittelten natürlichen Zielgesellschaften und ihre Anteile in der Gesellschaft geben z. B. den wichtigsten Anhaltspunkt für die Empfehlung zum ökologischen Waldumbau. Eines der für die Forstwirtschaft wichtigsten Kriterien ist die zu erwartende Vitalität der potenziellen Hauptbaumarten. Die zu entwickelnden Mischbestände sollten vorrangig oder auch nur übergangsweise (in Vorwald- bzw. Zwischenwaldgesellschaften) die Baumarten enthalten, die auf die Änderung der Standorteigenschaften besser angepasst sind als die aktuell geplanten Bestockungs-Zieltypen.

In Abbildung 5-10 werden die Vitalitätsgrade aller Waldgesellschaften (vgl. Abbildung 5-10 c)) und aller Waldbaumarten (vgl. Abbildung 5-10 d)), die an einem Beispielstandort der Level-II-Erhebung überhaupt existieren könnten, in Abhängigkeit von der zeitlichen Entwicklung von C/N und BS, modelliert mit geochemischen dynamischen Modellen wie SAFE bzw. VSD auf der Basis des Gothenburg-Depositionsszenariums (UNECE/CCE 1999) (vgl. Abbildung 5-10 a)) sowie in Abhängigkeit von der prognostizierten Klimaentwicklung (IPCC 2001) (vgl. Abbildung 5-10 b)) dargestellt.

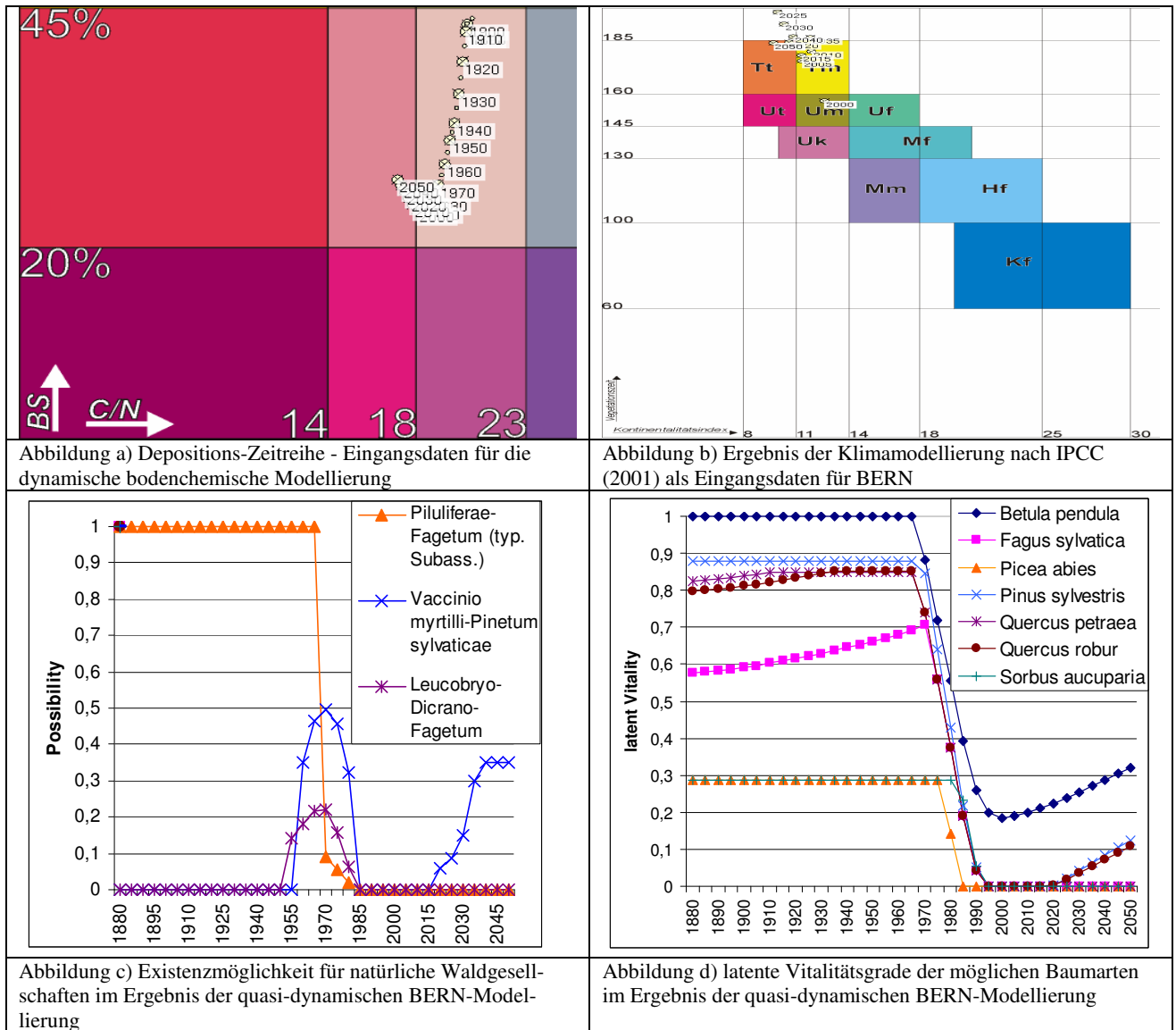


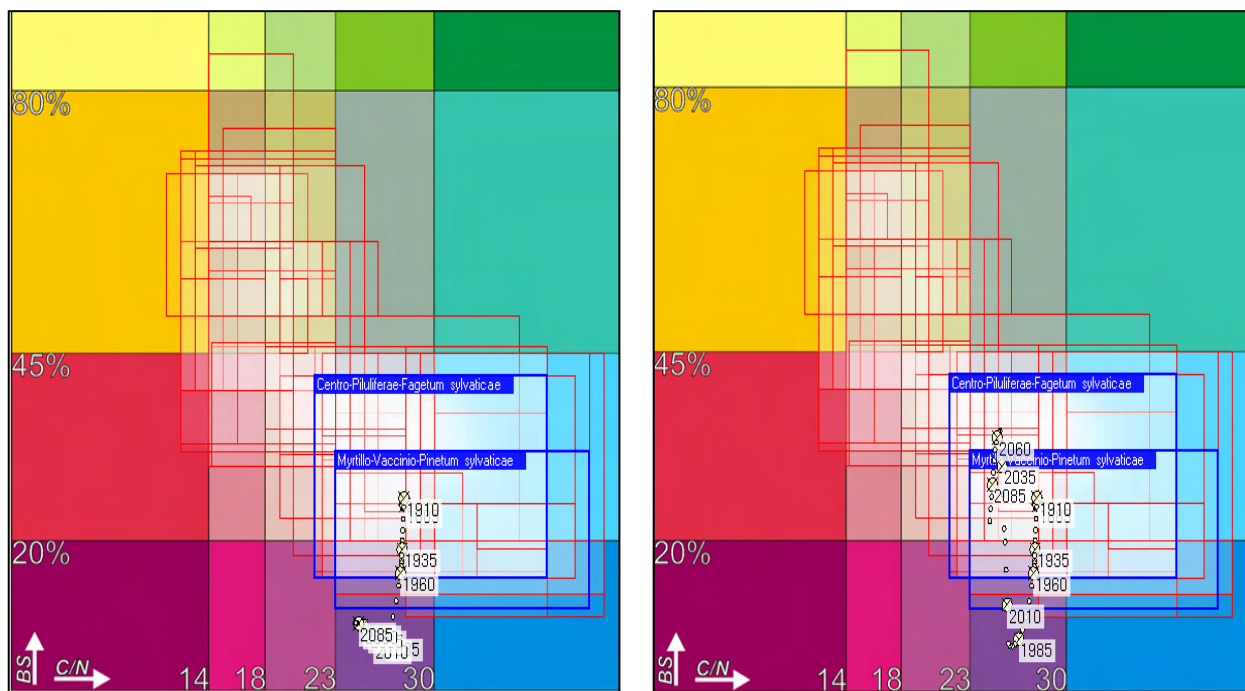
Abbildung 5-10: BERN-modellierte Existenzmöglichkeiten und Vitalitätsgrade von Waldgesellschaften und Waldbaumarten an einem Beispielstandort unter Einbeziehung geochemischer dynamischer Modelle sowie prognostizierter Klimaentwicklungen (a) – d))

Der latente Vitalitätsgrad (ein relativer Wert zwischen dem Optimum = 1 und dem Pessimum = 0) ergibt sich aus der rekonstruierten bzw. prognostizierten Standortseignung des Beispielstandortes für die Existenz der dominanten Pflanzenarten (in Waldgesellschaften: Vitalität der standorttypgerechten heimischen Bäume). Mit abnehmender Standortseignung ist eine Abschwächung der Konkurrenzkraft, eine Abnahme der Widerstandsfähigkeit gegenüber Umwelteinflüssen wie z. B. Windwurf, Schneebruch, Frost, Schädlingskalamitäten sowie eine Abnahme der Erholungskraft verbunden. Der Anteil an Bäumen in einem Bestand, der sein wirtschaftlich optimales Nutzungsalter nicht erreicht, steigt an. Bildet man den inversen Wert dieses Parameters, erhält man einen Index für die latente Mortalität. Mit sinkender Standortseignung sinkt demnach auch die Stabilität der Holzertragsersparung. Die Reaktion der Bäume auf sich ändernde Standorteigenschaften ist jedoch i. d. R. zeitlich deutlich verzögert.

gert, so dass nicht zu erwarten ist, dass Schadsymptome zeitgleich mit der Abnahme der Standorteignung und der latenten Vitalität zu erkennen sind. Die Zeitverzögerung der Wirkung kann viele Jahre und Jahrzehnte dauern.

Regenerierungsziele in Varianten – Gegenüberstellung und Vergleich

Die in Frage kommenden Varianten für Zielgesellschaften und deren zu erwartende Vitalität mit und ohne Kalkungsmaßnahmen können mit dem BERN-Modell berechnet werden. Das Prinzip ist im Folgenden am Beispiel-Standort 503 dargestellt (vgl. Abbildung 5-11 a) und b)).



a) Basisszenarium

b) Kalkungsszenarium

Abbildung 5-11: Mögliche Entwicklungsziele des Standortes 503 als Voraussetzung für die Entwicklung einer naturnahen Wald-Vegetationsgesellschaft bis zum Jahr 2100; a) Basisszenarium, b) Kalkungsszenarium

In Tabelle 5-4 sind diese möglichen Zielgesellschaften zusammengestellt und die notwendigen Maßnahmen hinzugefügt.

Tabelle 5-4: Mögliche Zielgesellschaften und notwendige Maßnahmen zu deren Etablierung

StO	aktuell 1995-2002			mögliches Ziel 2100			notwendige Maßnahme
	Gesellschaft	BS	CN	Gesellschaft	BS _{crit}	CN _{crit}	
503	Myrtillo-Vaccinio-Pinetum sylvaticae fragm.	6,1	26	Myrtillo-Vaccinio-Pinetum sylvaticae	23,3	26,3	Kalkungsszenarium a
				Centro-Piluliferae-Fagetum sylvaticae	30,5	25,3	Kalkungsszenarium b

Erläuterung:

Kalkungsszenarium a: 1 t Dolomitkalk ha⁻¹ jedes 5. Jahr (2005-2050)

Kalkungsszenarium b: 1 t Dolomitkalk ha⁻¹ jedes 5. Jahr (2005-2100)

Der Standort 503 war schon immer relativ basenarm (standorttypische natürliche Basensättigung: 25 %). An diesen sauren, aluminiumreichen Boden waren die Pflanzenarten und damit die primäre Stamm-Vegetationsgesellschaft schon immer angepasst. Das drückt sich auch in dem sehr niedrigen kritischen Bc/Al-Verhältnis der primären Stamm-Vegetationsgesellschaft Blaubeer-Preiselbeer-Kiefernwald (*Myrtillo-Vaccinio-Pinetum sylvaticae*) ($Bc/Al_{crit} = 0,23$) aus. Dennoch ist aufgrund der extrem niedrigen aktuellen Basensättigung (6 %) nach lang anhaltenden sehr hohen versauernden Schwefel- und Stickstoffeinträgen keine vollständige naturnahe Waldpflanzengesellschaft mehr vorhanden. Ohne ökonomisch aufwendige Sanierungsmaßnahmen (Kalkung) ist der natur-

fremd disharmonisch veränderte gegenwärtige Zustand (6 % Basensättigung bei gleichzeitig C/N = 24 kommt in unbeeinflussten Naturräumen nicht vor) nicht mehr zu einem stabilen selbstregenerierungsfähigen naturidentischen Zustand zu entwickeln. Dabei ist die Steuerung des Sanierungsprogramms von großer Bedeutung für die Regenerierung (siehe folgenden Abschnitt).

Ableitung einiger Empfehlungen für ein naturschutzfachlich begründetes Ökosystemmanagement

Während auf der einen Seite insbesondere Maßnahmen zur Reduzierung der schwerstwiegenden Belastungsfaktoren für die naturnahen Ökosysteme notwendig sind, so lässt sich aber auf der anderen Seite auch durch ein gezieltes Ökosystemmanagement die Anpassungsfähigkeit der Vegetation an zu erwartende Standortsveränderungen erhöhen.

Die folgenden Empfehlungen für die Planung eines naturschutzfachlich begründeten Ökosystemmanagements lassen sich aus den oben beschriebenen Ergebnissen der dynamischen Modellierung von Vegetationsentwicklungen ableiten:

Kalkung in Wäldern und Forsten

Eine geeignete und oft bewährte Maßnahme gegen die Versauerung insbesondere in Wäldern ist die Kalkung. Aus den Ergebnissen des BERN-Modells müssen jedoch die Empfehlungen für eine Kalkung wie folgt modifiziert werden:

(1) Wie die Ergebnisse der Zeitreihenberechnungen für die Basensättigung an einigen Standorten zeigen (vgl. Abbildung 5-11 b) als Beispiel), kann der primär natürliche Basensättigungsgrad mitunter ziemlich bald erreicht sein. Eine weitere kontinuierliche Kalkung ist nicht nur unökonomisch, sondern würde auch zum Verlust natürlich nährstoffarmer und damit naturschutzfachlich bedeutender Naturraumtypen führen. Deshalb ist die Fortführung der Kalkung immer abhängig von den aktuellen Messergebnissen zu machen und ggf. sind nach Auffüllung der Sorptionskapazität weitere Kalkungen nur noch als Erhaltungsmaßnahmen notwendig.

(2) Auf Standorten, deren aktuelle Basensättigung im Oberboden unter 30 % liegt, werden erfahrungsgemäß Kalkgaben, die auf die Oberfläche aufgestreut werden, nicht mehr durch Bioturbation in den Nährstoffkreislauf des Bodens einverleibt. Eine Vermischung kann nur durch Regenwürmer (*Lumbriciden*) erfolgen, die bei einer Basensättigung unter 30 % nicht mehr vorkommen. Bei niedrigerer Basensättigung werden sie von Borstenwürmern (*Enchytraeiden*) abgelöst, die nur im Humus arbeiten. Der aufgestreute Kalk wird dann nur noch in der Humusaufgabe eingearbeitet. Die Basensättigung in der Auflage steigt zwar, aber nicht in der durchwurzelten Mineraloberbodenschicht. Einige Standorte, die aufgrund ihres Substrats (Sand, Grand) nur eine sehr niedrige Kationenaustauschkapazität haben, weisen deshalb meist Rohhumusaufgaben auf mit einem C/N-Verhältnis über 30 und sind deshalb nicht kalkungsfähig. Bei anhydromorphen Standorten, die vor dem massiven Eintrag von versauernden Luftschadstoffen eine deutlich höhere Basensättigung (über 30 %) und heute durch Versauerung eine Basensättigung unter 30 % aufweisen, ist die Wiederherstellung der primär natürlichen Basensättigung zwar aus ökologischer und aus forstwirtschaftlicher Sicht sinnvoll, aber aus o. g. Gründen schwierig. Eine Kalkverblasung hat hier überhaupt keinen Sinn. Diese stark versauerten Böden sind nur zu regenerieren, wenn man die Zuführung von basischen Kationen direkt in die mineralische Durchwurzelungsschicht einbringen könnte. Möglich wäre dies bei der Neupflanzung von Jungbäumen im Zuge des Waldumbaus, indem der Kalk mit der Pflanzerde gemischt in die Pflanzgrube eingebracht wird. Diese Pflanzlochkalkung sollte verbunden werden mit nachfolgender turnusmäßiger Erhaltungskalkung auf die Oberfläche der Wurzelscheibe. Mit der Kalkung muss hier immer eine Ausbringung mit allen essentiellen Kationen, einschließlich Kalium und Magnesium gekoppelt werden.

(3) „Zuviel des Guten“ könnte mit einer zu hohen Dosierung der Kalkung getan werden (z. B. $> 5 \text{ t ha}^{-1}$ alle 5 Jahre). Die Kalkdüngung führt im Humus zu einer Aktivierung der Mineralisation und kann einen derart hohen Grad der Ablösung von Ammonium aus den Humusstoffen erreichen, dass ein Stickstoffmangel eintreten könnte, der zur Degradierung der Humusform (trotz anhaltender sehr hoher Depositionen von Stickstoff aus der Luft) führen kann. Die nach der ersten Kalkung sich lösenden Stickstoffverbindungen sowie die eingetragenen Stickstoffüberschüsse können in kurzer Zeit in großer Menge ins Grundwasser ausgewaschen werden, wenn die Aufnahme der Pflanzen überstiegen wird. Danach findet keine Humusakkumulation in der Auflage, d. h. auch keine Akkumulation von Stickstoffverbindungen in der Humusaufgabe mehr statt.

(4) Böden mit einem aktuellen pH-Wert $\leq 3,6$ (Basensättigung < 15) in der durchwurzelten Schicht weisen keinen ausreichend hohen Aluminium-Gehalt für Erhalt einer Kolloid-Struktur auf (UBA 1996). Es muss in Einzelfällen sogar davon ausgegangen werden, dass die Verwitterung von Aluminium aus dem Muttergestein für eine Regenerierung des Bodens nicht mehr ausreicht. Diese Böden sind dann nicht einmal mehr sanierungsfähig.

Ökologischer Waldumbau

In Reaktion auf die zu erwartenden bodenchemischen und klimatischen Veränderungen sollten die derzeit von den Landesforstämtern vorgeschlagenen Bestockungsziel-Baumarten überprüft werden und ggf. gegen Baumarten ausgetauscht werden, die eine höhere Vitalität in Zukunft wie folgt erwarten lassen:

(1) Die Stieleiche hat (neben Sandbirke, Wald-Kiefer und Eberesche) die weiteste ökologische Nische hinsichtlich Bodenfeuchte unter den einheimischen Baumarten. Gleichzeitig hat sie (neben der Sand-Birke und Eberesche) die weiteste Nische in Bezug auf die Basensättigung und das C/N-Verhältnis. Die Sand-Birke verträgt sogar noch ein höheres C/N-Verhältnis (bis 50 in Torfböden) als die Stieleiche. Zwar haben einige dieser Pionier- und Übergangsbäumarten keine vergleichsweise hohe genetisch mögliche Produktivität, dafür bilden sie aber relativ gesunde Waldgesellschaften mit relativ hoher ökologischer Funktionstüchtigkeit hinsichtlich der sonstigen Waldfunktionen. (Außerdem ist Birke derzeit ein auf dem Holzmarkt gefragtes Möbelholz). Sie regenerieren Bodenfunktionen und bilden ein ausgeglichenes Waldinnenklima, so dass sich dann später auch wieder die Wirtschaftsbaumarten mit Erfolg ansiedeln ließen. Auf naturfremd disharmonisch versauerten/eutrophierten Standorten sollten deshalb zunächst Vor- bzw. Zwischenwälder aus den o. g. Arten eingerichtet werden, um den Boden auf natürliche Weise zu sanieren.

(2) In einer Vielzahl von Naturräumen Nordostdeutschlands, die gegenwärtig den schwach subozeanischen bzw. schwach subkontinentalen planaren und collinen Klimastufen zuzuordnen sind, wird sich nach dem Klimaszenarium des IPCC (2001) eine Verschiebung der Klimaparameter ergeben, die ab 2030 zur Einstufung in die Klimastufe „ostsubmediterran“ führen wird, wie es sie bisher in Deutschland noch nicht gibt. Während Wald-Kiefer, Sandbirke und Stieleiche genügend flexibel auf eine Zunahme der Trockenheit und der Temperaturen reagieren, sind Fichte und Rotbuche Vertreter der subozeanischen bis ozeanischen Klimastufen mit geringer Toleranz gegenüber einer Zunahme der Kontinentalität. Selbst die Traubeneiche, die als natürliche Baumart des mitteleuropäischen Trockengebietes gilt, hat hier nur eine Vitalität von maximal 20 % ihres genetischen Potenzials, da ihr Verbreitungsschwerpunkt im subozeanischen Klimabereich liegt und bei einem Kontinentalitätsindex von 9 endet.

(3) Extrem niedrige Vitalitätsgrade lassen die oft als Alternativen vorgeschlagenen eingebürgerten Baumarten erwarten. Douglasie und Japanische Lärche werden die zunehmende Kontinentalität in Nordostdeutschland nicht vertragen, gleichzeitig reagieren diese Arten, wie auch Robinie und Roteiche empfindlich auf ein Absinken der Basensättigung unter 30 %.

(4) Höhere Vitalität könnten Baumarten erlangen, die aus dem ostsubmediterranen (pannonischen) Raum nach Nordostdeutschland eingebürgert werden könnten: z. B. Karpaten-Birke (*Betula pubescens* ssp. *carpatica*) (für hydromorphe Standorte), Zerr-Eiche (*Quercus cerris*) (für anhydromorphe ziemlich arme bis mittlere Standorte), Flaum-Eiche (*Quercus pubescens*) (für anhydromorphe nährkräftige bis reiche Standorte).

Totholzanteil im Wald

Die mit dem Schutz faunistischer Lebensräume begründete Forderung nach Erhöhung des Totholzanteils in Wäldern hat für den Stoffhaushalt der meisten Ökosysteme aber auch naturschutzfachlich bedenkliche Konsequenzen:

Unter anhaltend hohen Einträgen von Stickstoff in die naturnahen Ökosysteme Mitteleuropas (vgl. Gauger et al. 2002) führt das Belassen von Totholz (wie auch die Verringerung der Mahdhäufigkeit in Offenlandbiotopen) zu einer weiteren Mineralstickstoff-Anreicherung im Boden oder zu einer vermehrten Auswaschung von mineralisierten Stickstoffverbindungen. Fortschreitende Eutrophierung ihrer bzw. der im Abstrom des Grundwassers liegenden benachbarten Naturräume ist die Folge. Das gelegentliche Belassen eines Baumes hier und da, wo er eines natürlichen Todes gestorben ist (nicht unter Schädlingseinfluss), ist hier nicht gemeint.

5.3.3 Anwendung des BERN-Modells zur Berechnung von Biodiversitäts-Parametern

Die Ermittlung der Gesamtzahl von vorkommenden Arten an einem Standort ist nicht ausreichend zielführend für die Ableitung von Diversitätsparametern als Indikator für den Erhaltungszustand der Diversität in einem Gebiet. Es ist bekannt, dass gerade gestörte Geotope eine hohe Anzahl von Pflanzenarten zeitweilig hervorbringen können, wobei dennoch der überwiegende Teil der standorttypischen Arten vorher verloren ging. Durch menschliche Eingriffe (z. B. Kahlschlag und Aufforstung einer standortfremden Hauptbaumart) entstehen oftmals Sekundärsukzessionen, die artenreich sein können, aber das Diversitätspotenzial des Standortes wird durch diese Arten nicht repräsentiert. Dazu kommt das Problem der Instabilität dieser Ruderalvegetation bei zunehmender Maturität.

Ziel der Diversitätsbetrachtung sollte die Ermittlung eines Parameters sein, der das langfristig dynamisch-stabile standorteigene Diversitätspotenzial als Bezugsgröße beinhaltet. Die aktuelle Artenausstattung ist dann in Relation zu diesem standortseigenen Artenpotenzial zu bewerten. Dieser Parameter muss ein Qualitätsparameter

sein. Ein reiner Quantitätsparameter (z. B. Anzahl vorhandener Arten) kann aus o. g. Gründen nicht als Indikator für einen ausreichenden Schutz der Biodiversität einer Landschaft dienen.

Mit Hilfe des BERN-Modells wird das Artenzahl-Potenzial eines Standortes ermittelt, d. h. die Anzahl an Arten, die aufgrund ihrer hohen Standorttreue (> 60 % Stetigkeit) am Standort zu erwarten wären. Diesem Potenzial wird im zweiten Schritt aus aktuellen Vegetationsaufnahmen der rezente Stammarten-Anteil als Biodiversitäts-Parameter gegenübergestellt. Bewertet wird dabei aus der dynamischen Betrachtung der Vegetationsentwicklung in der Vergangenheit die Entwicklung der Biodiversität wie folgt:

$$\text{relative rezente Stamm-Diversität} = \frac{\text{Anzahl der aktuell aufgenommenen Arten (A}_{\text{akt}}) \text{ eines Habitats, die einer hochsteten (standorttreuen) Art der potenziell natürlichen Pflanzengesellschaft des entsprechenden Naturraumtyps entsprechen}}{\text{Stamm-Diversität (potenziell mögliche Anzahl der hochsteten Arten der potenziell natürlichen Pflanzengesellschaft)}}$$

Die Verfahrensweise zeigt Tabelle 5-5 am Beispiel eines Standortes im Altlandsberger Wald (vgl. Kap. 5.2.2). Dabei sind die rezenten Stammarten in den Aufnahmen aus den verschiedenen Jahren jeweils fett gedruckt gekennzeichnet.

Tabelle 5-5: Darstellung des Prinzips zur Ermittlung der relativen rezenten Stamm-Diversität an einem Beispiel-Standort

PNV	1981	1995	2005
Pflanzengesellschaft			
Melampyro-Quercetum roboris (Deschampsia flex.-Subass.)	Potentillo-Quercetum petrae-roboris (Primula-Subass.)	Asperulo odorati-Fagetum	Asperulo odorati-Fagetum
Arteninventar			
Baumschicht 1			
Quercus robur	Quercus robur	Quercus robur	Quercus robur
Pinus sylvestris	Pinus sylvestris	Pinus sylvestris	Pinus sylvestris
Baumschicht 2			
Betula pendula			
Quercus robur	Quercus robur	Quercus robur	Quercus robur
	Sorbus aucuparia	Sorbus aucuparia	Sorbus aucuparia
		Acer platanoides	
			Fagus sylvatica
Strauchschicht			
Sorbus aucuparia	Sorbus aucuparia	Sorbus aucuparia	Sorbus aucuparia
Fagus sylvatica	Fagus sylvatica	Fagus sylvatica	Fagus sylvatica
Rhamnus frangula	Rhamnus frangula	Rhamnus frangula	Rhamnus frangula
Juniperus communis			
			Tilia cordata
			Acer pseudoplatanus
			Prunus spinosa
			Fraxinus excelsior
			Crataegus monogyna
			Quercus rubra
Krautschicht			
Holcus mollis			
Carex piluliferae			
Hieracium pilosella			
Calluna vulgaris			
Luzula campestris			
Hieracium umbellatum			
Anthoxanthum odoratum	Anthoxanthum odoratum		
Festuca ovina ovina	Festuca ovina ovina		
Agrostis tenuis	Agrostis tenuis		
Poa pratensis	Poa pratensis		
Deschampsia flexuosa	Deschampsia flexuosa	Deschampsia flexuosa	Deschampsia flexuosa

PNV	1981	1995	2005
Pflanzengesellschaft			
Melampyro-Quercetum roboris (Deschampsia flex.-Subass.)	Potentillo-Quercetum petraeae-roboris (Primula- Subass.)	Asperulo odorati-Fagetum	Asperulo odorati-Fagetum
Arteninventar			
Vaccinium myrtillus			Vaccinium myrtillus
Melampyrum pratense	Melampyrum pratense		Melampyrum pratense
Veronica officinalis	Veronica officinalis		Veronica officinalis
Veronica chamaedrys	Veronica chamaedrys		Veronica chamaedrys
Hieracium lachenalii			Hieracium lachenalii
	Poa nemoralis		
	Melica nutans		
	Convallaria majalis		
	Euphorbia cyparissias		
	Galium verum		
	Campanula persicifolia		
	Hypericum perforatum		
	Arrhenatherum elatius		
	Moehringia trinervia	Moehringia trinervia	
	Urtica dioica	Urtica dioica	
	Galeopsis tetrahit	Galeopsis tetrahit	
	Calamagrostis epigeos	Calamagrostis epigeos	
	Brachypodium sylvaticum	Brachypodium sylvaticum	Brachypodium sylvaticum
	Viola riviniana	Viola riviniana	Viola riviniana
	Pteridium aquilinum		Pteridium aquilinum
	Dactylis glomerata		Dactylis glomerata
		Glechoma hederacea	
		Fagus sylvatica	
		Galium aparine	
		Acer platanoides	Acer platanoides
		Impatiens parviflora	Impatiens parviflora
			Oxalis acetosella
			Geum urbanum
			Fragaria vesca
			Prunus mahaleb
			Maianthemum bifolium
Moosschicht			
Webera nutans	Webera nutans		
Dicranum scoparium			
Hypnum cupressiforme			
Leucobryum glaucum			
Pleurozium schreberi			
			Dicranum spurium
Stamm-Diversität	relative rezente Stamm-Diversität		
29 Stamm-Arten	14 rezente Stamm-Arten	7 rezente Stamm-Arten	12 rezente Stamm-Arten
(≡ 100 %)	48 %	24 %	41 %

Literatur:

- BfN (Bundesamt für Naturschutz)** (2003) Karte der potenziell natürlichen Vegetation von Deutschland und Umgebung [online]. Deutschland, zu finden in <<http://www.floraweb.de/pnv/index.htm>>
- Gauger T, Anshelm F, Schuster H, Draaijers G P J, Bleeker A, Erisman J W, Vermeulen A T, Nagel H-D** (2002) Mapping of ecosystem specific long-term trends in deposition loads and concentrations of air pollutants in Germany and their comparison with Critical Loads and Critical Levels: Part 1: deposition Loads 1990-1999. Research report on behalf and for the account of Federal Environmental Agency (UBA). Berlin: BMU/UBA, FE-No. 299 42 210. Institute of Navigation, Stuttgart University
- De Vries W, Kros H, Reinds GJ, Wamelink W, Mol J, Van Dobben H, Bobbink R, Emmet B, Smart S, Evans C, Schlutow A, Kraft P, Belyazid S, Sverdrup H, Van Hinsberg A, Posch M, Hettelingh JP** (2001) Developments in deriving critical limits and modelling critical loads of nitrogen for terrestrial ecosystems in Europe, Alterra Report 1382, Alterra, Wageningen and CCE, Bilthoven 2007
- IPCC** (2001): Intergovernmental Panel on Climate Change. Land use, land-use change, and forestry: a special report of the IPCC, ed. by Watson RT, Cambridge Univ. Press, 2000
- Mahn E-G** (1959) Vegetations- und standortkundliche Untersuchungen an Felsfluren, Trocken- und Halbrocken rasen Mitteldeutschlands. Halle: Diss. Universität Halle, 215p
- Oberdorfer E** (Hrsg.) (1992) Süddeutsche Vegetationsgesellschaften. Jena Stuttgart New York: 2. stark bearb. Aufl., Gustav-Fischer-Verlag, Teile I-IV in 5 Bänden
- Passarge H** (1964) Vegetationsgesellschaften des nordostdeutschen Flachlandes: I. Pflanzensoziologie 13. Jena: Gustav-Fischer-Verlag
- Passarge H, Hofman G** (1968) Vegetationsgesellschaften des nordostdeutschen Flachlandes: II. Pflanzensoziologie 16. Jena: Gustav-Fischer-Verlag
- Preisung E, Vahle H-C, Brandes H, Hofmeister H, Tüxen J, Weber H-E** (1997) Die Pflanzengesellschaften Niedersachsens – Bestandsentwicklung, Gefährdung und Schutzprobleme: Rasen-, Fels- und Geröllgesellschaften. Naturschutz und Landschaftspflege Niedersachsens 20/5: 1-146
- Preisung E, Vahle H-C, Brandes H, Hofmeister H, Tüxen J, Weber H-E** (1990) Die Pflanzengesellschaften Niedersachsens – Bestandsentwicklung, Gefährdung und Schutzprobleme: Salzpflanzengesellschaften der Meeresküsten und des Binnenlandes. Naturschutz und Landschaftspflege Niedersachsens 20/7: 1-161
- Preisung E, Vahle H-C, Brandes H, Hofmeister H, Tüxen J, Weber H-E** (1990) Die Pflanzengesellschaften Niedersachsens – Bestandsentwicklung, Gefährdung und Schutzprobleme: Wasser- und Sumpfpflanzengesellschaften des Süßwassers. Naturschutz und Landschaftspflege Niedersachsens 20/8: 1-161
- Schlutow A, Hübener P (Kraft)** (2004) The BERN Model: Bioindication for Ecosystem Regeneration towards Natural conditions. Berlin: Umweltbundesamt Berlin, 50 p, UBA-Texte 22/04
- Schmidt P A, Hempel W, Denne M, Döring N, Gnüchtel A, Walter B, Wendel D** (2003) Erstellung einer Übersichtskarte der potenziell-natürlichen Vegetation M 1 : 50 000 von Deutschland sowie Erfassung und vegetationskundliche Erhebungen naturnaher Wälder als Grundlage für nationale und internationale Naturschutzplanungen – Sachsen: 3. Zwischenbericht zum F-E-Vorhaben. Tharandt und Dresden: TU Dresden, Fachrichtung Forstwissenschaften und Biologie
- Schubert R** (1960) Die zwergstrauchreichen azidiphilen Pflanzengesellschaften Mitteldeutschlands: Pflanzensoziologie 11. Jena: Gustav-Fischer-Verlag, 215 p
- Succow M** (1988) Landschaftsökologische Moorkunde. Jena: Gustav-Fischer-Verlag, 126 p
- UBA** (1996) Manual on methodologies and criteria for mapping Critical Levels & Loads and geographical areas where they are exceeded. Berlin: Umweltbundesamt Berlin, UBA-Texte 71/96
- UNECE/CCE** (1999) Protokoll der CRLTAP zur Verminderung von Versauerung, Eutrophierung und des bodennahen Ozons, Gothenburg.

6 Weiterentwicklung und Anwendung der Dynamischen Modellierung

Dr. – Ing. habil. Angela Schlutow, Dipl - Ing. Philipp Kraft

6.1 Modellvergleiche

6.1.1 Allgemeine Zielstellung dynamischer Modellierung

Die Dynamische Modellierung von Stickstoff- und Säureeinträgen mittels prozessorientierten bodenchemischen Modellen stellt eine konsequente Erweiterung des Critical Loads-Ansatzes dar. Es ergibt sich aus der praktischen Anwendung von Critical Loads z. B. in der Waldbewirtschaftungsplanung die Notwendigkeit, vom Steady-State-Ansatz zu dynamischen Modellen überzugehen, um die zeitliche Entwicklung der Waldböden bei sich ändernden Depositionsraten abschätzen zu können und um in die Berechnung der Critical Loads die Ist-Ziel-Differenz-Entwicklung mit zeitlichen Gradienten einbeziehen zu können.

Die grundlegende Fragestellung hierbei ist: Wird ein Absinken der Depositionen, d. h. eine Abnahme der Critical Loads-Überschreitungen, tatsächlich zu einer völligen Erholung der Ökosysteme führen? Wenn ja, welche Zeitspannen sind erforderlich, bis eine nachhaltige Regenerierung eingetreten sein wird?

Unter dieser Zielstellung sind eine Reihe von Modellen zur Rekonstruktion und Vorhersage von Zeitreihen verschiedener Parameter entwickelt worden mit jeweils unterschiedlichem Anwendungs- und Aussagebereich. Für die Umsetzung der Luftreinhaltekonvention sind dynamische Modelle erforderlich, die den Zeitverzug von Schädigung (Damage delay time - DDT) und den Zeitverzug der Regenerierung (Recovery delay time – RDT) prognostizieren können.

Die Anwendbarkeit für diese Aufgabenstellung sowie die Aussagequalität der im Folgenden beschriebenen bereits vorhandenen Modelle richtet sich insbesondere aber auch nach der Verfügbarkeit und Qualität der Eingangsdaten.

6.1.2 Modellübersicht

Versauerungsmodelle mit einfachem Stickstoffkreislauf

Das Modell **MAGIC7** (Model of Acidification of Groundwater in Catchments) (Cosby et al. 2001) enthält 3 Hauptteile: (1) Quantitative Abbildung der Boden-/Lösungs-Austauschprozesse, (2) chemische Prozesse beim Eintreten des Bodenwassers in den Grundwasserstrom, (3) Massen-Bilanz für Input und Output von Anionen und Kationen im Einzugsgebiet sowie eine Verlinkung zwischen diesen Teilen. Neuerdings ist auch eine prozessbasierte N-Dynamik integriert, die von der Beziehung zwischen dem C/N-Verhältnis in der organischen Substanz des Bodens (SOM – soil organic matter) und dem Austrag von Nitrat mit dem Sickerwasser (vgl. Gundersen et al. 1998) ausgeht unter Berücksichtigung des SOM-Pools. Als Input werden benötigt: N-Deposition, Denitrifikationsrate, Ratenkonstante für die N-Mineralisierung, N-Aufnahmerate in Pflanzen, Litter-Produktionsrate, Input und Output von organischem Kohlenstoff, die C/N-Verhältnisse der organischen Substanz sowie die Spanne des C/N-Verhältnisses des Bodens ($C/N_{\min}$; $C/N_{\max}$), innerhalb derer Immobilisierung stattfinden kann. Für Waldböden wird $C/N_{\min}$ auf 10 und $C/N_{\max}$ auf 25 gesetzt, dazwischen wird die Immobilisierungsrate linear von 0 - 100 % interpoliert.

Ursprünglich als Versauerungs-Modell entwickelt, sind nunmehr einige N-Parameter (N-Sättigung bei sich änderndem N-Gehalt im Humus unter Berücksichtigung von C/N-Grenzen) integriert.

Die Bodenhorizonte werden zusammengefasst, es besteht aber auch die Möglichkeit, bis zu 3 Horizonte zu separieren.

Als Eingangsdaten werden Zeitreihen für NO_x - und NH_y -Depositionen, Kationen- und Anionen-Flüsse, Niederschlag, N-Aufnahme der Pflanzen, N-Austrag mit der Ernte, Feuerereignisse, Umbruch und Kahlschlag benötigt. Konstante Werte, Initial-Werte oder Jahres-Mittelwerte sind für die Parameter N-Gehalt in Litter und Boden (bzw. C/N-Verhältnis), C/N-Grenzwert für das Leaching, die Basensättigung, pH-Wert, Sickerwasserrate, Temperatur einzugeben.

Das **VSD-Modell** (Very Simple Dynamic soil acidification model, www.mnp.nl/cce) hat zur Grundlage eine Massen-Bilanz-Gleichung der Ein- und Austragsraten, wobei die Ratenlimitierung von Pflanzenaufnahme und Silikat-Verwitterung sowie die Kationen-Austausch-Gleichgewichte berücksichtigt werden. Die Bodenlösungs-Chemie basiert auf dem Element-Eintrag aus der Luft (minus Netto-Aufnahmen minus Netto-Immobilisierung), der geochemischen Boden-Interaktion, dem Kohlendioxid-Gleichgewicht, Verwitterungsrate von Karbonaten, Silikaten und Kationen-Austausch. VSD betrachtet den Boden als eine Schicht. Die Zeitschritte betragen ein Jahr. Die Bodenwasser-Abflussrate wird gleichgesetzt mit dem jährlichen Niederschlags-Überschuss.

Dies ist ein vereinfachendes Modell für überwiegend versauernde Effekte, lediglich mit integriertem Immobilisierungs-Term auf der Basis seiner C/N-Abhängigkeit.

Mit Hilfe von VSD lassen sich jedoch Target Loads und Target Loads-Funktionen berechnen, so dass dieses Modell eine echte Weiterführung des Critical Loads-Ansatzes bietet.

Das Modell ist für regionale Maßstäbe flächendeckend anwendbar. Es benötigt eine relativ geringe Anzahl von Eingangsdaten, die leicht zu ermitteln sind.

Als Eingangsdaten werden Zeitreihen für NO_x - und NH_y -Depositionen, Kationen- und Anionen-Flüsse, Sickerwasserrate, Niederschlag, N-Aufnahme der Pflanzen, N-Austrag mit der Ernte benötigt. Konstante Werte, Initial-Werte oder Jahres-Mittelwerte sind für die Parameter N-Gehalt in Litter und Boden (bzw. C/N-Verhältnis), C/N-Grenzwert für das Leaching, die Basensättigung und Wasserhaltevermögen einzugeben. Intern dynamisch modelliert wird der pH-Wert.

SAFE stellt ein dynamisches Modell zur Bestimmung des Stoffhaushalts an Waldstandorten dar, welcher für verschiedene Bodenhorizonte / -schichten differenziert werden kann. So lassen sich die Effekte atmosphärischer Depositionen für den Stoffhaushalt abbilden. Das Modellpaket besteht aus dem dynamischen Modell **SAFE** sowie dem Teilmodell **PreSAFE**, das aus folgenden Modulen besteht: (1) dem steady state-Modell **INITSAFE**, mit dessen Hilfe die Startbedingungen für **SAFE** festgelegt werden, (2) und dem Modell **MAKEDEP**, das zur Generierung der Zeitreihen der Depositions- und der bestandeseigenen Parameter (Stoffaufnahme, Streufall, Kronenraumtausch) dient.

SAFE ist angelegt zur Abbildung von versauernden Wirkungen von Stoffeinträgen. Folgende Prozesse finden bei **SAFE** Berücksichtigung: Kationen-Austauschreaktionen, Gleichgewichtsreaktionen der Bodenlösung unter Einbeziehung von Kohlendioxid, organischen Säuren und Aluminium, Stoffverlagerung mit dem Bodenwasser, Mineralverwitterung, Deposition von basischen Kationen, Stickstoff, Schwefel und Chlorid, Nährstoffkreislauf der Nährelemente Kalzium, Magnesium, Kalium und Stickstoff, Netto-Festlegung der zuvor genannten Nährelemente und deren Export von der Fläche durch forstliche Maßnahmen, Netto-Mineralisation basischer Kationen, des Stickstoffs und des Schwefels sowie die Nitrifizierung. Betrachtet werden immer alle vorhandenen Bodenhorizonte separat und die Flüsse zwischen ihnen.

SAFE ist ein Modell ausschließlich für versauernde Effekte. Es ist aufgrund seiner extrem hohen Anforderungen an Eingangsdatenquantität und -qualität nur auf sehr gut untersuchte Standorte anwendbar.

Versauerungs- /Eutrophierungsmodelle (kompletter Kreislauf)

SMART2 (Simulation Model for Acidification's Regional Trends (Kros 2002) sagt Veränderungen des pH-Wertes, der Aluminium-, der basischen Kationen-, Nitrat-, Phosphor- und Sulphat-Konzentration vorher. Die Bodenlösungs-Chemie basiert hauptsächlich auf dem Elemente-Eintrag aus der Luft und -Austrag aus dem Grundwasser und berücksichtigt Kronenraum-Interaktionen, geochemische Interaktionen im Boden sowie komplette Nährstoffkreisläufe für N, P und basische Kationen. Die Umformungs-Prozesse im Modell beinhalten die Depositionen, Grundwasserstand, Blatt-Aufnahmerate, Blatt-Ausscheidung, Kohlendioxid-Gleichgewicht, Verwitterungsrate von Karbonaten, Silikaten und Aluminium-Hydroxiden, Sulfat-Sorption und Kationen-Austausch, Litter-Produktion, Mineralisation, Wurzel-Aufnahme, Immobilisierung, Nitrifizierung, Denitrifikation und optional N-Fixation. Dabei werden die Einflüsse von pH und Wassergehalt auf die Mineralisierung, Nitrifizierung und Denitrifizierung berücksichtigt. Das ursprüngliche Ein-Schicht-Modell wurde zu einem Zwei-Schicht-Modell erweitert, das nun den organischen Horizont und den mineralischen Horizont getrennt betrachtet. Die Zeitschritte betragen ein Jahr. Die Bodenwasser-Abflussrate wird gleichgesetzt mit der jährlichen Niederschlagsmenge minus Evapotranspirationsrate. **SMART2** ist kombiniert mit dem Vegetations-Sukzessions-Modell **SUMO** (Wamelink et al. in prep.), das die Litter-Produktionsrate (einschließlich N und P) sowie die Vegetationsstruktur simuliert.

Dieses Nährstoff-Kreislauf-Modell integriert Eutrophierungs- und Versauerungs-Wirkungen in hoher Komplexität. Es ist auf regionaler Ebene flächendeckend anwendbar, benötigt jedoch eine umfangreiche Datenbasis. Als Eingangsdaten werden Zeitreihen für NO_x - und NH_y -Depositionen, Kationen- und Anionen-Flüsse, N-Gehalt in Litter und Boden (bzw. C/N-Verhältnis), N-Gehalt in verschiedenen organischen Boden-Pools, Niederschlag, die Basensättigung, pH und Wassergehalt benötigt. Konstante Werte, Initial-Werte oder Jahres-Mittelwerte sind für die Parameter C/N-Grenzwert für das Leaching, Sickerwasserrate, N-Aufnahme der Pflanzen und N-Austrag mit der Ernte, einzugeben.

Dieses Modell ist gegenwärtig noch in der Entwicklung und steht für Anwendungen anderer Nutzer nicht zur Verfügung.

ForSAFE als Weiterentwicklung von **SAFE** ist ein mechanistisches Modell, das den Kohlenstoff-/Stickstoff-Zyklus und die Bodenchemie simuliert. Das Modell beruht auf der Kombination von drei etablierten Modellen (**PnET-CN**, **Decomp** und **SAFE**). **PnET-CN** (Aber, Ollinger und Driscoll 1997) wird benutzt, um das Baumwachstum zu bestimmen. Die Simulation der Kohlenhydratproduktion durch Photosynthese erfolgt unter Berücksichtigung von Respiration, Baumwachstum und Zuwachs-Respiration, N-Gehalt der Blätter und Blattflächen-

Index (LAI). Der Nährstoffbedarf der Pflanzen wird abgeschätzt auf der Basis der Zuwachsrates. Die Nährstoffverfügbarkeit in der Bodenlösung wird aus dem chemischen Gleichgewicht zwischen Boden und Bodenlösung abgeleitet. Decom (Walse, Berg und Sverdrup 1998) ist - wie auch ForSAFE und SAFE - ein prozess-orientiertes Multi-Layer-Modell für die Mineralisierung organischer Substanz unter Berücksichtigung der Einflüsse von Temperatur, Feuchte, pH und Aluminium-Gehalt. Das Mineralisierungs-Modell stellt den Zersetzungsablauf von der organischen Substanz zum Boden dar, wobei die Zersetzungsrate von den Anteilen an leicht zersetzbarer Substanz wie Aminosäuren und Peptide, an Ligninen, Zellulosen und nicht zersetzbarem Rest in den Blättern/Nadeln, in den nicht geernteten Holzabfällen und in den Wurzeln abhängt. SAFE (Alveteg 1998) simuliert die Säure-/Basen-Bodenchemie hinsichtlich chemischer Verwitterung, Kationen-Austausch, Auswaschungsrate von Säureneutralisationskapazität und Lösungs-Gleichgewichts-Reaktionen (siehe oben). ForSAFE ist kombiniert mit dem Modell ForSAFE-VEG, das den Einfluss auf die Boden-Vegetation, das Baumwachstum, auf die Boden-Chemie, auf Boden-Vorräte und Nährstoff-Kreisläufe und die Kohlenwasserstoffe abbildet.

Betrachtet werden immer alle vorhandenen Bodenhorizonte separat und die Flüsse zwischen ihnen.

ForSAFE ist aufgrund seiner extrem hohen Anforderungen an Eingangsdatenquantität und -qualität nur auf sehr gut untersuchte Standorte anwendbar. Als Eingangsdaten werden Zeitreihen für NO_x - und NH_y -Depositionen, Kationen- und Anionen-Flüsse, Temperatur, Niederschlag, Licht-Einfluss, Windgeschwindigkeit, atmosphärische CO_2 -Konzentration, N-Austrag mit der Ernte, Weideintensität, Feuerereignisse, und Kahlschlag benötigt. Konstante Werte, Initial-Werte oder Jahres-Mittelwerte sind für die Parameter N-Gehalt in Litter und Boden (bzw. C/N-Verhältnis), Basensättigung, pH-Wert, Boden-Mineralogie, Wasserhaltevermögen, Pflanzenwachstums-Parameter, N-Aufnahme der Pflanzen, Art der Weidetiere und die Basensättigung einzugeben.

Stickstoffmodelle ohne Kationenaustausch

Das **MERLIN-Modell** (Model of Ecosystem Retention and Loss of Inorganic Nitrogen) (Cosby et al. 1997) ermittelt die Konzentration und die Flüsse von Nitrat und Ammonium im Sickerwasser, den N-Gehalt in organischen und anorganischen Bestandteilen, das C/N-Verhältnis in Pflanzen- und Boden-Kompartimenten, die N-Aufnahmeraten, Immobilisierungsraten und Mineralisierungsraten. Dabei werden 4 Kompartimente betrachtet: aktive Pflanzenteile, Holzbiomasse, frischer organischer Abfall (Labile organic matter – LOM) und der zersetzungsresistente Rest von organischen Kohlenstoff-/Stickstoffverbindungen im Boden (ROM), wobei verschiedene Bodenhorizonte nicht einzeln betrachtet werden. Die wichtigsten Prozesse, die von MERLIN abgebildet werden, sind: Depositionen, hydrologischer Abfluss, Pflanzenaufnahme, Litter- und Holzproduktion, mikrobielle Immobilisierung, Mineralisierung, Nitrifizierung und Denitrifizierung. Die entscheidenden Parameter, die diese Prozesse bestimmen, sind Kohlenhydrat-Produktivität, C/N-Verhältnis in den organischen Bestandteilen sowie anorganischer Stickstoff in der Bodenlösung. Ausgegeben werden die Austragsraten von Nitrat und Ammonium mit den Sickerwasser sowie die Konzentration in der Bodenlösung.

MERLIN ist ein reines Stickstoff-Modell ohne Berücksichtigung von Säure-/Basen-Dynamik. Es ist für die standortspezifische Anwendung konzipiert und erfordert eine Vielzahl von Eingangsdaten, die nicht leicht messbar oder aus regionalen Erhebungen ableitbar sind, unter anderem den aktuellen C- und N-Pool sowie die N-Austragsrate mit dem Sickerwasser. Als Eingangsdaten werden Zeitreihen für NO_x - und NH_y -Depositionen, Kationen- und Anionen-Flüsse, Niederschlag, N-Aufnahme der Pflanzen, N-Austrag mit der Ernte, Feuerereignisse, Umbruch und Kahlschlag benötigt. Konstante Werte, Initial-Werte oder Jahres-Mittelwerte sind für die Parameter N-Gehalt in Litter und Boden (bzw. C/N-Verhältnis), N-Gehalt in verschiedenen organischen Boden-Pools, C/N-Grenzwert für das Leaching, die Basensättigung, pH-Wert, Sickerwasserrate und Weideintensität einzugeben.

PnET ist ein biogeochemisches Modell, das für Forsten den Kohlenstoff-, Stickstoff- und Wasser-Zyklus simuliert ohne Berücksichtigung von Säure-/Basen-Dynamik. Modellergebnisse sind die Netto-Ökosystemproduktion, die Primärproduktivität (NPP), die Holzproduktion und Wasserflüsse.

Von den drei existierenden Versionen ist PnET-Day auf die Berechnung täglicher Photosynthese-Leistungen und Kronenoberflächen-Flüsse basierend auf Blattmasse, Blatt-N-Gehalt, Temperatur und Globalstrahlung ausgerichtet (Aber et al. 1996). PnET II ist ein Kohlenstoff- und Wassermmodell, das in monatlicher Auflösung NPP, Transpiration, und Wasserabfluss auf der Basis von Kohlenstoff-Bindung und Respiration sowie einer umfassenden Wasserbilanz ermittelt (Aber et al. 1995). PnET-CN ist die Weiterentwicklung von PnET II und bezieht zusätzlich die Holzbiomasse, Organische Substanz des Bodens, Algorithmen für Biomasse-Umsetzung und Dekompostierung ein, so dass ein kompletter Kohlenstoff- und Stickstoff-Kreislauf abgebildet wird (Aber et al. 1997). Dieses PnET-CN-Modell ist gleichzeitig Bestandteil von ForSAFE als Modell für das Waldwachstum. Die Dekompostierung von holzigen Pflanzenresten, Blatt-/Nadelfall und Feinwurzeln wird unter Berücksichtigung von C- und N-Mineralisierung, -Immobilisierung, Blatt-Zersetzung, Humusform und Kohlenstoffresten in der organischen Bodensubstanz (SOM) modelliert. Die Mineralisierungsrate wird indirekt proportional zum C/N-Verhältnis in den Grenzen von 1,5 % N bis 4,3 % N in SOM kalkuliert.

In Pnet-CN variiert ein Nitrifikations-Index von 0 bis 1 in Abhängigkeit von den Konkurrenzverhältnissen zwischen Nitrifizierern und Pflanzen bei der Ammonium-Aufnahme. Die Pflanzenaufnahme ist abhängig von N-Bedarf und N-Verfügbarkeit, sowie von der N-Limitierung aufgrund der Interaktionen zwischen N und C im Nährstoffkreislauf.

Betrachtet werden immer alle vorhandenen Bodenhorizonte separat und die Flüsse zwischen ihnen in mindestens monatlicher zeitlicher Auflösung.

PnET ist aufgrund seiner extrem hohen Anforderungen an Eingangsdatenquantität und -qualität nur auf sehr gut untersuchte Standorte anwendbar. Als Eingangsdaten werden Zeitreihen für NO_x - und NH_y -Depositionen, Temperatur, Niederschlag, Licht-Einfluss, atmosphärische CO_2 -Konzentration, N-Aufnahme der Pflanzen, N-Austrag mit der Ernte und Kahlschlag benötigt. Konstante Werte, Initial-Werte oder Jahres-Mittelwerte sind für die Parameter N-Gehalt in Litter und Boden (bzw. C/N-Verhältnis), N-Gehalt in verschiedenen organischen Boden-Pools, C/N-Grenzwert für das Leaching, Feuerereignisse, Pflanzenwachstums-Parameter einzugeben.

PnET-BGC erweitert das PnET-CN-Modell um Kationen-Kreisläufe und ist abgeleitet aus dem Gleichgewichts-Prozess-Modell CHES.

Das **Forest-DNDC** Modell ist ein mechanistisches biogeochemisches Modell und stellt die Modellvariante zur Simulation biogeochemischer N- und C-Umsetzungen in Waldökosystemen dar (Li et al. 2000, Stange 2000; Stange et al. 2000, Butterbach-Bahl und Kiese 2005). Das Forest-DNDC Modell basiert auf einem prozessorientierten Modellansatz und setzt sich aus den Modulen zur Simulation des Bodenklimas, des Pflanzenwachstums, der Mineralisation sowie der in die N- und C-Spurengasproduktion und Konsumption involvierten Prozesse Nitrifikation, Denitrifikation, Methanogenese und Methan-Oxidation, zusammen. Darüber hinaus enthält das Forest-DNDC Modell auch ein Modul zur Beschreibung der asymbiotischen Fixierung von elementarem Stickstoff. Dies bedeutet, dass die wesentlichen in die C- und N-Umsetzung in Ökosystemen involvierten Prozesse explizit im Modell abgebildet sind. Ein besonderer Schwerpunkt des Forest-DNDC Modells liegt auf der detaillierten Beschreibung der in den N-Kreislauf involvierten zentralen Prozesse Nitrifikation und Denitrifikation. Das Forest-DNDC Modell ist damit in der Lage, die wesentlichen pflanzlichen und mikrobiellen Prozesse wie pflanzliche und mikrobielle N-Aufnahme und -Bindung in Biomasse, Mineralisierung organischer Substanz, Nitrifikation, Denitrifikation und N_2 -Fixierung nachzuvollziehen. Gleichzeitig werden die physikochemischen Prozesse wie Diffusion von Gasen z.B. O_2 , N_2O , NO im Bodenprofil und O_2 -Verfügbarkeit, Nitrat und DOC-Verlagerung mit der Bodenwassersickerung sowie NH_4^+ -Bindung an Tonminerale, die in die ökosystemaren C- und N-Stoffumsetzungen involviert sind und u. a. den Stoffaustausch zwischen der Biosphäre und der Atmosphäre determinieren, abgebildet. Die vorliegenden Ergebnisse des Forschungsvorhabens zeigen, dass das in MOBILE eingebettete Forest-DNDC Modell mit gutem Erfolg auf der Punktskala aber auch auf regionaler Skala zur Simulation von ökosystemaren N-Flüssen und den damit verbundenen Austauschvorgängen mit der Atmosphäre (Spurengasfreisetzung: NO , N_2O und N_2) und der Hydrosphäre (NO_3 -Austrag unterhalb der Hauptwurzelzone) eingesetzt werden kann. Die auf Standortebene durchgeführten Langzeitsimulationen zeigen, dass das Forest-DNDC Modell sensitiv und realistisch auf Änderungen atmosphärischer N-Einträge reagiert, z.B. durch Veränderungen der C/N Verhältnisse im Oberboden, erhöhten Nitrat-Austrägen oder steigenden N-Spurengasemissionen.

CENTURY ist ein biogeochemisches dynamisches Modell der C-, N- und S- Kreisläufe in Boden und Vegetation ohne Berücksichtigung von Säure-/Basen-Dynamik. Es dient der Ermittlung kurz- und langfristiger Änderungen von Gehalt an organischer Substanz und der Bodenfruchtbarkeit. Es beinhaltet ein Pflanzenproduktions-Untermmodell und kann parametrisiert werden für Grasland, Forsten, Ackerland und Savanne (NREL 2005, www.nrel.colostate.edu/projects/century/overview.htm). Es ist das bisher weltweit am häufigsten angewandte und bestvalidierte Boden-SOM-Modell. Das SOM-Untermmodell umfasst den aktiven, den langsamen und den passiven Boden-Pool, die sich durch die potenzielle Dekompostierungsrate, den ober- und unterirdischen Litter-Pool und den Mikroben-Pool unterscheiden. Die Flüsse zwischen diesen Pools werden bestimmt vom C/N-Verhältnis, der Temperatur und dem Wassergehalt, im Ergebnis wird die N-Mineralisierungsrate kalkuliert. Die pflanzliche Produktivität wird unter Berücksichtigung von Feuchte, Temperatur, N-, P- und S-Verfügbarkeit auf der Basis des von-Liebig-Ansatzes ermittelt. Dabei werden Ereignisse wie Ernte, Beweidung, Feuer und Umbruch einbezogen.

Das Modell ermöglicht, verschiedene Boden-Horizonte zu berücksichtigen. Es benötigt eine moderate Anzahl von Eingangs-Parametern, die in der Regel regional aufgelöst verfügbar sind. Als Eingangsdaten werden Zeitreihen für NO_x - und NH_y -Depositionen, Temperatur, Niederschlag, atmosphärische CO_2 -Konzentration, Weideintensität, Feuerereignisse und Kahlschlag benötigt. Konstante Werte, Initial-Werte oder Jahres-Mittelwerte sind für die Parameter N-Gehalt in Litter und Boden (bzw. C/N-Verhältnis), N-Gehalt in verschiedenen organischen Boden-Pools, pH-Wert, Wasserhaltevermögen sowie Pflanzenwachstums-Parameter einzugeben. N-Austrag mit der Ernte und N-Aufnahme der Pflanzen werden modellintern dynamisch kalkuliert.

6.1.3 Gegenüberstellende Bewertung hinsichtlich der Anwendbarkeit

Für die Erfüllung der Aufgabenstellung (vgl. Kap. 6.1.1) sind die vorhandenen oben beschriebenen Modelle mehr oder weniger nicht geeignet.

Mit Modellen, bei denen die Versauerungs-Dynamik modelliert wird ohne Berücksichtigung des vollständigen Stickstoff-Zyklus, der auch zur eutrophierenden Wirkung führt (SAFE, VSD, MAGIC7), ist keine Kopplung mit einem biologischen Response-Modell möglich, da die Pflanzen immer nur auf die komplexen Synergieeffekte im Boden reagieren und so eine eindeutige Reaktion nicht indiziert werden kann. Aber auch politisch ist das Problem der Versauerung nicht mehr von vordergründigem Interesse. Die rapide Abnahme von Schwefel-Depositionen in Mitteleuropa seit Mitte der 90iger Jahre wird begleitet von einer Stagnation der Stickstoff-Depositionen auf hohem Niveau ohne nachhaltigen Abwärts-Trend. Diese Situation erfordert nunmehr eine Konzentration von Forschung und Politik auf die Stickstoff-Einträge und ihre komplexen Wirkungen im Nährstoffhaushalt von Bodenorganismen und Pflanzen, wobei die Wechselwirkungen zwischen Säure-/Basen-Dynamik und Kohlenstoff-/Stickstoff-Zyklus nicht vernachlässigt werden dürfen.

Die Modelle, die zwar den Stickstoff-Zyklus in mehr oder weniger allen Einzel-Prozessen abbilden (PnET, Forest DNDC, CENTURY) vernachlässigen ihrerseits wieder die Kopplung vieler biochemischer Prozesse an den Kationen-Kreislauf in unzulässiger Weise, da so die Reaktionen von Bodenorganismen und Pflanzen auf Fremdstoffeinträge nicht mehr nachvollziehbar vorhergesagt werden können.

Den fachlichen Anforderungen genügen deshalb nur die Modelle, in denen der Nährstoffhaushalt als Bedingungsgefüge aus C-, N-, Bc- (und möglicherweise weiteren) Nährstoffen simuliert wird unter Berücksichtigung der gegenseitigen Abhängigkeit und Limitierung (ForSAFE). Auch SMART II scheint nach gegenwärtigen Aussagen der Autoren viel versprechend, das Modell ist jedoch noch nicht anwendungsreif veröffentlicht. ForSAFE ist zwar auch noch in der Testphase, steht jedoch schon für potenzielle Tester zur Verfügung. Die Datenanforderungen von ForSAFE, insbesondere die mineralogischen Analysen, sind nur für ganz wenige, besonders gut untersuchte Level-II-Standorten vorhanden.

6.2 Test der Anwendbarkeit von Modellen

6.2.1 Auswahl von Modellen und Testflächen

Das entscheidende Auswahlkriterium für das am besten geeignete dynamische Modell für die dynamische Berechnung des deutschen Datensatzes war die Anwendbarkeit auf jeden Rezeptorpunkt, das heißt die Verfügbarkeit über die notwendigen Eingangsdaten in einer Auflösung von 1x1 km über die gesamte Waldfläche Deutschlands.

Getestet wurde die Anwendung von SAFE, ForSAFE und VSD. Testflächen waren gut untersuchte Level-II-Flächen, für die vom ICP Forest PCC die Datenbank zur Verfügung gestellt wurde.

Im Ergebnis der Anwendbarkeitstests mussten das SAFE- und das ForSAFE-Modell leider als nicht anwendbar ausgeschlossen werden. Auch wenn ForSAFE im Modellansatz die fachlich höchste Komplexität bietet und theoretisch allen Anforderungen an eine Schnittstelle zur dynamischen biologischen Modellierung (BERN) genügt, ist seine Anwendung flächenhaft in Deutschland gegenwärtig nicht leistbar, da die erforderlichen Daten zur Mineralanalyse nicht verfügbar sind.

Das VSD-Modell erwies sich als anwendbar auf eine Reihe von Level-II-Plots.

6.2.2 Ergebnisse und deren Bewertung

Dynamische Bodenchemie-Modelle wie VSD zeigen einen deutlichen und plausiblen zeitlichen Verlauf der Wirkungen von Säureeinträgen und Waldbewirtschaftung auf die Element-Konzentrationen in der Bodenlösung. Die Schlüsselprozesse wie die Element-Flüsse der Depositionen, Nährstoff-Aufnahme durch die Waldbäume, Nährstoffkreisläufe einschließlich N-Immobilisierung, Verwitterungsprozesse von basischen Kationen und Aluminium, sowie die Auswaschung von Elementen ins Grundwasser werden vom Modell abgebildet. Dabei werden auch die Gleichgewichts-Reaktionen innerhalb der Bodenlösung berücksichtigt. Die Kalkulation beruht sowohl auf der Level-II-Datenbank als auch auf historischen Depositionsreihen aus der Literatur. Die zukünftigen Depositions-Zeitreihen basieren auf dem Szenarium der Einhaltung der im UNECE-Protokoll von Göteborg (1999) abgegebenen Reduktions-Verpflichtungen Deutschlands (IIASA 2001). Die ausgewählten Level-II-Plots sind nicht repräsentativ für Deutschland, aber aufgrund der Datenverfügbarkeit geeignet für eine Testung des VSD-Modells (vgl. Abbildung 6-1).

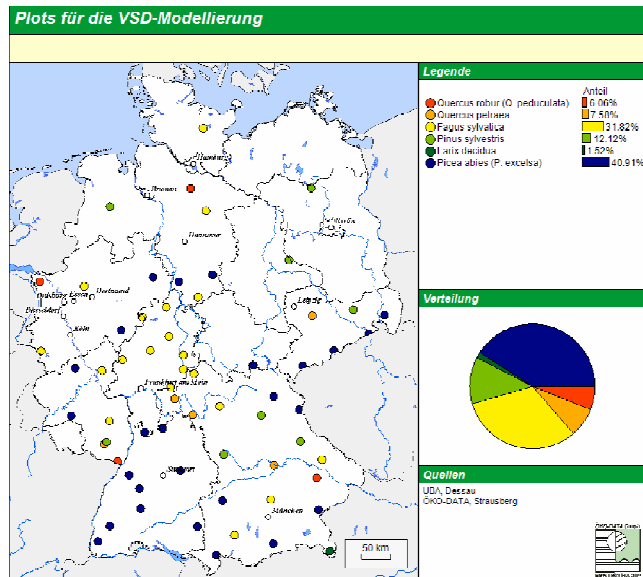


Abbildung 6-1: Level-II-Plots für die Anwendung von VSD in Deutschland

Gleichzeitig wurde ein Test mit dem SAFE-Modell an 8 Level-II-Standorten in Deutschland durchgeführt. Auch hierfür wurden die PCC-Daten genutzt, jedoch ergänzt durch Daten aus spezifischen Forst-Monitoring-Studien.

Im Ergebnis der VSD-Modellrechnungen zeigen sich ein Anstieg der Versauerung von 1950 (vgl. Abbildung 6-2) bis 1980 (vgl. Abbildung 6-3) und eine Erholung bis 2030 (vgl. Abbildung 6-4, Abbildung 6-5).

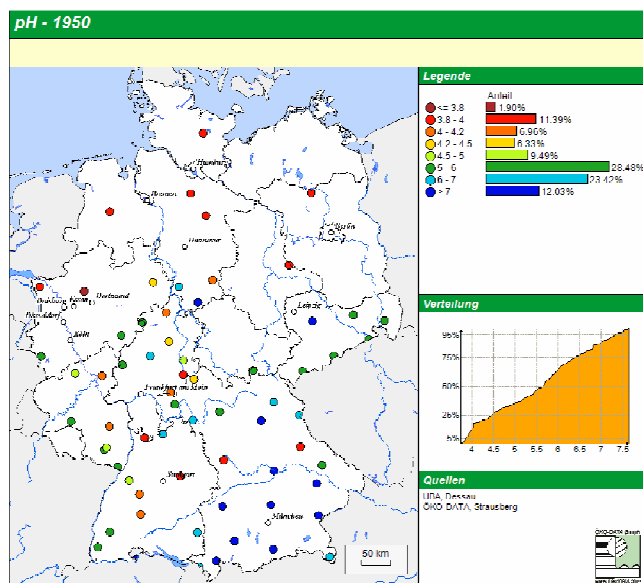


Abbildung 6-2: pH-Wert an den Level-II-Plots um 1950 im Ergebnis der VSD-Modellierung

Dieses Modellergebnis steht grundsätzlich in Übereinstimmung mit den Messergebnissen und mit den Beobachtungen, die europaweit aus allen Monitoring-Programmen mitgeteilt worden sind. Die beobachtete teilweise Erholung begründet sich auf die erfolgreiche Reduzierung versauernder Einträge. Der standortweise Vergleich zeigt ein uneinheitliches Bild der ökosystemaren Reaktionen in Abhängigkeit von den standorts- und vegetations-spezifischen Bedingungen. Level-II-Plots mit langfristig kaum verändertem pH-Wert konzentrieren sich in den kalkreichen Regionen mit hohem natürlichem Säurepuffer. Empfindliche Böden zeigen einen deutlichen pH-Rückgang und nur teilweise Erholungstendenzen.

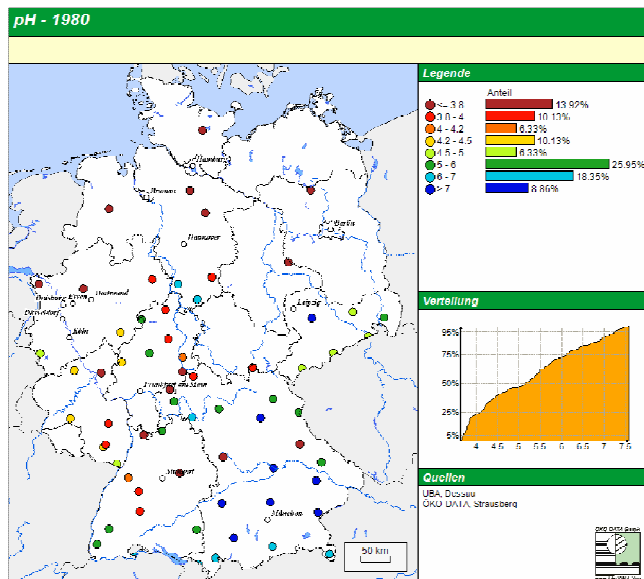


Abbildung 6-3: pH-Wert an den Level-II-Plots um 1980 im Ergebnis der VSD-Modellierung

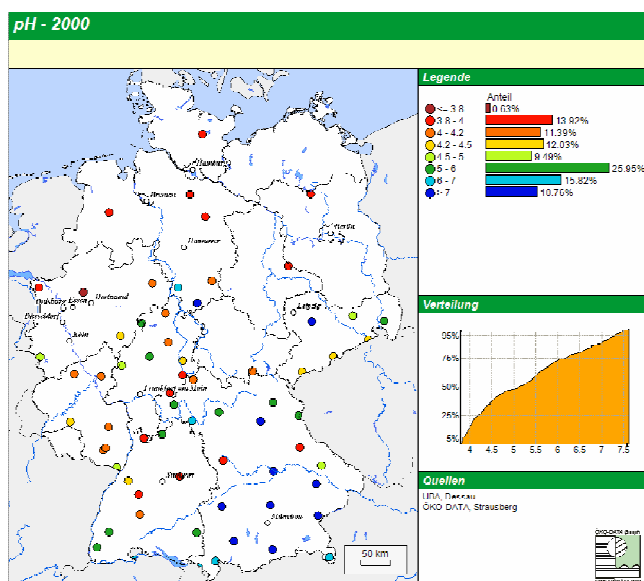


Abbildung 6-4: pH-Wert an den Level-II-Plots um 2000 im Ergebnis der VSD-Modellierung

Eine volle Regenerierung ist zu erwarten an Standorten, deren pH-Wert infolge Depositions-Reduzierungen auf den historischen Stammwert angehoben worden ist. Dabei ist zu berücksichtigen, dass dieses dynamische Modell auf die Chemie der Bodenlösung fokussiert ist, die eng mit der Deposition verbunden ist und deshalb sehr rasche Reaktionen auf Veränderungen zeigt. Die Erholung der festen Bodenphase ist dagegen deutlich langsamer und kann mehrere Jahrzehnte dauern.

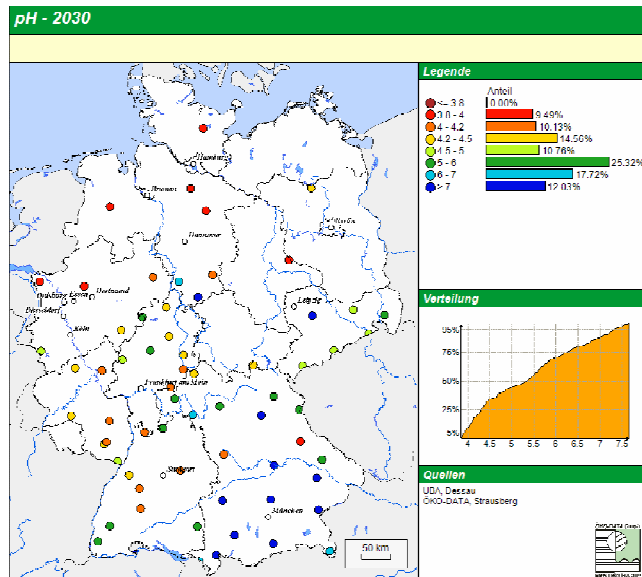


Abbildung 6-5: pH-Wert an den Level-II-Plots um 2030 im Ergebnis der VSD-Modellierung auf der Basis des Göteborg-Szenariums

Ein-Schicht-Modelle wie das VSD vernachlässigen die Abhängigkeit des chemischen Zustandes zwischen den einzelnen Boden-Horizonten. Deshalb stehen Messergebnisse auch in einem besseren Verhältnis zu den Ergebnissen von Mehr-Schicht-Modellen wie SAFE oder ForSAFE. Die Modell-Ergebnisse, die mit SAFE erzielt wurden (vgl. Abbildung 6-6 bis Abbildung 6-8), zeigen zu erwartende, mehr oder weniger starke Erholungstendenzen einiger Standorte nach Erreichen der im Göteborg-Protokoll festgelegten Depositions-Minderungsziele.

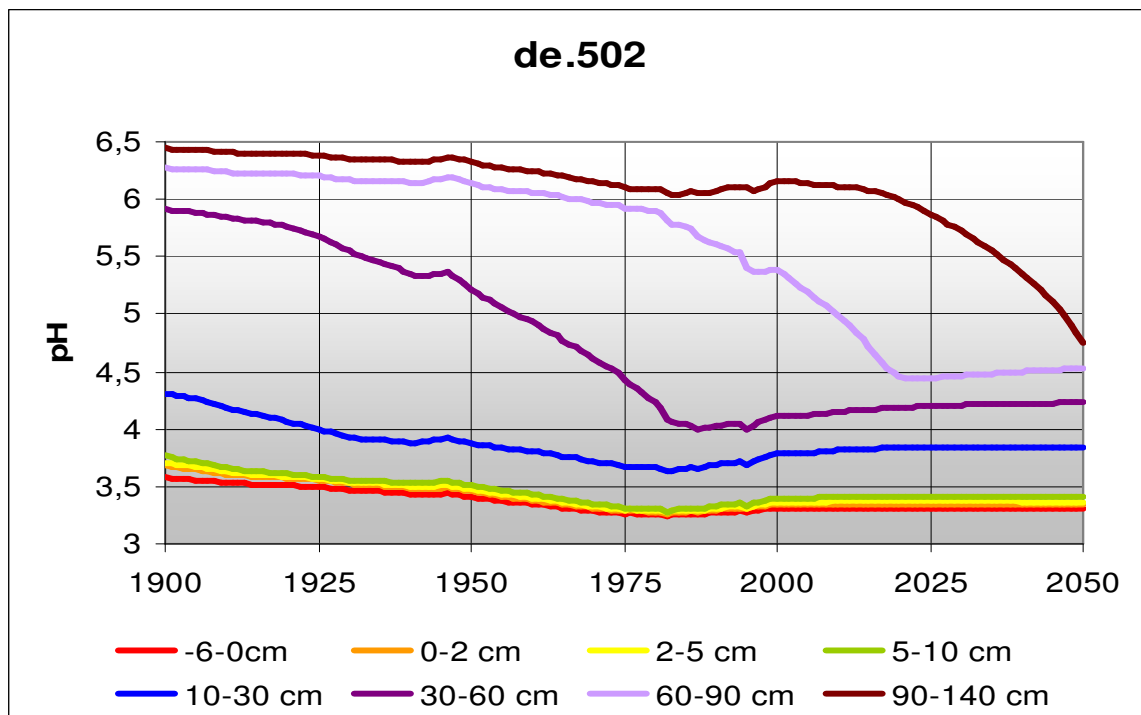


Abbildung 6-6: Dynamische Modellierung der Versauerungseffekte mit dem Mehrschichtmodell SAFE am Level-II-Standort Tannenbusch (130 Jahre alte Eichen mit Unterstand aus Birke, auf sandiger Gley-Braunerde, Jahresniederschlag 900 mm, Jahresmitteltemperatur 9 °C, Säure-Deposition: 900 eq S ha⁻¹ a⁻¹, 2170 eq N ha⁻¹ a⁻¹)

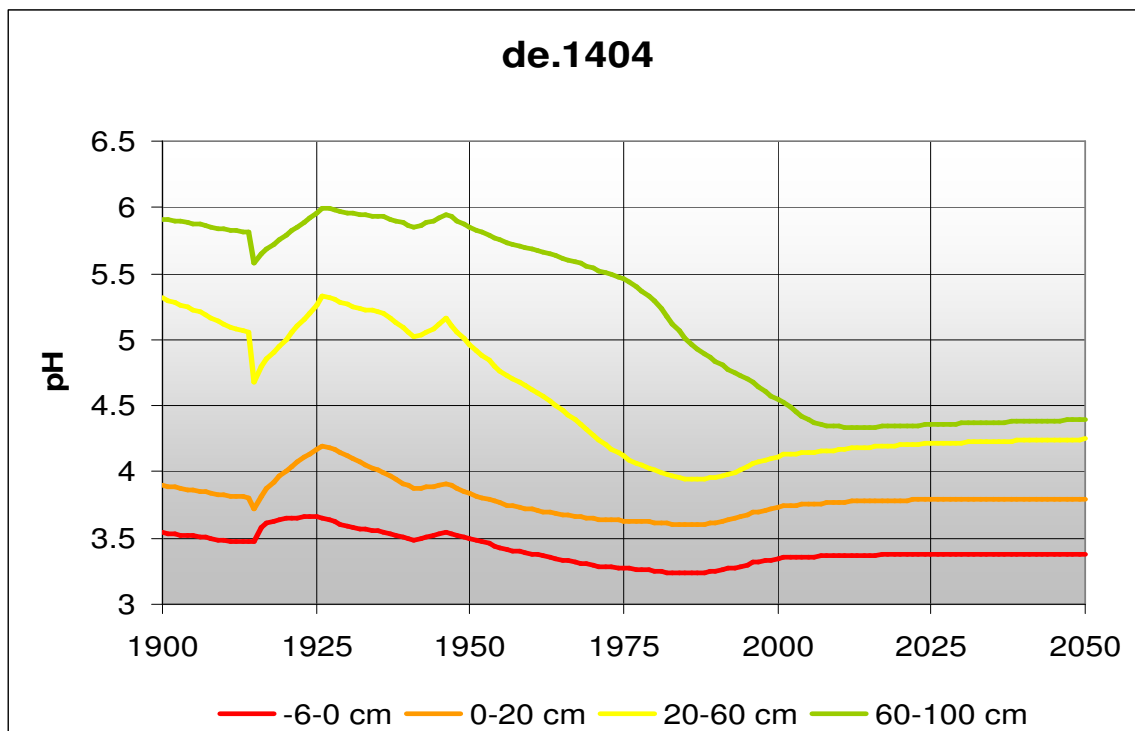


Abbildung 6-7: Dynamische Modellierung der Versauerungseffekte mit dem Mehrschichtmodell SAFE am Level-II-Standort Bautzen (90 Jahre alte Fichten auf schluffiger Braunerde, Jahresniederschlag 900 mm, Jahresmitteltemperatur 8 °C, Säure-Deposition: 1280 eq S ha⁻¹ a⁻¹, 2330 eq N ha⁻¹ a⁻¹)

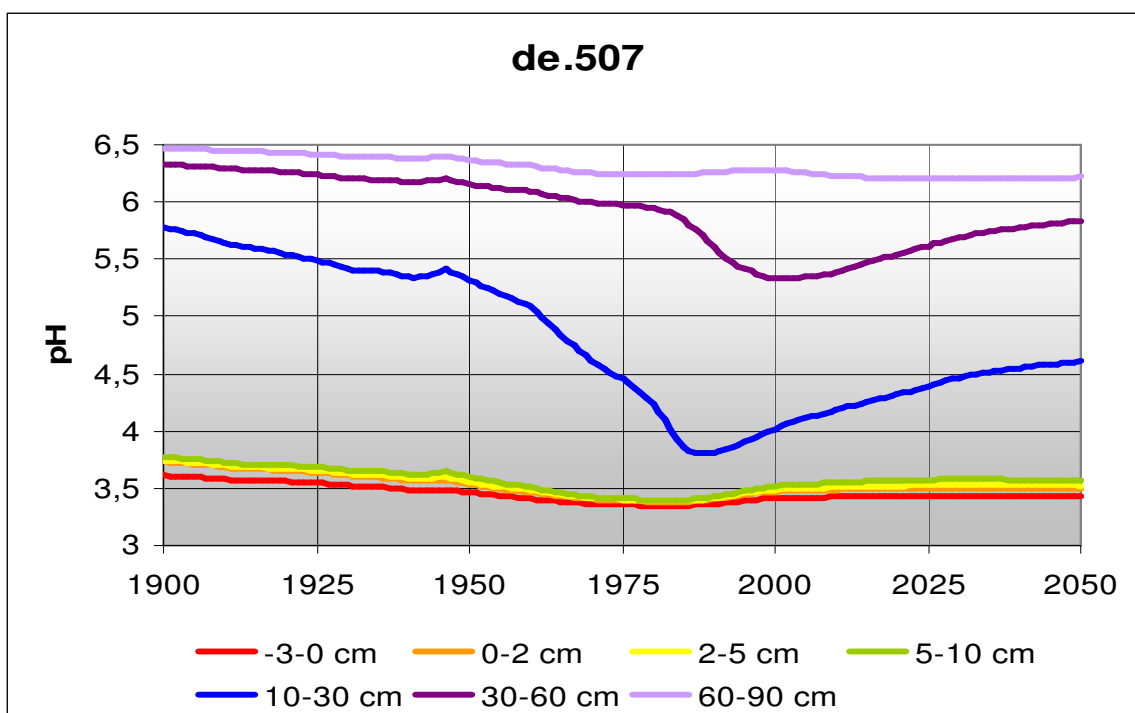


Abbildung 6-8: Dynamische Modellierung der Versauerungseffekte mit dem Mehrschichtmodell SAFE am Level-II-Standort Monschau (140 Jahre alte Rotbuchen auf Lehm-Gley, Jahresniederschlag 1050 mm, Jahresmitteltemperatur 8 °C, Säure-Deposition: 720 eq S ha⁻¹ a⁻¹, 1160 eq N ha⁻¹ a⁻¹)

Die deutschen Level-II-Standorte 502 und 1404 (vgl. Abbildung 6-6 und Abbildung 6-7) zeigen, dass die Versauerungsfront im Boden weiter voranschreitet und auch in Zukunft immer noch tiefere Bodenschichten erreichen wird. Der Standort 502 reagiert besonders langsam aufgrund seiner primär natürlichen hohen Neutralisationskapazität. Dagegen reagiert der Standort 1404 sehr rasch. Der Level-II-Plot 507 (vgl. Abbildung 6-8) lässt eine Regenerierung des pH-Wertes bis 2050 erwarten, die auch in den tieferen Bodenschichten bis fast zum primär natürlichen pH-Wert zurückführen wird.

6.3 Modellauswahl und –anwendung zur Erarbeitung eines nationalen Datensatzes mit repräsentativen Ergebnissen

Einen wesentlichen Bestandteil des Arbeitsplanes der Working Group for Effects (WGE) stellen im Hinblick auf die EU-NEC-Richtlinie / CAFE-Strategie und die UNECE Luftreinhaltekonvention Ergebnisse dynamischer Modelle dar, die sowohl Versauerungs- als auch Eutrophierungsprozesse behandeln. Ziel ist, belastete Ökosysteme innerhalb eines definierten Zeitraums wieder in einen stabilen Ökosystemzustand zu überführen und die hierfür notwendigen Reduktionen anthropogen verursachter, atmosphärischer Schadstoffeinträge (Schwefel- sowie reduzierte und oxidierte Stickstoffverbindungen) – dargelegt mittels Target Load Functions (TLF) - zu erreichen.

Aus dem Vergleich der dynamischen Modelle hinsichtlich ihrer Anwendbarkeit für den gesamten deutschen Datensatz ergab sich als einzige Möglichkeit, das VSD-Modell zu wählen, weil nur für diese Modellrechnungen für alle Rezeptor-Flächen die notwendigen Eingangsdaten zur Verfügung stehen, bzw. aus anderen Datensätzen ausreichend genau hergeleitet werden können.

6.3.1 Konzept des VSD-Modells

Das VSD-Modell (Very Simple Dynamic) ist die einfachste Erweiterung der einfachen Massenbilanzmodelle mit Prozessen wie Kationenaustausch und Stickstoffimmobilisierung. Es beschränkt sich auf wenige Schlüsselprozesse im Ökosystem. Nicht berücksichtigt werden Wechselwirkungen im Kronenraum, Nährstoffkreisläufe, Stickstoff-Fixierung, N-Mineralisierung und Ammoniumadsorption, Wechselwirkungen von Sulfat (Adsorption, Aufnahme, Immobilisierung und Reduktion), Formierung und Wertigkeit organischer Anionen, und Komplexierung von Aluminium mit organischen und anorganischen Liganden.

Das VSD-Modell besteht aus einer Anzahl von Massenbilanzgleichungen, die die **Verhältnisse von Stoffeinträgen in den Boden zu den Stoffausträgen beschreiben**. Die Bodenlösungsschemie hängt im VSD-Modell ausschließlich von den Nettoeinträgen aus der Atmosphäre (Deposition minus Nettoaufnahme, minus Nettoimmobilisierung) und den geochemischen Umsetzungen im Boden (CO_2 -Gleichgewicht, Silikat- und Karbonatverwitterung, Kationenaustausch) ab. Die Wechselwirkungen im Boden werden mit massenstromabhängigen Prozessen wie Pflanzenaufnahme, Verwitterung oder durch Gleichgewichtsreaktionen (z. B. Kationenaustausch) beschrieben. Der Austausch von Al, H, Ca+Mg+K wird mit Gaines-Thomas- oder Gapon-Gleichungen beschrieben.

VSD ist ein einfaches Einschichtmodell, d.h. es vernachlässigt die vertikale Heterogenität des Bodens. Der Lösungstransport wird folglich unter Annahme einer gleichmäßigen Mischung der Elementeeinträge in der betrachteten Bodenschicht (Durchwurzelungszone) dargestellt. Es wird angenommen, dass die Wassermenge, die diese Bodenschicht nach unten verlässt, gleich dem Niederschlagsüberschuss entsprechend der klimatischen Wasserbilanz ist. Das Modell berechnet Zeitschritte von einem Jahr, jahreszeitabhängige Schwankungen sind nicht berücksichtigt.

6.3.2 Methoden und Modelle zur Ermittlung der Eingangsgrößen

6.3.2.1 Austragsrate der Säureneutralisationskapazität mit dem Sickerwasser ($ANC_{le(crit)}$)

Wie bei dem SMB-Modell ist der Ausgangspunkt das Ionen-Gleichgewicht in der Bodenlösung unterhalb der durchwurzelten Zone wie folgt:

$$SO_{4,le} + NO_{3,le} - NH_{4,le} - BC_{le} + Cl_{le} = H_{le} + Al_{le} - HCO_{3,le} - RCOO_{le} = -ANC_{le} \quad \text{Gleichung 6-1}$$

wobei:

BC = Ca+Mg+K+Na

RCOO = Summe der organischen Anionen

Die obige Gleichung gibt ebenfalls den ANC_{le} -Term aus. Dieser Leaching term wird gebildet aus:

$$ANC_{le} = PS (+[HCO_3^-]_{le} + [RCOO^-]_{le} - [H^+]_{le} - [Al^{3+}]_{le}) \text{ Gleichung 6-2}$$

wobei:

PS	=	Sickerwasserrate [$m \cdot a^{-1}$]
$[RCOO^-]$	=	Konzentration organischer Anionen [$eq \cdot m^{-3}$]
$[HCO_3^-]$	=	Konzentration von Hydrogencarbonationen [$eq \cdot m^{-3}$]
$[H^+]$	=	Konzentration der Wasserstoff-Ionen [$eq \cdot m^{-3}$]
$[Al^{3+}]$	=	Konzentration der Aluminium-Ionen [$eq \cdot m^{-3}$]

Die Auswaschungsrate von Hydrogenkarbonat kann nach folgenden Formeln berechnet werden:

$$HCO_3,le = PS [HCO_3] \text{ Gleichung 6-3}$$

$$[HCO_3] = \frac{K_1 \cdot K_H \cdot p_{CO_2}}{[H]} \text{ Gleichung 6-4}$$

wobei:

K_1	=	1. Dissoziations-Konstante
K_H	=	Henrys Konstante
p_{CO_2}	=	Partialdruck von CO_2 in der Bodenlösung

Diese 3 Terme sind temperaturabhängig:

$$\log_{10} p_{CO_2} = -2.38 + 0.031 \cdot T \text{ Gleichung 6-5}$$

Vereinfachend kann davon ausgegangen werden, dass für eine Boden-Temperatur von $8^\circ C$ gilt:

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

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

$$[RCOO^-] = \frac{m \cdot DOC \cdot K_1}{K_1 + [H]} \text{ Gleichung 6-7}$$

wobei:

DOC	=	Konzentration gelösten organischen Karbonats (in $molC \cdot m^{-3}$)
m	=	Konzentration der funktionalen Gruppen
K_1	=	1. Dissoziations-Konstante

Angaben zum DOC-Gehalt (Konzentration gelösten organischen Kohlenstoffs) sind in der BÜK nicht enthalten. Im Background-Dokument zum *Mapping Manual, Kapitel 5.5 (ICP Modelling and Mapping 2004)* werden Referenzwerte für DOC-Konzentrationen angegeben (vgl. Tabelle 3-10).

Aus diesen Referenzwerten lassen sich tiefenstufengewichtete Mittelwerte für den betrachteten Wurzelraum an den Standorten in Abhängigkeit von den Bodenarten der Horizonte (entsprechend BÜK 1000-Datenbank) ermitteln.

m ergibt sich in der durchwurzelter Schicht wie folgt:

	m [$mol \cdot mol^{-1} \cdot C^{-1}$]
für alle A-Horizonte	0,014
Für alle B u. C-Horizonte	0,044

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

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

Gleichung 6-8

wobei als pH-Wert der kritische (untere) pH-Wert des Pufferbereiches eingesetzt wird, in dem sich die betrachtete Bodenform im unbelasteten natürlichen Zustand befindet (siehe Kap. 3.3.2.3).

Anschließend ist nun die Auswaschungsrate von $[H]^+_{le}$ und $[Al]^{3+}_{le}$ zu berechnen. Diese beiden sauren Kationen sind im engeren Sinne für die versauernden Wirkungen in den Ökosystemen verantwortlich. Ihre Konzentrationen in der Bodenlösung können kritische Werte annehmen, die bei der Berechnung der Critical Loads einbezogen werden müssen. Diese müssen daher durch die Setzung von Critical Limits (nach kritischen chemischen Kriterien – wie im Kap. 3.3.1 beschrieben) begrenzt werden.

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

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

Gleichung 6-9

wobei:

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

Dementsprechend ist die kritische Auswaschung der ANC:

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

Gleichung 6-10

wobei:

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

Um $[H]^+_{le(crit)}$ und $[Al]^{3+}_{le(crit)}$ zu berechnen, gibt es drei verschiedene Ansätze (nach verschiedenen kritischen chemischen Kriterien) auf Basis der Massenbilanz (SMB) (siehe Kap. 3.3.1).

Mit den vereinfachenden Annahmen, wie sie im SMB-Modell verwendet werden, werden die Sulfat- und Chlorid-Quellen gleichgesetzt mit ihrem Eintrag aus der Luft:

$$SO_{4,in} = S_{dep} \quad \text{and} \quad Cl_{in} = Cl_{dep}$$

Gleichung 6-11

Für **basische Kationen** wird der Eintrag berechnet aus:

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

Gleichung 6-12

wobei:

$$\begin{aligned} BC_{dep} &= \text{Summe der Depositionen von BC = Ca+Mg+K+Na} \\ BC_w &= \text{Summe der Verwitterungsraten von BC = Ca+Mg+K+Na} \\ BC_u &= \text{Summe der Aufnahme in die Vegetation von Bc = Ca+Mg+K} \end{aligned}$$

Beachtet werden muss, dass die S-Adsorption und Kationen-Austausch-Reaktion hier nicht berücksichtigt sind. Diese Reaktionen sind enthalten in X_{tot} und werden beschrieben durch die Ionengleichgewichts-Gleichung (siehe Gleichung 6-16).

Für **Nitrat und Ammonium** ist der Netto-Eintrag beschrieben durch:

$$NO_{3,in} = NO_{x,dep} + NH_{4,ni} - NO_{3,i} - NO_{3,u} - NO_{3,de}$$

Gleichung 6-13

$$NH_{4,in} = NH_{3,dep} - NH_{4,ni} - NH_{4,i} - NH_{4,u}$$

Gleichung 6-14

wobei:

n_i = Subskript für Nitrifikation
 i = Subskript für Netto-Immobilisierung
 de = Subskript für Denitrifikation
 dep = Subskript für Deposition
 u = Subskript für Aufnahme durch Pflanzen

Im Falle einer vollständigen Nitrifikation erhält man $NH_{4,in} = 0$; d. h. der Netto-Eintrag ergibt sich dann aus:

$$NO_{3,in} = N_{in} = N_{dep} - N_i - N_u - N_{de} \quad \text{Gleichung 6-15}$$

Die folgende Gleichung beschreibt den Übergang von der steady state-Massenbilanz zur dynamischen Betrachtung der Änderungen der Ionen-Gehalte in der Boden-Matrix (X_{tot} [eq m⁻²]) bzw. in der Bodenlösung über eine Zeitreihe:

$$\frac{d}{dt} X_{tot} = X_{in} - X_{le} \quad \text{Gleichung 6-16}$$

wobei:

X_{in} = Netto-Eintrag des Ions X (C- und N-Quellen minus Senken, ausgenommen die Auswaschungsrate [eq m⁻² a⁻¹])

Demgegenüber bedeutet steady state, dass keine zeitweiligen Veränderungen des Ionen-Gehaltes im Boden zugelassen werden. Das heißt:

$$\frac{d}{dt} X_{tot} = 0 \Rightarrow X_{le} = X_{in} \quad \text{Gleichung 6-17}$$

Aus der Dynamisierung ergibt sich die Notwendigkeit, dass für die Bestimmung eines Critical Loads für eutrophierenden Stickstoff $CL_{nut}(N)$ die Festlegung einer **akzeptablen N-Auswaschungsrate** $N_{le,acc}$ notwendig wird. Mit der analogen Festlegung einer kritischen Auswaschungsrate von Säure-Neutralisationskapazität $ANC_{le,crit}$ erhält man die Formeln, die die Critical Load-Funktion beschreiben, mit den 4 Kenngrößen zu ihrer Quantifizierung:

$$CL_{max}(S), CL_{min}(N), CL_{nut}(N) \text{ und } CL_{max}(N) \quad (\text{siehe Kap. 3.3.2.3}).$$

Um zeitabhängige Lösungen der Massenbilanz-Gleichung zu erhalten, muss der Term X_{tot} (pro Rezeptor-Fläche) in der Boden-Matrix bzw. -Lösung ermittelt werden. Für Ionen in der Bodenlösung, die nicht mit der Boden-Festkörper-Matrix interagieren (Chlorid), kann der Term X_{tot} alleine aus seinem Gehalt in der Bodenlösung bestimmt werden:

$$X_{tot} = \Theta \cdot z \cdot [X] \quad \text{Gleichung 6-18}$$

wobei:

z = durchwurzelte Bodentiefe [m]
 Θ = (jahresdurchschnittlicher) volumetrischer Wassergehalt im Boden [m³ m⁻³]

Für alle basischen Kationen Y, die am Kationen-Austausch beteiligt sind, gilt jedoch:

$$Y_{tot} = \Theta \cdot z \cdot [Y] + \rho_t \cdot z \cdot CEC \cdot E_Y \quad \text{Gleichung 6-19}$$

wobei:

ρ_t = Boden-Rohdichte [g cm⁻³],
 CEC = Kationen-Austauschkapazität (= KAK) [meq kg⁻¹]
 E_Y = austauschbarer Anteil des Ions Y

Langzeitige **Veränderungen des Stickstoff-Pools** im Boden beruhen im VSD-Modell ausschließlich auf der Netto-Immobilisierung. N_{tot} wird nach folgender Formel ermittelt:

$$N_{tot} = \Theta \cdot z \cdot [N] + \rho t \cdot z \cdot N_{pool} \quad \text{Gleichung 6-20}$$

Wenn keine Adsorption bzw. Desorption von Sulfat im Boden stattfindet, gilt für die **Bestimmung von Sulfat** ($SO_{4,tot}$) die Formel:

$$SO_{4,in} = S_{dep} \quad \text{Gleichung 6-21}$$

Falls aber in einigen wenigen Fällen die Sulfat-Adsorption nicht vernachlässigbar gering ist, muss $SO_{4,tot}$ nach folgender Formel berechnet werden:

$$SO_{4,tot} = \Theta \cdot z \cdot [SO_4] + \rho \cdot z \cdot SO_{4,ad} \quad \text{Gleichung 6-22}$$

Der absorbierte Sulfat-Gehalt $SO_{4,ad}$ [meq kg⁻¹] steht im Gleichgewicht zur Konzentration in der Bodenlösung [SO_4] und wird üblicherweise beschrieben mit dem Langmuir-Isotherm:

$$SO_{4,ad} = \frac{[SO_4]}{S_{1/2} + [SO_4]} \cdot S_{max} \quad \text{Gleichung 6-23}$$

wobei:

$$\begin{aligned} S_{max} &= \text{Maximum der Adsorptions-Kapazität von Sulfat im Boden [meq/kg]} \\ S_{1/2} &= \text{halbe Sättigungs-Konzentration [eq/m}^3\text{]} \end{aligned}$$

Wenn die Auswaschungsrate von Al größer ist als die Verwitterungsrate von Al aus dem Muttergestein, muss der verbleibende Teil von Al aus dem restlichen verfügbaren Al-Pool (z. B. Al-Hydroxide) nachgeliefert werden. Die folgende Abnahme dieses Minerals verursacht einen Anstieg der Pufferaktivität von Eisen (Fe), was wiederum zu einer Abnahme der Verfügbarkeit von Phosphat (P) führt. Sinkt der pH unter den des Al-Puffers, werden H-Ionen durch Auflösung von Fe-Oxiden gepuffert. Das Fe kann zusammen mit P als Eisen-P-Komplex ausfallen und somit die Verfügbarkeit des P für Pflanzen verringern.

Letztendlich verursacht die Abnahme des Al-Pools den Verlust der Bodenstruktur, insbesondere in bereits Al-armen Sandböden, wie z. B. Sand-Podsolen. Deshalb wird eine kritische Mindestmenge an Al in der Boden-Matrix/Bodenlösung bei der Kalkulation des Critical Loads erforderlich (vgl. Kap. 3.3.1).

Wenn man dieses Critical Limit in die Gleichung für ANC_{le} (s. o.) einfügt, erhält man für die zeitliche Entwicklung der Konzentration der einzelnen Ionen des ANC_{le} – Terms Differenzial-Gleichungen, die mit dem VSD-Programm gelöst werden.

Die Veränderung der Basensättigung als Teil der Kationenaustausch-Kapazität wird als Maß für die zeitliche Entwicklung eines Boden-Standortes wie folgt bestimmt:

Wenn man die zeitliche Veränderung des Zustandes des Bodens in Abhängigkeit von sich ändernden Stoffeinträgen betrachtet, so bestimmt die Endpufferung die langfristige (langsame) Änderung der Boden-(Lösungs-) Chemie.

In der Regel haben die negativ geladenen Anionen der Tonminerale eine äquivalente Menge positiv geladener Kationen an ihrer Oberfläche. Weil aber eine Elektro-Neutralität besteht, können die Kationen den Bodenkomplex nicht verlassen, aber sie können ausgetauscht werden gegen andere Kationen, die sich z. B. in der Bodenlösung befinden. Diesen Prozess nennt man Kationen-Austausch. So ist jeder Bodenhorizont gekennzeichnet durch seinen Gesamtgehalt an austauschbaren Kationen pro Gewichts-Einheit, die so genannte Kationenaustauschkapazität (cation exchange capacity = CEC = KAK [meq kg⁻¹]).

Der Austausch der gebundenen Kationen mit den in der Lösung befindlichen kann mit Austauschgleichungen beschrieben werden. Die Eintauschstärke der Kationen wird durch den Koeffizienten dargestellt.

Wenn X und Y zwei Kationen mit den Mengen m und n sind, dann gilt die allgemeine Form der Gleichung, die den Austausch zwischen den Flüssigphasen-Konzentrationen (bzw. Aktivitäten) von [X] und [Y] und des äquivalenten Anteils EX und EY am Austauscher-Komplex wie folgt:

$$\frac{E_X^i}{E_Y^j} = K_{XY} \cdot \frac{[X^{m+}]^n}{[Y^{n+}]^m}$$

Gleichung 6-24

wobei:

 K_{XY} = Austausch-Koeffizient (bodenabhängig)

In Abhängigkeit von der Wertigkeit i und j der Ionen können verschiedene Kationenaustausch-Modelle angewendet werden:

Für $i = n$ und $j = m$ kann man die Gaines-Thomas-Austausch-Gleichung anwenden, während für $i = j = mn$, nachdem man die mn -ste Wurzel gezogen hat, die Gapon-Austausch-Gleichung anzuwenden ist.

Im VSD-Modell wird die Gapon-Austausch-Gleichung wie folgt angesetzt:

$$\frac{E_{Al}}{E_{Bc}} = k_{AlBc} \cdot \frac{[Al^{3+}]^{1/3}}{[Bc^{2+}]^{1/2}} \quad \text{und} \quad \frac{E_H}{E_{Bc}} = k_{HBc} \cdot \frac{[H^+]}{[Bc^{2+}]^{1/2}}$$

Gleichung 6-25

wobei:

 k_{AlBc} = GAPON-Austausch-Koeffizient Al gegen Ca+Mg+K k_{HBc} = GAPON- Austausch-Koeffizient H gegen Ca+Mg+K

Der H-Al-Austausch kann ermittelt werden durch Division ($k_{HAL} = k_{HBc}/k_{AlBc}$). Die Gleichgewichts-Bedingung erfordert, dass

$$E_{Bc} + E_{Al} + E_H = 1$$

Gleichung 6-26

immer zutrifft.

Die Summe der Anteile der austauschbaren basischen Kationen (E_{Bc}), die Basensättigung, ist der Parameter, dessen zeitliche Entwicklung im dynamischen Modell von Interesse ist. In der obigen Formel werden daher Na, NH_4 (welches nur in Gebieten mit sehr hoher NH_4 -Deposition eine signifikante Rolle im Boden spielt) sowie die Schwermetalle in der Protonen (H^+)-Fraktion zusammengefasst.

Im vorliegenden Projekt werden folgende Gapon-Austausch-Koeffizienten eingesetzt (vgl. Tabelle 6-1):

Tabelle 6-1: GAPON-Austausch-Koeffizienten von Al zu Ca+Mg+K und von H zu Ca+Mg+K für eine Durchwurzelungstiefe von 0-100 cm (*de Vries* und *Posch* 2003)

k_{AlBc}	$(eq\ m^{-3})^{1/6}$			
	0-10 cm	10-30 cm	30-60 cm	60-100 cm
Sand	6,2729898	15,292362	20,439703	40,315735
Loess	4,8025797	7,4726489	7,5417925	7,6115759
Ton	1,5117312	1,0677623	0,1036274	0,0497135
Torf	1,3136346	1,1155129	0,5642539	0,4211866
k_{HBc}	$(eq\ m^{-3})^{-1/2}$			
	0-10 cm	10-30 cm	30-60 cm	60-100 cm
Sand	67,377516	150,49255	205,35959	328,48459
Loess	61,449025	77,716816	77,004304	76,298324
Ton	216,03046	86,599423	148,42771	212,08746
Torf	29,411353	24,519691	39,311082	47,589923

Die Ermittlung der **Wurzeltiefe** wird nach der Methode in Kap. 3.3.2.1 durchgeführt.

Die **Rohdichte** kann direkt aus Lagerungsdichte und dem Tongehalt umgerechnet werden wie folgt (AG Boden 1996):

$$\rho_t = L_d - 0,009 \cdot T \quad \text{Gleichung 6-27}$$

wobei:

ρ_t = Rohdichte [g cm^{-3}]
 L_d = Lagerungsdichte [g cm^{-3}]
 T = Tongehalt [%]

Die **KAK** wird wie folgt aus den Substratanteilen in den Horizonten berechnet (AG Boden 1996) und anschließend tiefenstufengewichtet über alle Horizonte bis zur durchwurzelten Tiefe gemittelt:

$$KAK_{eff} = 0,4 \cdot (0,5 \cdot T + 0,05 \cdot U) \quad \text{Gleichung 6-28}$$

wobei:

T = Tongehalt [%]
 U = Schluffgehalt [%]

Der Faktor 0,4 ergibt sich als Zuschlag für den Humusanteil bei einem pH zwischen 4,5 und 5,5 zur KAK_{pot} des Mineralbodens (siehe Bodenunendliche Kartieranleitung 1994).

Der Substrattyp ist dagegen in der Original-Datenbank der BÜK bereits enthalten.

6.3.2.2 Ermittlung der Stickstoff-Immobilisierungsrate (N_i)

Für die Kalkulation der steady state-Critical Loads wird die Netto-Immobilisierungsrate (als Differenz aus Immobilisierung und Mineralisierung) über lange Zeiträume als konstante Rate angenommen. Es ist aber bekannt, dass oftmals die Stickstoff-Menge, die gegenwärtig immobilisiert wird, diesen Langzeit-Wert überschreitet.

Deshalb ist die dynamisierte Bestimmung der Immobilisierungsrate Gegenstand der meisten dynamischen Modelle.

Dise et al. (1998) sowie Gundersen et al. (1998) weisen nach, dass das C/N-Verhältnis im Wald-Oberboden als Indikator gilt für ein Risiko der Nitrat-Auswaschung. Gundersen et al. (1998) ermittelte Schwellenwerte von >30, 25 bis 30, und <25, die niedriges, mittleres und hohes Nitrat-Auswaschungs-Risiko anzeigen. Diese Informationen wurden vielfach in dynamischen Modellen genutzt, um die Stickstoff-Immobilisierungsrate als einen Anteil des Netto-Stickstoffeintrages in linearer Abhängigkeit vom aktuellen C/N-Verhältnis im mineralischen Oberboden zu berechnen.

Zusätzlich zu der langfristig konstanten (überwiegend temperaturabhängigen) Netto-Immobilisierungsrate wird die Netto-Menge des immobilisierten Stickstoffs $N_{i,acc}$ als eine lineare Funktion des aktuellen C/N-Verhältnisses CN_t , das zwischen einem vorbestimmten akzeptablen Maximum CN_{max} und dem akzeptablen Minimum CN_{min} liegen muss, berechnet nach folgender Formel:

$$N_{i,t} = \begin{cases} N_{in,t} & \text{for } CN_t \geq CN_{max} \\ \frac{CN_t - CN_{min}}{CN_{max} - CN_{min}} \cdot N_{in,t} & \text{for } CN_{min} < CN_t < CN_{max} \\ 0 & \text{for } CN_t \leq CN_{min} \end{cases} \quad \text{Gleichung 6-29}$$

wobei:

$N_{in,t}$ = verfügbarer Stickstoff ($N_{in,t} = N_{dep,t} - N_{u,t} - N_{i,acc}$)

Für jeden Zeitschritt wird die N-Immobilisierungsrate in dem betrachteten Zeitabschnitt (i. d. R. ein Jahr) dem Stickstoff-Vorrat im Oberboden zuaddiert, so dass die Vorratsänderung die Aktualisierung des C/N-Verhältnisses ermöglicht.

Der Gesamtgehalt an immobilisiertem N im Zeitabschnitt ergibt sich aus:

$$N_i = N_{i,acc} + N_{i,t} \quad \text{Gleichung 6-30}$$

Die beiden obigen Gleichungen besagen aber auch, dass, wenn der aktuelle C/N das Minimum erreicht, die Immobilisierungsrate gleich der temperaturabhängigen Rate ist.

$CN_{\max}$ und $CN_{\min}$ werden von Klap et al. (1997) in Auswertung europaweiter Untersuchungen wie folgt angegeben (vgl. Tabelle 6-2):

Tabelle 6-2: Kritische Minima und Maxima von C/N-Verhältnissen zur Gewährleistung der Immobilisierung im Humus

Bodentyp	$CN_{\min}$	$CN_{\max}$
Torf	15	40
grobporige Böden (Sand/Lehm)	15	35
feinporige Böden (Ton)	10	25
vulkanische Böden	10	20
Kalkböden	10	20

Als Eingangsdaten für die Prognose des C/N-Verhältnisses benötigt man einen Startwert zur Kalibrierung des VSD-Programms, d. h. einen realen Messwert des C-Pools und des C/N-Verhältnisses mit Angabe des Jahres, in dem gemessen wurde. Für die deutschen Rezeptor-Flächen muss der Initial-C/N, der C-Pool und die Werte für die bodenspezifischen kritischen Minima und Maxima von C/N-Verhältnissen abgeschätzt werden anhand der Referenzdaten, die sich aus der Auswertung und statistischen Analyse von Waldmonitoring-Erhebungen ergeben. Anhand der Referenzdaten unbelasteter Standorte wurden diese Initial-Werte für die Rezeptor-Standorte für das Jahr 1960 abgeschätzt unter der Annahme, dass zu dieser Zeit eine erhebliche anthropogene Änderung des primär natürlichen boden-, klima- und baumartenbedingten C- und N-Pools sowie des C/N-Verhältnisses noch nicht stattgefunden hatte.

6.4 Erstellung des deutschen dynamischen Datensatzes

6.4.1 Konzept der Target Load- Funktionen

Die Ergebnisse an einzelnen Teststandorten (siehe Kap. 6.2) zeigen, dass die weitere Minderung von Schadstoffemissionen und die genaue Umweltbeobachtung, insbesondere hinsichtlich der Zeitverzögerungen des Schadenseintritts (damage delay time – DDT) sowie der Regenerierung (recovery delay time – RDT) eine wichtige Aufgabe in Deutschland ist. In Vorausschau auf die zu erwartenden Effekte, die sich bei vollständiger Realisierung des Gothenburg-Protokolls ergeben werden, kann heute bereits weiterer Schadstoffminderungsbedarf für alle Rezeptor-Flächen in Deutschland angemeldet werden. Bereits im Kapitel 3.5.3 dieses Berichtes wurde verdeutlicht (siehe Abbildung 3-17 und Abbildung 3-20), dass die Ziele der ökologischen Stabilität als Kriterium für eine dauerhaft nachhaltige Sicherung und Entwicklung der naturnahen Ökosysteme trotz der erzielten Fortschritte noch nicht erreicht werden und auch bis 2010 nicht erreichbar sind. Weitere Protokolle werden erarbeitet werden müssen, in denen sich einige europäische Unterzeichnerstaaten der Konvention zu weiteren Minderungszielen verpflichten werden. Wie in der Vergangenheit auch wird es nach dem Beschluss eines solchen Göteborg-Nachfolge-Protokolls eine unbestimmbar lange Zeit dauern, bis dieses Protokoll dann in Kraft treten wird, in Abhängigkeit von dem Zeitpunkt, zu dem ausreichend viele Staaten das Protokoll ratifiziert haben werden. Es stellt sich somit für die Erarbeitung des Protokoll-Entwurfes die Frage, welches zu einem später gegebenen, jetzt noch unbekannten Zeitpunkt die maximale Eintragsrate an Luftschadstoffen ist, die eine nachhaltige Erholung der empfindlichen Rezeptoren ermöglicht und folglich das zu setzende Reduzierungsziel, zu dem sich die entsprechenden Staaten verpflichten müssten.

Zu diesem Zweck ist das VSD-Modell entwickelt worden mit dem Ziel, so genannte Target Loads auszugeben. Zu einem frei wählbaren Implementierungsjahr („Implementation year“) berechnet das Modell die maximal zulässige Deposition („Target Load“), die unter Beachtung der RDT zur (Wieder-)Einhaltung der kritischen bodenchemischen Kriterien (z. B. $Bc/Al_{akt} \geq Bc/Al_{crit}$ und $N_{le(akt)} \geq N_{le(crit)}$ – vgl. Kap. 3.2 und 3.3) führen wird. Wenn ein Standort seit langem durch Depositionen erheblich über dem Critical Load belastet wurde, wird der Target Load niedriger sein müssen als der Critical Load, damit aufgrund der RDT die kritischen bodenchemischen Kriterien im target year erreicht werden können. Je kürzer die Zeit bis zum target year und je höher die CL-Überschreitungen bis 2010, desto niedriger wird der Target Load sein müssen.

Genauso wie bei den Critical Loads für versauernde Einträge ist die Funktion (Target Load function) zu berechnen, die sich ergibt für die Anteile von Stickstoff und Schwefel an den versauernden Wirkungen.

Berechnete Target Load-Funktionen, die von der Critical Load-Funktion abweichen, können (wie bei der Critical Load-Funktion) auf vielen Wegen, d. h. nach verschiedenen Depositions-Minderungs-Szenarien, erreicht

werden. Um diese Wege zu systematisieren und die Ergebnisse vergleichbar zu machen, sieht das Manual für die dynamische Modellierung (*ICP Modelling and Mapping* 2004) vor, dass folgende Eckwerte der Target Load-Funktionen anzugeben sind (vgl. Abbildung 6-9):

- Protokoll-Jahr („protocol year“)
- Implementierungs-Jahr („implementation year“)
- Target-Jahr („target year“)

Das **Protokoll-Jahr** ist für die dynamische Modellierung das Jahr, bis zu dem die Depositionsanteile von Schwefel und Stickstoff an der Versauerung bekannt sind und sich auch nicht ändern werden. Das kann das gegenwärtige Jahr sein oder z. B. das Jahr 2010, bis zu dem die Depositionen der einzelnen Schadstoffe protokollarisch festgeschrieben sind (Göteborg-Protokoll) oder andere Jahre, für die nationale Depositionsziele festgelegt sind.

Das **Implementierungs-Jahr** ist für die dynamische Modellierung das Jahr, in dem alle Reduzierungsmaßnahmen zur Erreichung der maximal zulässigen Deposition (Target Load) durchgeführt worden sind.

Das **Target-Jahr** ist dann das Jahr, in welchem die kritischen bodenchemischen Kriterien (z. B. Bc/Al_{crit} in der Bodenlösung) sich nach der entsprechenden RDT eingestellt haben müssen.

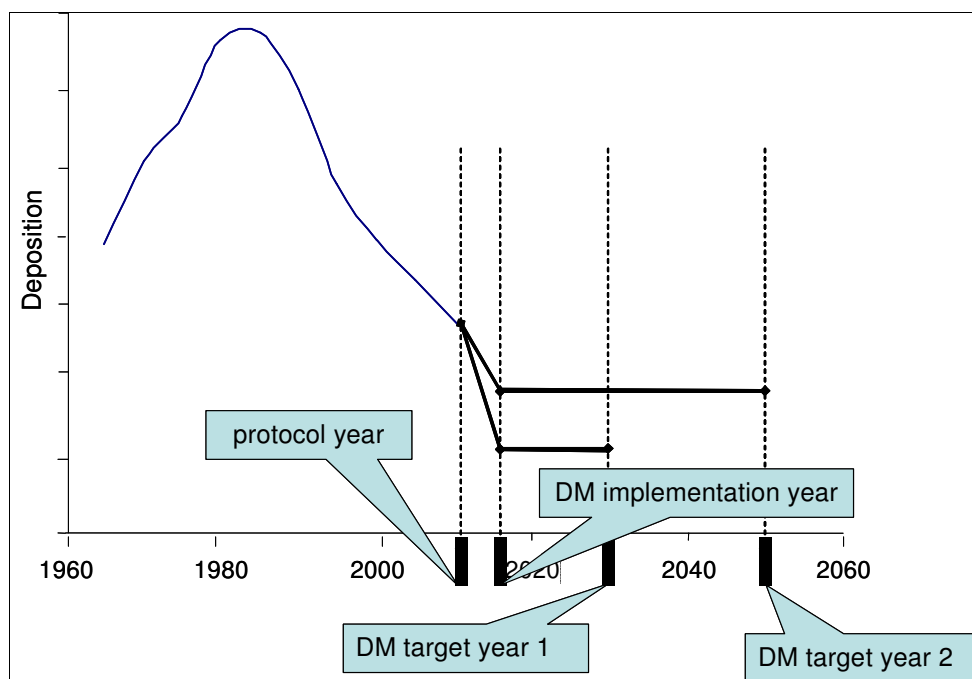


Abbildung 6-9: Schema zur dynamischen Ermittlung von Target Loads in Abhängigkeit von den festgesetzten Eckwerten (Protokoll-Jahr, Implementierungs-Jahr und Target-Jahre in 2 Varianten)

Nachdem ein Target-Jahr und ein Implementierungs-Jahr vorgegeben worden sind, berechnet VSD den Target Load in iterativen Annäherungsschritten solange, bis das ebenfalls vorgegebene kritische chemische Kriterium erreicht wird.

Weil Target Loads aber auch langfristig ihre Gültigkeit haben sollen bis weit über das Target-Jahr hinaus, wird definitionsgemäß der Target Load gleich Critical Load gesetzt in den Fällen, wenn der Target Load höher ist als der Critical Load. Dies kann z. B. eintreten, wenn das Target-Jahr extrem weit vom Implementierungs-Jahr entfernt gewählt wurde.

6.4.2 Berichterstattung und Bereitstellung entsprechend der CCE Datenanforderungen 2004/2005/2006

Die CCE Datenanforderungen aus den Jahren 2004 und 2005 wurden erfüllt (vgl. CCE Report 2005 und 2006) und es wurden entsprechende Datensätze der Targetloads für Stickstoff und Schwefel für die target years 2030, 2050 und 2100 erstellt.

Die Datenanforderung 2006, erfüllt im Jahr 2007 fordert keine Targetload Funktionen an, sondern die Effekte einer Vielzahl unterschiedlicher Szenarien der Depositionsentwicklung nach 2010. Diese Szenarien stellen verschiedene Strategien der Depositionsminderung über das Gothenburg Protokoll (CLE=current legislation) hinaus

dar, die aber gegenwärtig technisch lösbar erscheinen (Deposition größer als die maximal durchführbare Emissionsreduzierung - MFR = maximum feasible reduction). Zusätzlich wird ein Szenario mit einer Depositionsminderung auf die natürliche Deposition gerechnet (bkg = Background).

Als Indikator der Versauerung wird in Abbildung 6-10 die Verteilung der pH Werte sowohl in der Rekonstruktion in der Vergangenheit, als auch unter einer Auswahl der Szenarien gezeigt.

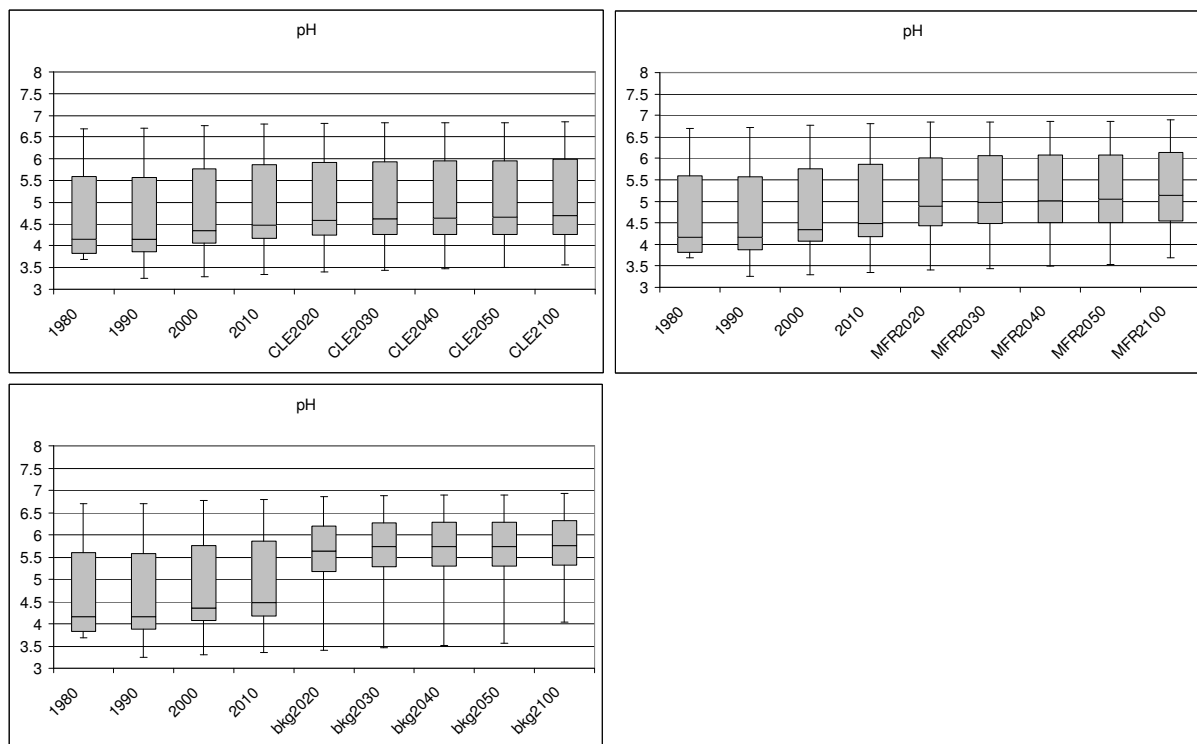


Abbildung 6-10: Entwicklung des pH-Wertes unter verschiedenen Depositionsszenarien

Abbildung 6-11 zeigt die regionale Verteilung der pH Werte im Jahr 2050 nach den drei Hauptszenarien im Vergleich zur Ausgangssituation der Depositionsminderung im Jahr 1990. Ausgehend von über 50% der Fläche mit einem pH-Wert unter dem oft als kritische Grenze gesetzten Wert von 4,2, scheint eine Verringerung auf etwa 18% der Fläche mit den in Kraft getretenden Protokollen möglich. Werden, unabhängig von den ökonomischen Kosten, alle zur Verfügung stehenden Maßnahmen zur Emissionsminderung ergriffen, kann dieser Anteil auf 4% verringert werden. Das Szenario mit natürlicher Deposition zeigt jedoch, dass auch Werte unter pH 4,5 äußerst selten unter natürlichen Bedingungen sind, und somit etwa 44% der Fläche (CLE) bzw. 24 % der Fläche sich in einem Zustand befinden würden, der unter natürlichen Bedingungen nicht auftritt.

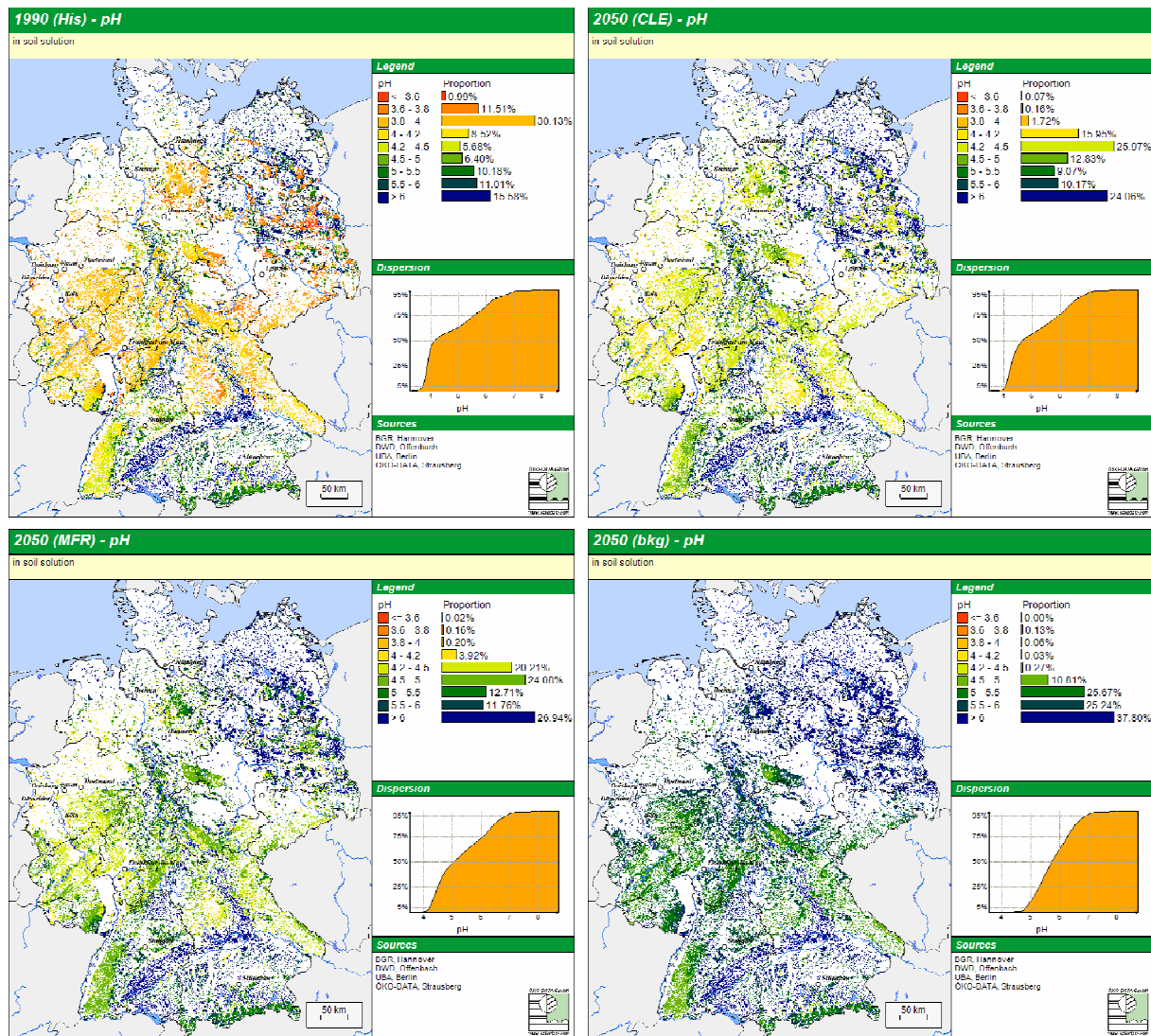


Abbildung 6-11: Regionale Verteilung der pH-Werte nach verschiedenen Depositionsszenarien

6.5 Vorbereitung der Erarbeitung einer operationalen Schnittstelle zum BERN-Modell

6.5.1 Weitere Entwicklungen und Tests einer BERN-Modell-Anwendung in Kombination mit einem geochemischen dynamischen Modell

Drei Level-II-Plots wurden durch Kopplung der Ergebnisse des geochemischen Modells VSD mit dem BERN-Modell (vgl. Kap. 5) getestet, um die Tauglichkeit der Schnittstelle zur Vorhersage der dynamischen Entwicklung der Biodiversität zu prüfen (vgl. Abbildung 6-12 bis Abbildung 6-14).

Basierend auf den Resultaten der VSD-modellierten Zeitreihen für die Basensättigung und für das C/N-Verhältnis funktioniert das BERN-Modell als ein Aufsatz-Modell. Dabei hat sich herausgestellt, dass sowohl Unzulänglichkeiten des VSD-Modells als auch des BERN-Modells zu Ergebnissen führen, die nicht in jedem Fall real festzustellen sind.

Zum einen bildet das VSD-Modell den N-Zyklus nur unvollständig mit der ausschließlichen Berücksichtigung der Immobilisierung ab. Die Rück-Mineralisierung aus dem organischen Bodenpool bei verstärkten N-Einträgen oder/und Klimaerwärmung kann eine bedeutende Rolle spielen, wird aber bei VSD vernachlässigt. Der Einfluss sich ändernder Verwitterungsraten basischer Kationen und damit verbundene Änderungen des pH-Wertes auf das C/N-Verhältnis sind im VSD-Modell ebenfalls nur sehr stark vereinfacht modelliert. So werden die historischen C/N-Verhältnis meist nicht plausibel rekonstruiert und müssen nachkalibriert werden. Das BERN-Modell selbst

ist gegenwärtig (noch) ein statisches Modell, die Zeitverzögerungen der Reaktionen in den geo- und biochemischen systeminternen Prozessen werden nicht abgebildet.

So kann man die Ergebnisse des Tests eher als „Konzept-Überprüfung“ bezeichnen, aber nicht als reale Ergebnisse interpretieren.

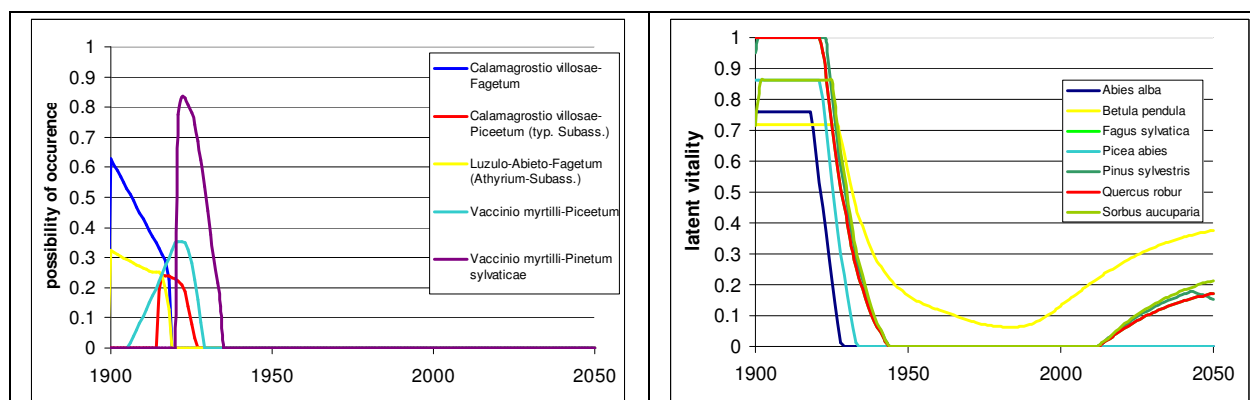


Abbildung a) Entwicklung der Existenzmöglichkeiten standortgerechter Waldgesellschaften

Abbildung b) Entwicklung der latenten Vitalität der standortgerechten Hauptbaumarten

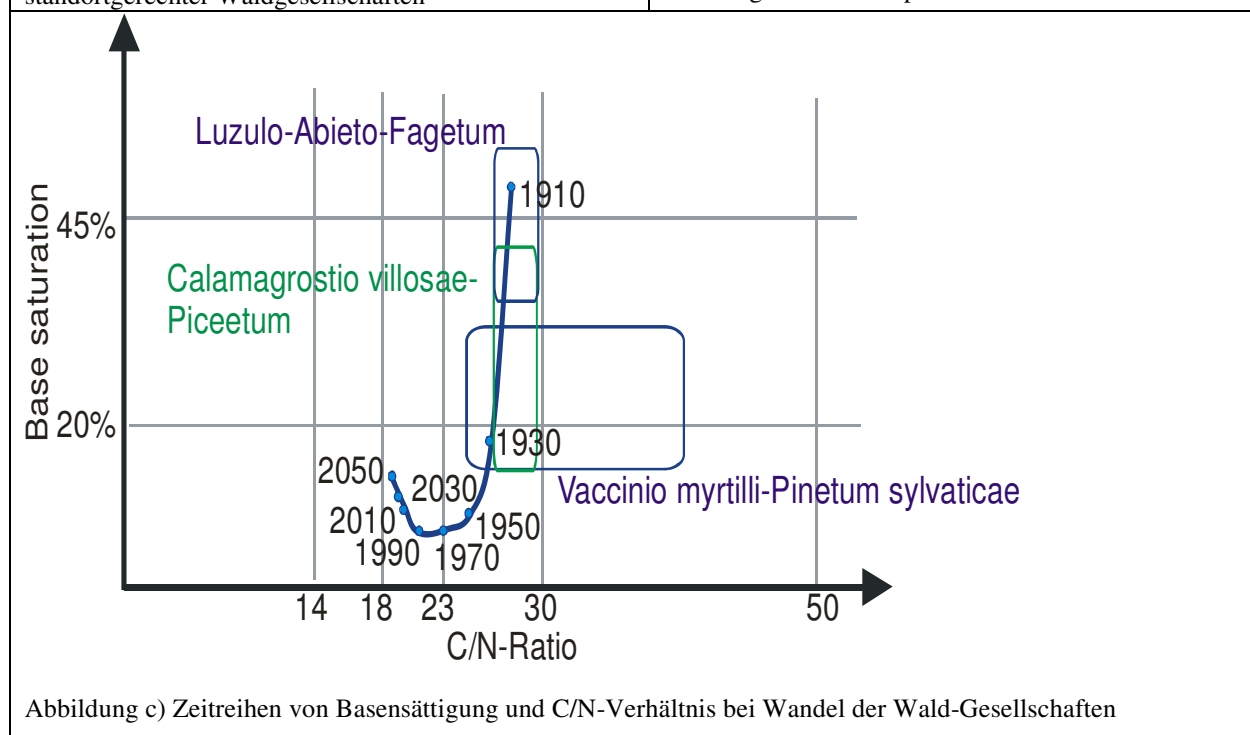


Abbildung c) Zeitreihen von Basensättigung und C/N-Verhältnis bei Wandel der Wald-Gesellschaften

Abbildung 6-12: Level-II-Plot 521 im Test VSD gekoppelt mit BERN-Modell

6.5.2 Ausblick und Zielstellung für die Weiterentwicklung der dynamischen Modellierung

Wegen der multiplen umweltrelevanten Beeinträchtigungen, deren Wechselwirkung untereinander sowie deren Variabilität in Raum und Zeit, ist für die Abschätzung und Bewertung der ökologischen Konsequenzen atmosphärischer N-Depositionen in natürlichen und semi-natürlichen Ökosystemen nur ein integrierter mechanistischer Ansatz unter Berücksichtigung aller involvierter ökosystemarer Prozesse Ziel führend. Dies trifft insbesondere zu, da innerhalb dieser Bewertung auch Rückkopplungen zwischen Stickstoffeinträgen und Klimaänderungen berücksichtigt werden müssen. Durch diese intensiven Wechselwirkungen lässt sich die Auswirkung der Eintragssituation auf die wichtigsten ökologischen Indikatoren des Waldzustandes nicht durch Black-Box-Modelle oder empirische Dose-Response Funktionen erklären.

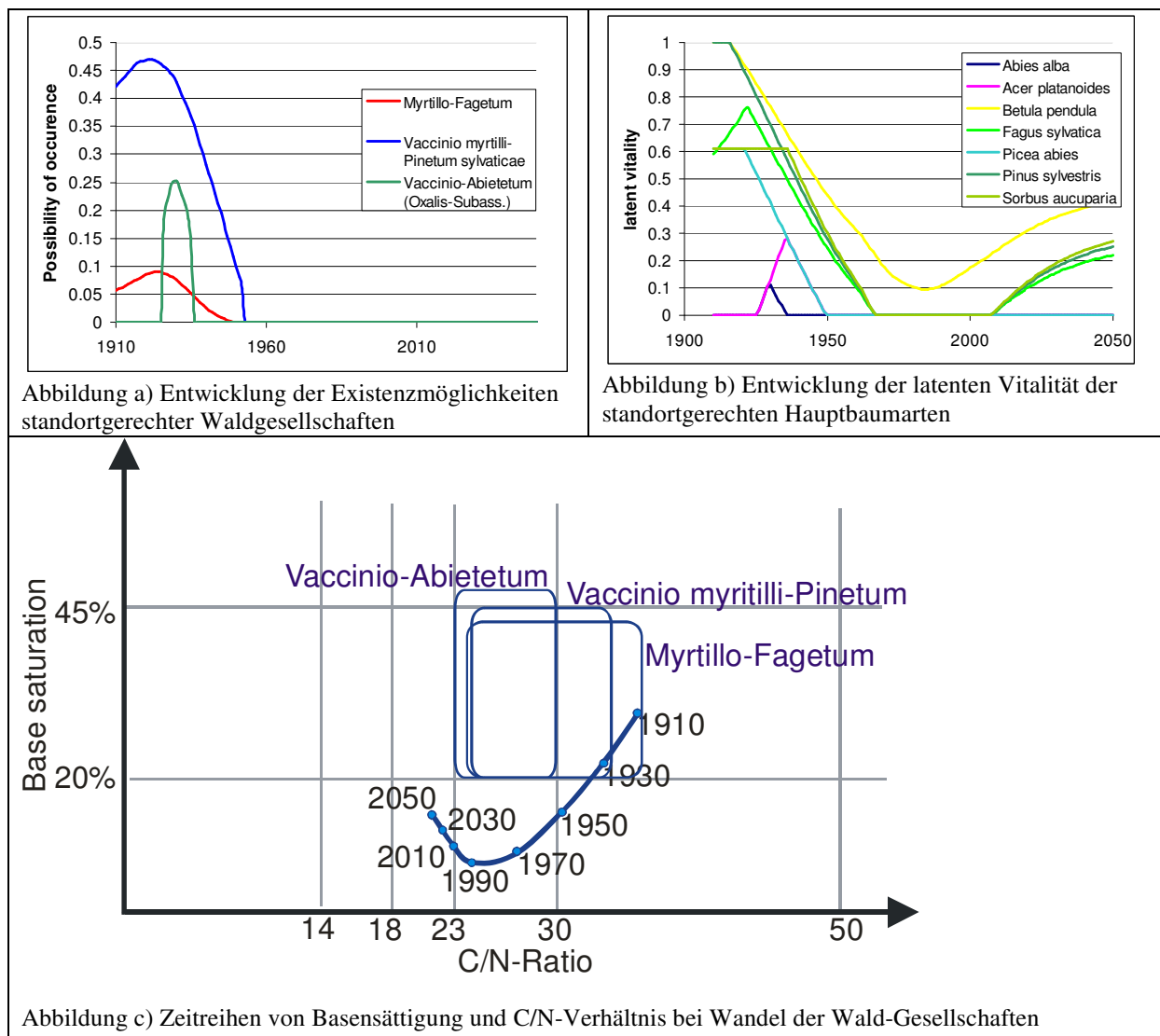


Abbildung 6-13: Level-II-Plot 20 im Test VSD gekoppelt mit BERN-Modell

U. E. kann die Bewertung der langfristigen ökologischen Konsequenzen atmosphärischer N-Depositionen und eine daran geknüpfte dynamische Ableitung von Critical Loads für Stickstoff im Rahmen der internationalen Luftreinhaltepolitik nur durch die Weiterentwicklung, Anwendung und Kopplung bio-geochemischer Modelle mit dynamischen Vegetationsmodellen erreicht werden. Im Rahmen dieses Ansatzes können bio-geochemische Modelle einerseits dazu verwendet werden, basierend auf Klima- und Depositionsdaten ökosystemare Austräge von Stickstoff in Form des Nitrataustrags mit dem Sickerwasser oder in Form der gasförmigen Verbindungen N_2O , NO und N_2 , unter besonderer Berücksichtigung der direkten und indirekten Treibhausgase N_2O und NO , zu quantifizieren (Butterbach-Bahl et al. 2001, 2004, 2005; Kesik et al. 2005). Andererseits sind bio-geochemische Modelle wie das am IMK-IFU in Garmisch-Partenkirchen entwickelte Forest-DNDC Modell auch in der Lage, Änderungen des Nährstoff- (z.B. C/N-Verhältnis) und des Versauerungsstatus (z.B. Basensättigung, pH-Wert) von Böden in Folge erhöhter N-Depositionen zu prognostizieren (Butterbach-Bahl et al. 2005). Diese Parameter werden als die Haupttriebkkräfte für die Änderungen der ökosystemaren Artenzusammensetzung angesehen und können daher als wichtige Eingabegrößen für dynamische Vegetationsmodelle wie BERN (vgl. Kap. 5) verwendet werden, um letztendlich ökosystemspezifische Änderungen der floristischen Biodiversität zu simulieren.

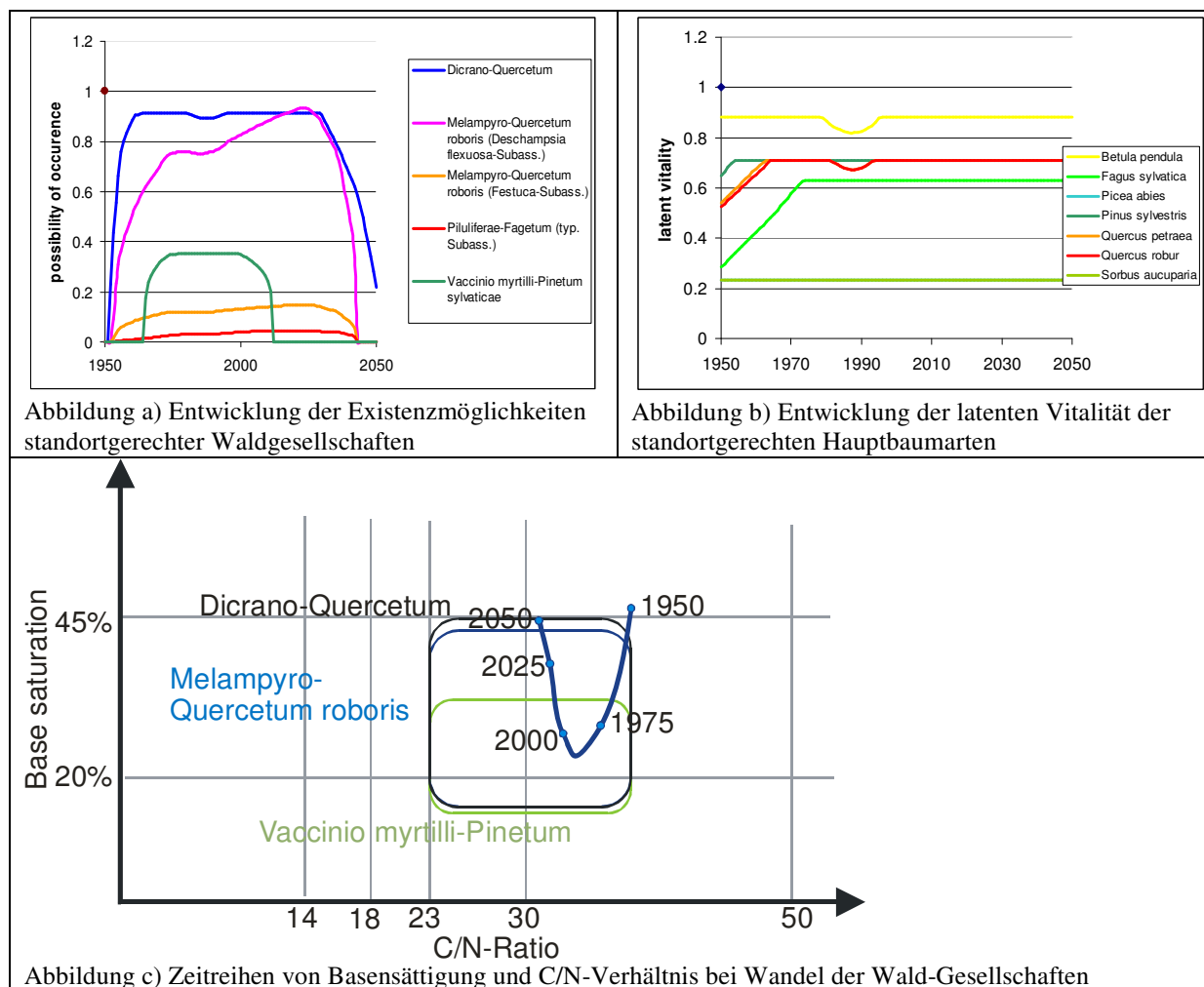


Abbildung 6-14: Level-II-Plot 17 im Test VSD gekoppelt mit BERN-Modell

Außerdem hat dieser gekoppelte mechanistische Modellansatz den Vorteil, dass neben zukünftigen Szenarien der atmosphärischen N-Deposition auch Auswirkungen des prognostizierten Klimawandels innerhalb der Simulationen berücksichtigt werden können.

Durch die Anwendung eines gekoppelten dynamischen Modellierungsansatzes und unter Verwendung unterschiedlicher Szenarien der N-Deposition und des Klimawandels können im Rahmen von Langzeitsimulationen (ca. 50 – 100 Jahre) ökosystemspezifische Critical Loads für Stickstoff berechnet werden, wobei die zu definierenden Critical Loads integrativ die Auswirkungen von N Einträgen auf Spurengasemission, Nitratauswaschung und Phytodiversität berücksichtigen.

Durch eine zukünftige Verknüpfung des deterministischen Modells Forest-DNDC mit dem BERN-Modell können Aussagen zum Einfluss von N-Deposition auf die floristische Artenvielfalt getroffen und für ganz Deutschland zusammenhängend dargestellt werden.

6.5.3 Aufbau einer operationellen Schnittstelle des BERN-Modells zu biogeochemischen Modellen

Die Implementierung einer Schnittstelle zu anderen Modellen, kann eine große Herausforderung darstellen, wenn eine Rückkopplung zwischen den Modellen dargestellt werden soll. BERN wird aber in den meisten Fällen seine Ergebnisse in ein biogeochemisches Modell nicht zurückspielen, sondern die chemischen Kennwerte des biogeochemischen Modells in Effekte auf die Biodiversität „übersetzen“. Insofern ist keine Echtzeit Schnittstelle notwendig, sondern die Ergebnisse der biogeochemischen Modellierung können in eine Datei oder Datenabank geschrieben werden, die dann von BERN gelesen werden. Da die Kopplung nicht nur auf ein bestimmtes Modell ausgerichtet sein soll, ist die Schnittstelle generisch, d.h. vom Format unabhängig ausgestaltet. Abbildung 6-15 zeigt den Datenimport-Dialog des Modells. Eine beliebige Tabelle, die die notwendigen Standortfaktoren enthält,

kann als Input verwendet werden. Die Bedeutung der Spalten wird vom Benutzer angegeben, so dass kein Zwang für eine bestimmte Reihenfolge der Spalten oder eine exakte Beschriftung notwendig ist. Als Eingangsformat werden bis jetzt Access-, SQL-Server und dBase-Datenbanken sowie Excel- und Text-Dateien zugelassen. Eine direkte Unterstützung weiterer Datenbankformate, wie Oracle, MySQL, DB2 oder PostgreSQL ist leicht möglich, obwohl bereits jetzt eine Verwendung dieser und anderer Datenbanken über ODBC, einer in Windows und Unix-Betriebssystemen vorhandenen Datenbankabstraktionsschicht möglich ist.



Abbildung 6-15: Datenimportdialog in BERN

Literatur:

- Aber J D, Ollinger S V, Driscoll C T** (1997) Modelling nitrogen saturation in forest ecosystems in response to land use and atmospheric deposition. *Ecological Modelling* 101: 61-78.
- Aber J D, Ollinger S V, Federer C A, Reich P B, Goulden M L, Kicklighter D W, Melillo J M, Jr. R G L** (1995) Predicting the effects of climate change on water yield and forest production in the north-eastern United States. *Climate Research* 5: 207-222.
- Aber J D, Reich P B, Goulden M L** (1996) Extrapolating leaf CO₂ exchange to the canopy: a generalized model of forest photosynthesis compared with measurements by eddy correlation. *Oecologia* 106: 257-265.
- AG Boden (Arbeitsgruppe Bodenkunde)** (1996) Bodenkundliche Kartieranleitung. Hannover: 4. Aufl, Nachdr.
- Alveteg M** (1998) Dynamics of forest soil chemistry: Ph. D. dissertation. Lund, Sweden: Lund University
- Butterbach-Bahl K, Kesik M, Miehle P, Papen H, Li C** (2004) Quantifying the regional source strength of N-trace gases across agricultural and forest ecosystems with process based models. *Plant and Soil* 260: 311-329.
- Butterbach-Bahl K, Kiese R** (2005) Prozessorientierte Modellierung des N-Kreislauf in naturnahen Ökosystemen. *Beiträge zur Forstwirtschaft und Landschaftsökologie* 38: 113-119.
- Butterbach-Bahl K, Kiese R, Heinzeller C, Grote G** (2005) Stickstoffdynamik und biologische Prozesse in Ökosystemen. Berlin: Umweltbundesamt Berlin. Abschlussbericht zum Forschungs- und Entwicklungsvorhaben 202 63 224
- Butterbach-Bahl K, Stange F, Papen H, Li C** (2001) Regional inventory of nitric oxide and nitrous oxide emissions for forest soils of southeast Germany using a biogeochemical model PnET-D-DNDC. *Journal of Geophysical Research* 106: 34155-34166
- Cosby B J, Ferrier R C, Jenkins A, Wright R F** (2001) Modelling the effects of acid deposition: Refinements, adjustments and inclusion of nitrogen dynamics in the MAGIC model. *Hydrology and Earth System Sciences* 5: 499-517.
- Cosby B, Ferrier R C, Jenkins A, Emmett B A, Wright R F, Tietema A** (1997) Modelling the ecosystem effects of nitrogen deposition: Model of Ecosystem Retention and Loss of Inorganic Nitrogen (MERLIN). *Hydrology and Earth System Sciences* 1: 137-158.
- DeVries W, Posch M** (2003) Derivation of cation exchange constants for sand, Löss, clay and peat soils on the basis of field measurements in the Netherlands. Wageningen, The Netherlands: Alterra-Report 701 Alterra Green World Research: 50 pp.
- Dise N B, Matzner E, Gundersen P** (1998) Synthesis of nitrogen pools and fluxes from European forest ecosystems. *Water Air and Soil Pollution* 105: 143-154.

- Gundersen P, Emmett B A, Kjonaas O J, Koopmans C J, Tietema A** (1998) Impact of nitrogen deposition on nitrogen cycling in forests: a synthesis of NITREX data. *Forest Ecology and Management* 101: 37-55.
- ICP Mapping and Modelling** (2004)(Hrsg.) Mapping Manual Revision. www.icpmapping.org
- Kesik M, Ambus P, Baritz R, Brüggemann N, Butterbach-Bahl K, Damm M, Duyzer J, Horváth L, Kiese R, Kitzler B, Leip A, Li C, Pihlatie M, Pilegaard K, Seufert G, Simpson D, Skiba U, Smiatek G, Vesala T, Zechmeister-Boltenstern S** (2005) Inventories of N₂O and NO emissions from European forest soils. *Biogeosciences* 2: 353-375.
- Klap J M, de Vries W, Erisman J W, Van Leeuwen E P** (1997) Relationships between forest condition and natural and anthropogenic stress factors on the European scale; pilot study. DLO Winard Staring Centre for Integrated Land, Soil and Water Research, Report: 150
- Kros J** (2002) Evaluation of Biogeochemical Models at Local and Regional Scale. PhD thesis., Wageningen University, The Netherlands: 284 p.
- Li C, Aber J, Stange F, Butterbach-Bahl K, Papen H** (2000) A process oriented model of N₂O and NO emissions from forest soils: 1, Model development. *Journal of Geophysical Research* 105: 4369-4384
- Stange F** (2000) Entwicklung und Anwendung eines prozessorientierten Modells zur Beschreibung der N₂O und NO Emissionen aus Böden temperater Wälder. PhD Thesis, University Freiburg, Germany, Schriftenreihe des Fraunhofer Instituts für Atmosphärische Umweltforschung 66: 143 p
- Stange F, Butterbach-Bahl K, Papen H, Zechmeister-Boltenstern S, Li C, Aber J** (2000) A process oriented model of N₂O and NO emissions from forest soils: 2, Sensitivity analysis and validation. *Journal of Geophysical Research* 105: 4385-4398
- Walse C, Berg B, Sverdrup H.** (1998) Review and synthesis on experimental data on organic matter decomposition with respect to the effect of temperature, moisture and acidity. *Environmental Review* 6: 25-40.
- Wamelink G W W, van Dobben H, Mol-Dijkstra J P, Schouwenberg E P A G, Kros H, de Vries W, Berendse F** (In prep.) Effect of nitrogen deposition reduction on biodiversity and carbon sequestration. *Biological Conservation*.

Anhang

Inhaltsverzeichnis

A.1	Bericht des National Focal Center Deutschlands an das CCE Bilthoven bezüglich des Datensatzes (2005) zu Critical Loads für Säure und Stickstoff und zur dynamischen Modellierung	147
A.1.1	Calculation methods for critical loads of acidity and nutrient nitrogen an for dynamic modelling	147
A.1.2	Status of the target load calculation in Germany:	149
A.2	Bericht des National Focal Center Deutschlands an das CCE Bilthoven bezüglich des Datensatzes (2005) zu Critical Loads für Schwermetalle	151
A.2.1	National data set of Germany on critical loads of cadmium, lead, and mercury for terrestrial ecosystems	151
A.2.2	Databases and methods	151
A.2.3	Critical load results	152
A.3	Methoden zur Bestimmung der Ertragspotenziale	157
A.3.1	Methode zur Ermittlung der standortspezifischen Ertragspotenziale	157
A.3.2	Methode zur Ermittlung der klimaspezifischen Ertragspotenziale	160
A.3.3	Zusammenführung der Einzelparameter	161
A.4	Überarbeitete spezifische Critical Limits für Cadmium und Quecksilber	169
A.4.1	Critical Limit für Cd im Weizen	169
A.4.2	Critical Limit für Hg im Fisch	169
A.5	Protokoll des Meetings des Expert Panel für Schwermetalle, Januar 2006 in Berlin	171

Tabellenverzeichnis

Tabelle A.1-1 (Table DE-1): National critical load database and calculation methods / approaches	147
Tabelle A.1-2 (Table DE-2): Buffer substance systems and their lowest acceptable base saturation	148
Tabelle A.1-3 (Table DE-3): $[N]_{crit}$ values (according to Mapping Manual Table 5.7)	148
Tabelle A.2-1 (Table DE-1): National critical load of heavy metals database and calculation methods / approaches	152
Tabelle A.2-2 (Table DE-2): Statistical classification of receptor sensitivity for critical loads of cadmium, lead, and mercury in Germany	152
Tabelle A.3-1: Einfluss von Klima-/Höhenstufen und Naturhaushaltskomponenten auf die Ausbildung des pflanzenverfügbaren Humusspiegels	158
Tabelle A.3-2: Klassifizierung bodenart- und -geneseabhängiger Bodeneigenschaften bezüglich des Einflusses auf potenzielle Holzerträge	160
Tabelle A.3-3: Haupteinflussfaktoren der Ertragsbildung	161
Tabelle A.3-4: Abschätzung der überwiegend vorkommenden Hauptbaumarten und ihrer jährlichen Trockensubstanzzuwachsrate in Derbholz und Rinde, gemittelt über 100 Wachstumsjahre ...	163
Tabelle A.3-5: Typische Vegetationsgesellschaften des halbnatürlichen Grünlandes, der Heiden und Moore in den Stamm-Standortstypen	165

6.6 Bericht des National Focal Center Deutschlands an das CCE Bilthoven bezüglich des Datensatzes (2005) zu Critical Loads für Säure und Stickstoff und zur dynamischen Modellierung

National Focal Centre

GERMANY

OEKO-DATA	tel.: +49-3341-3901920
Hans-Dieter Nagel	fax: +49-3341-3901926
Hegermuehlenstr. 58	email: hans.dieter.nagel@oekodata.com
D-15344 Strausberg	website: www.oekodata.com

6.6.1 Calculation methods for critical loads of acidity and nutrient nitrogen an for dynamic modelling

The German NFC provides an update of the national critical load data (steady-state mass balance approach), input data for the application of the dynamic model VSD, and resulting target load functions for Germany.

Critical loads are calculated in accordance to the methods described in the Mapping Manual (ICP MODELLING & MAPPING 2004). The German critical load database consists of 104195 records, a detailed description of the data and the methods for derivation is given in table DE-1.

Tabelle 6.6-1 (Table DE-1): National critical load database and calculation methods / approaches

Parameter	Term	Unit	Description
Critical load of acidity	$CL_{max}S$	$eq\ ha^{-1}\ a^{-1}$	Manual, equation 5.22
	$CL_{min}N$	$eq\ ha^{-1}\ a^{-1}$	Manual, equation 5.25
	$CL_{max}N$	$eq\ ha^{-1}\ a^{-1}$	Manual, equation 5.26
Critical load of nutrient nitrogen	$CL_{nut}N$	$eq\ ha^{-1}\ a^{-1}$	Manual, equation 5.5
Acid neutralisation capacity leaching	$nANC_{(crit)}$	$eq\ ha^{-1}\ a^{-1}$	Manual; the minimum value of the following approaches using different chemical criteria was taken for the calculation (see crittype in the call for data):
			1 [Al]:[Bc] equation 5.31 2 [Al] Derived from $Al_{le(crit)}$ in equation 5.32-5.34 by Al_{le}/Q_{le} 4 pH equation 5.35 (see Table DE-2) 6 [Bc]:[H] equation 5.36 All approaches include effects of bicarbonate leaching and dissociation of organic acids (eq. 5.43 – 5.47)
Acceptable nitrogen leaching	$N_{le(acc)}$	$eq\ ha^{-1}\ a^{-1}$	Manual, equation 5.6; see Table DE-3 for $[N]_{crit}$ values
Thickness of the soil layer	thick	m	Actually rooted zone, depending on vegetation and soil type
Bulk density of the soil	bulkdens	$g\ cm^{-3}$	German general soil map (BUEK 1000), HARTWICH et al. (1995)
Bc and Cl deposition	$Ca_{dep}, Mg_{dep}, K_{dep}, Na_{dep}, Cl_{dep}$	$eq\ ha^{-1}\ a^{-1}$	National total deposition data for the year(s) 1999 (Bc) and 1997-99 (Cl), GAUGER et al. (2003)
Weathering of base cations	Ca_{we}, Mg_{we} and $K_{we} = 0$	$eq\ ha^{-1}\ a^{-1}$	Manual, equation 5.39, Manual, table 5.12-5.14
Weathering of Na	Na_{we}	$eq\ ha^{-1}\ a^{-1}$	Manual 5.3 p. 23
Uptake of base cations by vegetation	Ca_{upt}, Mg_{upt} and $K_{upt} = 0$	$eq\ ha^{-1}\ a^{-1}$	Manual, equation 5.8 (without branches) Manual, table 5.8 for element contents, Jacobson et al 2002
Amount of water percolating through the root zone	Q_{le}	$mm\ a^{-1}$	German hydrological atlas BGR (2002)
Gibbsite equilibrium constant	$lgK_{AlOx} (K_{gibb})$	$(m^6\ eq^{-2})$	Manual 5.3 p.21 (constant $\log_{10}(10^8\ m^6\ eq^{-2})$)
Partial CO_2 -pressure in soil solution in relation to the atmospheric CO_2 pressure	pCO_2fac		Manual, equation 5.44
Total concentration of organic acids	cOrgacids	$eq\ m^{-3}$	Manual equation 5.46 with values for DOC by De Vries et al. (2004): Calculation of critical loads for cadmium, lead and mercury. Table A11.1
Nitrogen immobilisation	N_{imm}	$eq\ ha^{-1}\ a^{-1}$	Vegetation period dependent, coniferous forest and

			heats 2-5 kg ha ⁻¹ a ⁻¹ , all other vegetation types 1-4 kg ha ⁻¹ a ⁻¹
Nitrogen uptake by vegetation	N _{upt}	eq ha ⁻¹ a ⁻¹	Manual, equation 5.8 (without branch) Manual, table 5.8 for element contents, Jacobson et al 2002
Denitrification factor	f _{de}	-	Depending on pore volume for pF>4.2, influence of (ground) water on the horizons and nutrient availability according to Manual Table 5.9
Cation exchange capacity	CEC	meq kg ⁻¹	Bodenkundliche Kartieranleitung (1994)
Base saturation	bsat		Based on Level I forest soil inventory in Germany
Exchange constant for Al vs. Bc	lgKAlBc		Gapon, based on Manual, Table 6.4
Exchange constant for Al vs. H	lgKAlH		Gapon, based on Manual, Table 6.4
Initial amount of carbon in the topsoil	C _{pool}	g m ⁻²	Based on Level I forest soil inventory in Germany
C/N ratio in the topsoil	CN _{rat}		Based on Level I forest soil inventory in Germany
EUNIS code	EUNIScode		Schlutow (2004)

Most of the data are based on soil properties described for the reference profiles of the units of the General Soil Map of Germany (BUEK 1000, HARTWIG et al. 1995). Climate data were provided by German Weather Services. Both the precipitation and temperature are 30 year means (1971 – 2000).

Tabelle 6.6-2 (Table DE-2): Buffer substance systems and their lowest acceptable base saturation

Buffer substance system	lowest acceptable pH	BUEK-unit Legend-No.
Carbonate buffer (CaCO ₃)	6,2	54
Silicate buffer (primary silicates)	5,0	2, 3, 4, 5, 8, 9, 11, 12, 13, 14, 15, 21, 22, 29, 35, 36, 37, 38, 39, 40, 41, 44, 47, 48, 49, 68, 69
Exchange buffer (clay minerals)	4,5	18, 24, 42, 45, 46, 50, 51, 52, 53
Manganese oxides/ clay minerals	4,2	10, 19, 23, 26, 28, 43
Aluminum buffer (n [Al(OH) _x ^{(3-x)+}], Aluminum hydroxosulfates)	4,0	65, 66, 67, 70
Aluminum/iron buffer (Aluminum buffer, plus „soil-Fe(OH) ₃ “)	3,8	1, 6, 7, 16, 17, 20, 25, 27, 30, 31, 32, 55, 56, 58, 64
Iron buffer (iron hydrite)	3,2	33, 34, 57, 59, 60, 61, 62, 63, 71

(ULRICH 1985, adapted)

The pH in soil solution should not have values below the lower limit of the recent buffer system.

Tabelle 6.6-3 (Table DE-3): $[N]_{crit}$ values (according to Mapping Manual Table 5.7)

vegetation type	$[N]_{crit}$
deciduous forest	0.0276
coniferous forest	0.0143
mixed forest	0.02142
heats	0.02142
bogs	0.0143

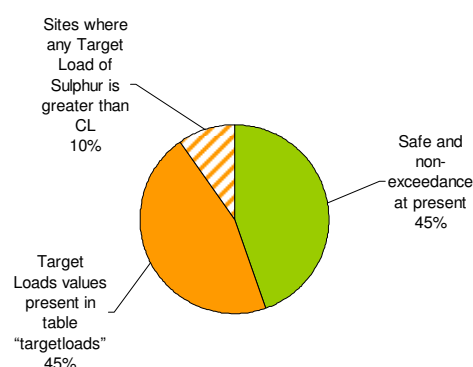
Literature:

- Bodenkundliche Kartieranleitung (1994) Hrsg.: Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe und Geologische Landesämter, 4. Auflage
- De Vries W, Bakker DJ (1998): Manual for calculation critical loads of heavy metals for terrestrial ecosystems, DLO Winand Staring Center. Report 166
- De Vries W, Posch M (2003) Derivation of cation exchange constants for sand loess, clay and peat soils on the basis of field measurements in the Netherlands. Alterra-Rapport 701, Alterra Green World Research, Wageningen, The Netherlands, 50 pp.

- Gauger, Th., Anshelm, F., Schuster, H., Erisman, J.W., Vermeulen, A. T., Draaijers, G.P.J., Bleeker, A., Nagel, H. D. (2003): Mapping of ecosystem specific long-term trends in deposition loads and concentrations of air pollutants in Germany and their comparison with Critical Loads and Critical Levels, Part 1: Deposition Loads 1990 – 1999, Final Report UBA 299 42 210, Institut für Navigation der Universität Stuttgart, on behalf of the Federal Environmental Agency (Umweltbundesamt), Berlin
- Hartwich, R., Behrens, J., Eckelmann, W., Haase, G., Richter, A., Roeschmann, G. und Schmidt, R. (1995): Bodenübersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland 1 : 1 000 000. Karte mit Erläuterungen, Textlegende und Leitprofilen. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover (BÜK 1000) und Daten der Schätzprofile für die Leitböden
- ICP MODELLING & MAPPING (ed., 2004): 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 52/04 (download via internet: www.icpmapping.org)
- Schlutow A (2004), CORINE Land Cover application for assessment and mapping of critical loads in Germany, Proceedings of the CORINE workshop, Berlin, 21.01.2004
- Schöpp W, Posch M, Mylona S, Johansson M (2003) Long-term development of acid deposition (1880-2030) in sensitive freshwater regions in Europe. Hydrology and Earth System Sciences 7(4): 436-446

6.6.2 Status of the target load calculation in Germany:

	No. of Sites (km ²)
Sites calculated with SMB:	104,195
Sites calculated with VSD:	104,195
Results for all sites:	
Sites safe and non-exceedance at present:	46,556
Target Loads values present in table "targetloads"	57,639
Sites where any Target Load of Sulphur is greater than CL	10,260
Potential valid Target Loads in table "targetloads"	47,379



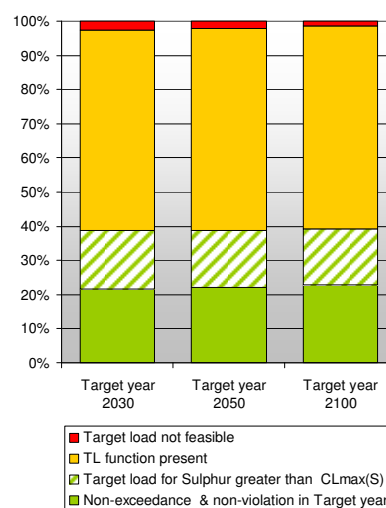
Status of the Target Loads in target years

Target year 2030

Non-exceedance & non-violation in Target year	12,458
TL function present	33,856
Target load not feasible	1,438
Target load for Sulphur greater than $CL_{max}(S)$	9,887

Target year 2050

Non-exceedance & non-violation in Target year	12,771
TL function present	34,026
Target load not feasible	1,225
Target load for Sulphur greater than $CL_{max}(S)$	9,617



Target year 2100

Non-exceedance & non-violation in Target year	13,072
TL function present	34,262
Target load not feasible	837
Target load for Sulphur greater than $CL_{\max}(S)$	9,468

6.7 Bericht des National Focal Center Deutschlands an das CCE Bithoven bezüglich des Datensatzes (2005) zu Critical Loads für Schwermetalle

National Focal Centre

GERMANY

OEKO-DATA	tel.: +49-3341-3901920
Hans-Dieter Nagel	fax: +49-3341-3901926
Gudrun Schuetze	email: hans.dieter.nagel@oekodata.com
Hegermuehlenstr. 58	email: gudrun.schuetze@oekodata.com
D-15344 Strausberg	website: www.oekodata.com

6.7.1 National data set of Germany on critical loads of cadmium, lead, and mercury for terrestrial ecosystems

The German NFC provides its response to the CCE call for data on critical loads of heavy metals (CL(M)) of October 2004 with

- 290.003 records on CL(Cd, Pb, Hg) aiming at protection of drinking water quality, or CL(Pb, Cd) related to ecotoxicological effects
- 144.211 records on CL(Cd) with respect to the protection of food quality
- 99.866 records on CL(Hg) aiming at the protection of microbiota and invertebrates living in the humus layer of forest soils.

The calculations were done following the methodology for calculation of CL(M) provided in chapter 5.5 of the Modelling and Mapping Manual (UBA 2004), status September 2004. Different types of ecosystems (arable land, intensive used grassland, semi-natural ecosystems and forest) are covered. Swamps and bogs have been excluded from the database, because for these types of ecosystems the soils can be considered as water logged. This refers to about 0.4 % of the total area of Germany. The CL(Cd) related to protection of food quality and CL(Hg) related to ecotoxicological effects cover smaller parts of the total area of Germany than the other data-sets, because they refer to specific land use classes or depend on the occurrence of a humus layer, respectively. No data were excluded due to high geological metal contents or high natural metal weathering rates.

6.7.2 Databases and methods

The calculation of the net uptake of heavy metals has been conducted according to equation (2) in the Manual 5.5. Annual dry mass yields have been derived taking into account the geographical patterns of soil quality, climatic conditions, tree species or crop ratio, respectively, and information from agricultural statistics. The crop ratio in agricultural areas has been arranged in agreement with the soil quality. This approach is new compared to earlier deliveries of CL(M) data from Germany. The metal contents in the plants were obtained from literature and surveys in relatively unpolluted areas. High uncertainties are still included with respect to Hg contents in plants. It was assumed that metal net uptake from the upper biologically active soil layers equals the uptake from the entire rooting zone in all ecosystem types. Thus there is no difference between the net uptake in CL(M) calculations for ecosystem protection and drinking water protection. The critical Cd uptake into wheat grains is, however, higher than the net Cd uptake on arable land if a mixture of crops and median metal contents are considered.

To calculate the critical leaching according to equation (3) in the Manual 5.5, information on the flux of soil drainage water is needed. A map of $Q_{le,z}$ was provided by the Federal Institute on Geological Sciences and Natural Resources (BGR 2002, Duijnsveld et al. 2003). In order to account for the water flux below the upper biological active soil layer $Q_{z,b}$, the share of transpiration drawing water from the layers between depths z_b and z was considered to be 50 % or 25 %, the latter with respect to the flux of leaching water below the humus layer in the calculation of CL(Hg) related to ecotoxicological effects. The transpiration flux could be calculated from the long-term average of the yearly precipitation amount, the leaching flux $Q_{le,z}$, and literature data on the proportion of interception transpiration and soil evaporation (both dependent on land use).

Tabelle 6.7-1 (Table DE-1): National critical load of heavy metals database and calculation methods / approaches

Parameter	Name (header)	Symbol in the Manual (09 / 2004)	Unit	Description
critical load of the metal M	CLM	CL(M)	$\text{g ha}^{-1} \text{a}^{-1}$	equation (1) in Manual 5.5
net uptake of the metal M	Mu	M_u	$\text{g ha}^{-1} \text{a}^{-1}$	according to eq. (2) in the Manual and related instructions.
annual yield/increment of biomass	Yha	Y_{ha}	$\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ (dw)	OEKO-DATA model for yields in agriculture and forests, based on data from agricultural statistics (Statistik regional 2003) and depending on soil and climate conditions of the site (Nagel et al. 2004)
metal content in the harvested parts of plant	Mha	$[M]_{\text{ha}}$	g kg^{-1} (dw)	data from unpolluted areas (Jacobsen et al. 2002, Nagel et al. 2004)
critical leaching flux of heavy metal from the topsoil	Mlecrit	$M_{\text{le(crit)}}$	$\text{g ha}^{-1} \text{a}^{-1}$	according to eq. 3 in the Manual and related instructions
Q_{le} = flux of leaching water from the considered soil layer	Qle	Q_{le}	m a^{-1}	based on data from Hydrological Atlas of Germany (BGR 2002, Duijnisveld et al. 2003), DWD Offenbach,
thickness of the soil layer considered	thick	z z_b	m	information from the General Soil Map of Germany (BÜK 1000, Hartwich et al. 1995)
critical total dissolved metal concentration in the soil solution	Mcrit	$[M]_{\text{ss(crit)}}$	mg m^{-3}	human health effects: WHO limits for drinking water, or (Cd in wheat) based on table 3 in the Manual ecotoxicological effects (Pb, Cd): using Model W6S-MTC2 ecotoxicological effects (Hg): based on eq. 9 in the Manual
soil characteristics	pH OM	pH $[OM]_s$	- % (dw)	data from BÜK 1000 (see above)
	pCO ₂	pCO ₂	* air	from CL(S+N) database
	DOC	$[DOC]_{\text{ss}}$	g m^{-3}	defaults: 10 - 20, depending on land use

The critical total concentrations of Cd, Pb, and Hg in the leaching flux have been applied according to the recommendations in the Manual 5.5. Aiming at human health protection that means the application of the WHO limits Cd, Pb, Hg for drinking water, or the critical Cd concentration related to the protection of food quality of 0.8 mg m^{-3} , respectively. The critical total concentrations of Cd and Pb related to ecotoxicological effects were derived using the W6S-MTC2 model, kindly provided by Ed Tipping, CEH Lancaster, UK (Tipping 2004). The critical concentration of Hg in the leaching flux below the humus layer of forest soils was calculated according to equation (9) in Manual 5.5 assuming a uniform DOM concentration in the forests humus layers of 70 mg l^{-1} .

The ecosystem code compares to main classes of the EUNIS habitat classification. The geographical basis for the arrangement of the data records to the EUNIS classes was done by combination of information from CORINE Land Cover and the General Soil Map of Germany (Hartwich et al. 1995).

6.7.3 Critical load results

An overview on results of CL(M) calculation is provided in Table DE-2 enabling the comparison of the different types of CL(M). Maps and statistical evaluations are provided for CL(Cd, Pb, Hg) related to ecotoxicological effects (Figures DE-1 - DE-3). The maps of CL(M) related to drinking water quality look very similar for all three metals. Therefore only the CL(Pb) map for this CL type is presented (Figure DE-4).

Tabelle 6.7-2 (Table DE-2): Statistical classification of receptor sensitivity for critical loads of cadmium, lead, and mercury in Germany

CL(M) class $[\text{g ha}^{-1} \text{a}^{-1}]$	protection of drinking water quality, area per class in [%]	protection of food quality related area per class in [%]	protection of ecosystem functioning area per class in [%]
Cadmium			
< = 2.5	4.5	2.1	0
2.5 - 5.0	8.9	85.6	16.6
5.0 - 7.5	18.6	12.1	30.0
7.5 - 10	22.4	0.2	23.2
10 - 15	30.5	0	15.2
15 - 20	8.0	0	7.1

20 - 25	3,4	0	3,4
25 - 30	1,4	0	2,0
30 - 35	0,8	0	1,3
> 35	1,5	0	1,2
Lead			
< = 5	0,1	-	0
5 - 10	1,0	-	0,1
10 - 20	9,3	-	30,4
20 - 30	14,4	-	40,7
30 - 40	25,5	-	4,5
40 - 50	25,0	-	3,4
50 - 75	18,4	-	8,1
75 - 100	3,6	-	3,4
100 - 150	2,0	-	3,0
> 150	0,7	-	6,4
Mercury			
< 0,25	0,4	-	49,4
0,25 - 0,5	3,5	-	47,7
0,5 - 1	5,0	-	2,9
1 - 2	17,1	-	0
2 - 3	25,4	-	0
3 - 4	24,9	-	0
4 - 5	10,8	-	0
5 - 7,5	8,5	-	0
7,5 - 10	2,4	-	0
> 10	2,2	-	0

In general the CL(M) are mainly determined by the critical leaching of metals and less by the net uptake. Therefore high critical loads concentrate in the mountains, while low values can be found especially in the more continental Eastern lowland part of Germany. This holds in particular for the CL(M) aiming at protection of drinking water, specifically Cd and Hg, because for these CL(M) the critical concentrations in soil water are often higher than critical concentrations aiming at protection of ecosystem functions.

Also for the CL(Pb), both related to protection of ground water and of ecosystems, the critical leaching flux has high influence on the results. The CL(Pb) related to ecosystem effects concentrate in the lower CL classes, i.e. ecosystems are slightly more sensitive receptors with respect to inputs of Pb than the use of groundwater for drinking water purposes. The ecotoxicological based critical limits (and related total concentrations in soil water) considerably increase with decreasing pH. Therefore there is a strong overlap of areas with high leaching water flux and high ecotoxicological based critical Pb concentrations resulting in very high critical loads in mountain areas with mainly acidic forest soils (see Figure DE-2).

Also the CL(Cd) related to ecotoxicological effects are slightly lower than those for drinking water protection. Here in particular the loess areas with mostly arable land as well as other regions with high soil pH show very low critical loads, if combined with low leaching rates. The CL(Cd) aiming at protection of human food are distributed with considerable proportions in only two classes of relatively low CL values. The differentiation within this type of CL(Cd) is caused to the largest part on the different leaching water flux, while differences in the yields play a minor role.

The CL(Hg) related to drinking water protection are much less sensitive than ecotoxicological based CL(Hg). This is caused by much higher critical concentrations in the leaching water. The ecotoxicological CL(Hg) are differentiated by both Hg uptake and the water leaching flux, the latter having stronger influence.

Literature

- BGR (2002): Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe: Sickerwasserrate aus dem Boden 1 : 2 000 000 (HAD SWR).-Hannover Digitales Archiv FISBo BGR).
- Duijnisveld W, Hennings V, Martin N, Richter A, Behrens J (2003): Sickerwasserrate aus dem Boden.-Hydrologischer Atlas von Deutschland (HAD), 3. Lfg., Tafel 4.5, Freiburg i. Br.
- Hartwich, R., Behrens, J., Eckelmann, W., Haase, G., Richter, A., Roeschmann, G. und Schmidt, R. (1995): Bodenübersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland 1 : 1 000 000. Karte mit Erläuterungen, Textlegende und Leitprofilen. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover (BÜK 1000) und Daten der Schätzprofile für die Leitböden (Digital)
- Jacobsen C, Rademacher P, Meesenburg H, Meiwes KJ (2002) Gehalte chemischer Elemente in Baumkompartimenten, Niedersächsische Forstliche Versuchsanstalt Göttingen, im Auftrag des Bundesministeriums für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft (BMVEL), Bonn, 80 pp
- Nagel HD, Becker R, Eitner H, Hübener Ph, Kunze F, Schlutow A, Schütze G, Weigelt-Kirchner R (2004): Critical Loads für Säure und eutrophierenden Stickstoff, Abschlussbericht zum F/E Vorhaben des Umweltbundesamtes, FKZ 200 85 212, Oktober 2004

- Statistik Regional (1993 - 1995, 2003): Daten und Informationen der Statistischen Ämter des Bundes und der Länder, EasyStat
- Tipping E. (2004): Calculation of critical total Cd and Pb concentrations in soil solution related to ecotoxicological effects with the specified model WHAM W6S-MTC2, in: De Vries W, Schütze G, Lofts S, Tipping E, Meili M, Römkens PFAM, Groenenberg JE (2004a): Calculation of critical loads for cadmium, lead and mercury. Background document to a Mapping Manual on Critical Loads of cadmium, lead and mercury, www.icpmapping.org
- UBA 2004. Mapping Manual 2004: Manual on methodologies and criteria for modelling and mapping of Critical Loads & Levels and air pollution effects, risks and trends.

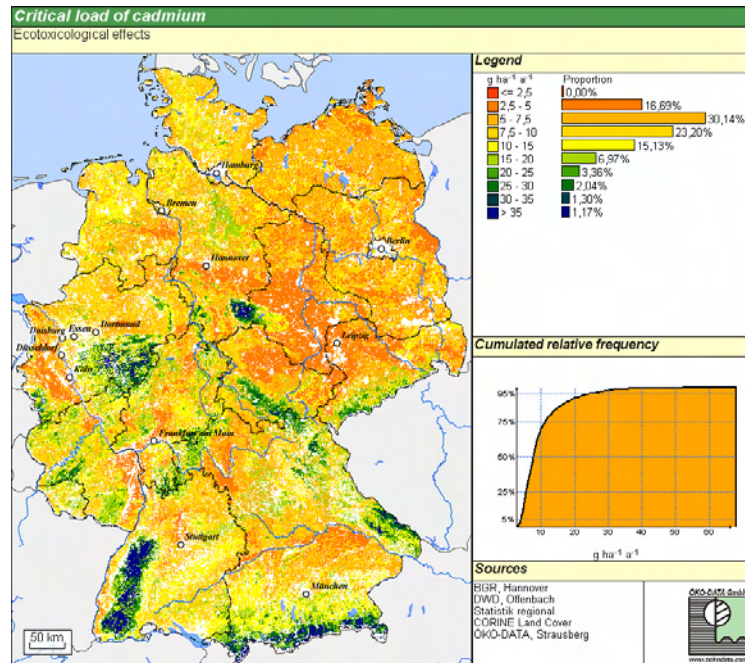


Figure DE-1: Regional distribution of critical loads of cadmium for terrestrial ecosystems related to ecotoxicological effects

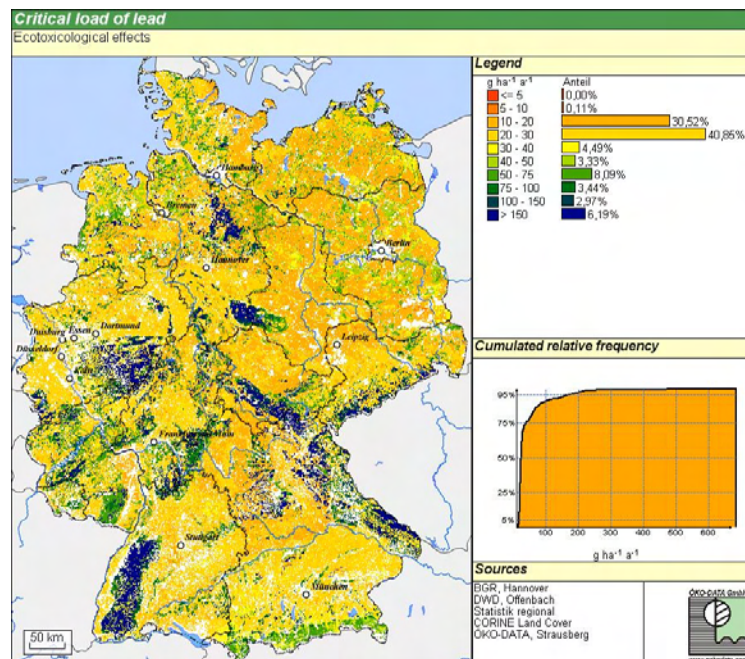


Figure DE-2: Regional distribution of critical loads of lead for terrestrial ecosystems related to ecotoxicological effects

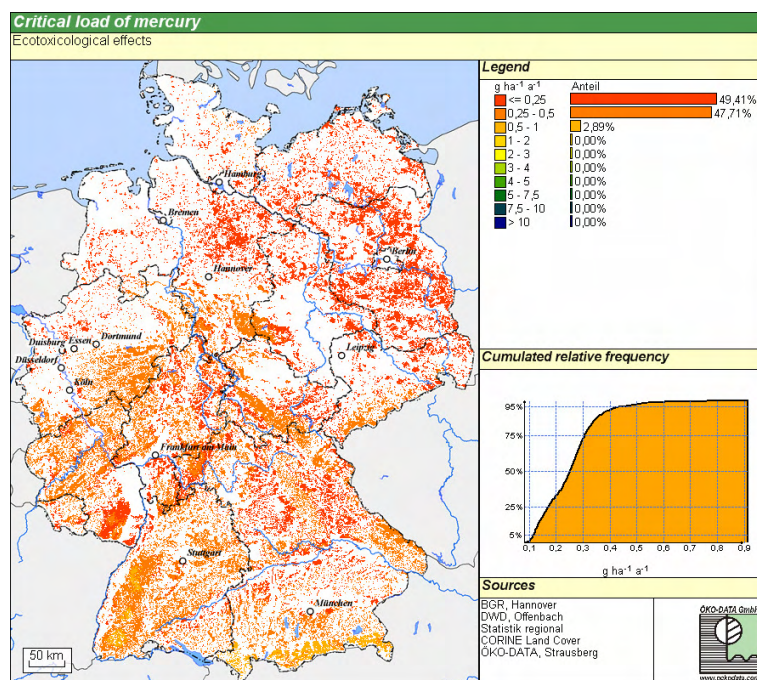


Figure DE-3: Regional distribution of critical loads of mercury for forest humus layers related to ecotoxicological effects

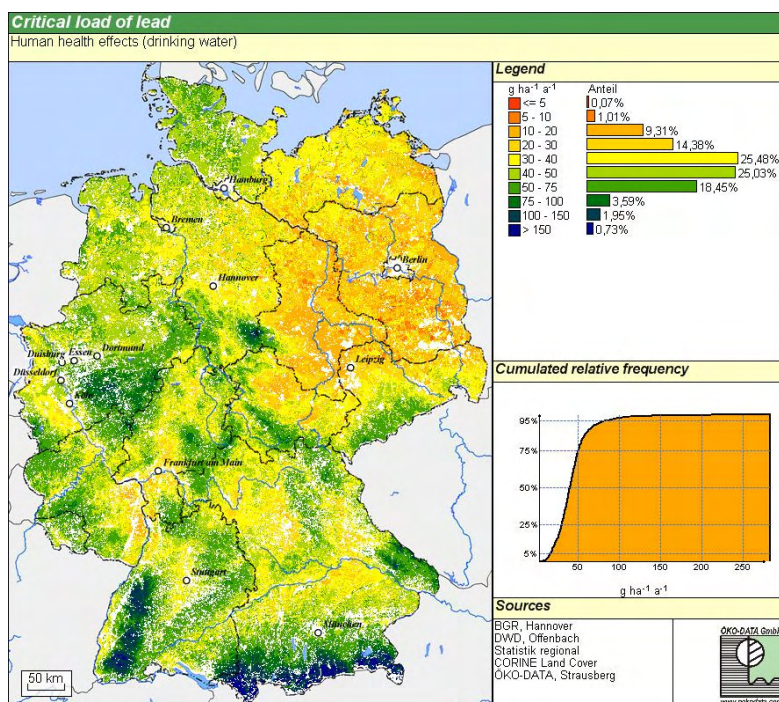


Figure DE-4: Regional distribution of critical loads of lead for terrestrial ecosystems aiming at the protection of groundwater (drinking water use)

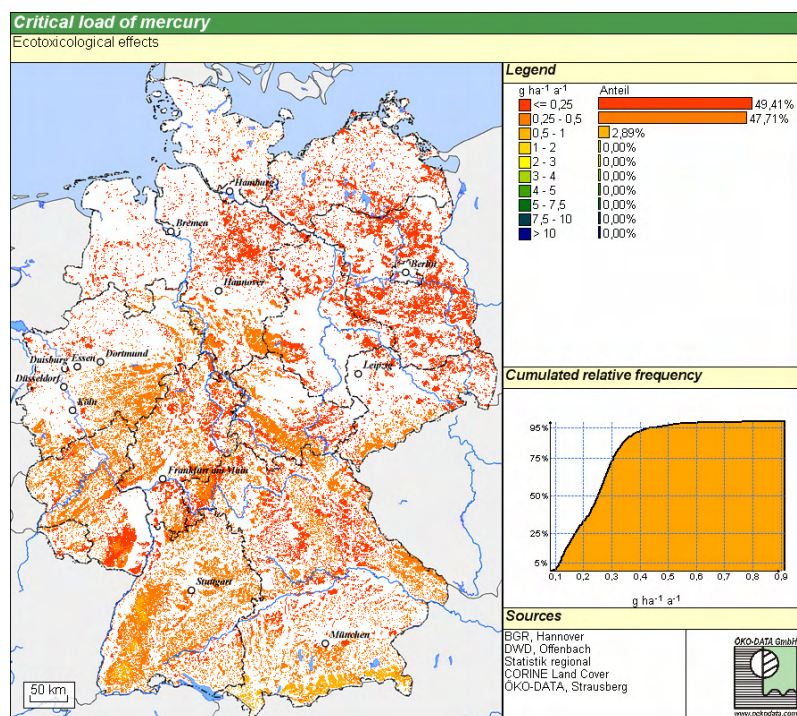


Figure DE-3: Regional distribution of critical loads of mercury for forest humus layers related to ecotoxicological effects

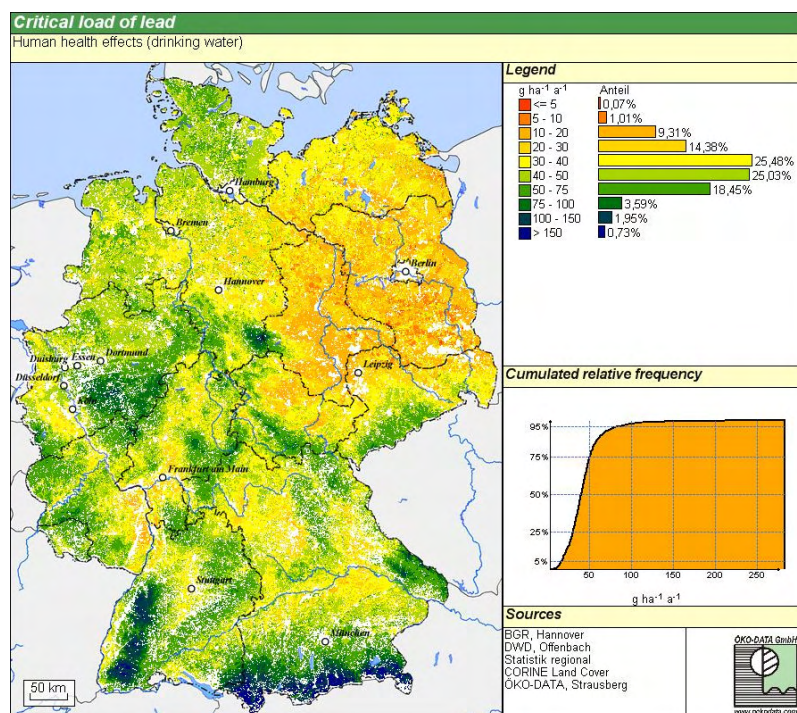


Figure DE-4: Regional distribution of critical loads of lead for terrestrial ecosystems aiming at the protection of groundwater (drinking water use)

6.8 Methoden zur Bestimmung der Ertragspotenziale

6.8.1 Methode zur Ermittlung der standortspezifischen Ertragspotenziale

Um vegetationstypspezifische Ertrags-Spannen unter Berücksichtigung der unterschiedlichen Standortbedingungen auf die in der Boden-Übersichtskarte BÜK 1000 für Deutschland ausgewiesenen Bodenprofile der Polygone aufgliedern zu können, war zunächst die bestmögliche Abschätzung der Bodenfruchtbarkeit in Abhängigkeit von den Bodenarten der Horizonte notwendig, wie im Folgenden beschrieben:

Verschiedene Bodeneigenschaften werden im Hinblick auf die Ertragsbildung jeweils als sehr ungünstig (Wert 0) bis sehr günstig (Wert 1) eingeschätzt (vgl. Schlutow 2001, 2003). Diese Werte beziehen sich auf die Horizonte (BÜK-1000-Datenbank). Zur Einstufung der Bodenprofile hinsichtlich ihres Ertragspotenzials werden in einem weiteren Bearbeitungsschritt die horizontbezogenen Angaben entsprechend der Mächtigkeit der Horizonte gewichtet und über das Profil bis zur effektiven Durchwurzelungstiefe gemittelt.

Bodenarten und ihre Entstehungsgeschichte (vgl. Tabelle 6.8-2, Spalten 1 und 2): Die Nomenklatur der Bodenarten richtet sich nach der Bodenkundlichen Kartierungsanleitung (*Arbeitsgruppe Bodenkunde* 1994) und entspricht (zusammengefasst) den Angaben der BÜK-Leitbodenprofile. Auf die Ausprägung der Kriterien Gründigkeit kann in Ermangelung direkter Angaben vereinfachend indirekt aus der Entstehung sowie direkt aus dem Grundwasserflurabstand geschlossen werden. Deshalb wurden die Bodenarten weiter untergliedert in die Entstehungsarten (Diluvial-, Alluvial-, Verwitterungsböden).

Porenanteile mit Totwasser, pflanzenverfügbarem Haftwasser und mit Luft (vgl. Tabelle 6.8-2): Die Volumenanteile und Durchmesser von wasser- und luftgefüllten Poren sowie die Saugspannung der verschiedenen Bodenarten wurden aus Ergebnissen von Müller et al. und Mückenhausen (in Amberger 1988, S. 76) entnommen.

Der Anteil an pflanzenverfügbarem Haftwasser (vgl. Tabelle 6.8-2, Spalte 6 = nutzbare Feldkapazität) ist bei den verschiedenen Lagerungsdichten im Mittel mit 26 vol % in Schluffen und sandigen Schluffen am höchsten, mit ca. 10 vol % in reinen Sanden am niedrigsten. Die Klassifizierung ergibt sich aus folgender Einteilung:

Anteil an pflanzenverfügbarem Haftwasser	Klasse	Bedeutung
> 22 vol%	1	sehr günstig
20 - 22 vol%	0,8	günstig
17 - < 20 vol%	0,6	mäßig günstig
13 - < 17 vol%	0,4	ungünstig
< 13 vol%	0,2	sehr ungünstig

Der Porenanteil durchwurzelbarer luftgefüllter Poren (vgl. Tabelle 6.8-2, Spalte 10) ist bei reinen Sanden mit 36 vol% am höchsten, mit 4 vol% in Tonen am niedrigsten. Es gilt:

Anteil an durchwurzelbaren luftgefüllten Poren	Klasse	Bedeutung
>15 vol%	1	sehr günstig
12 - 15 vol%	0,8	günstig
9 - < 12 vol%	0,6	mäßig günstig
5 - < 9 vol%	0,4	ungünstig
< 5 vol%	0,2	sehr ungünstig

Bei einem Verhältnis der Poren mit verfügbarem Haftwasser zu luftgefüllten durchwurzelbaren Poren von 1:1 ist ein optimales Pflanzenwachstum gegeben (Amberger 1988).

Komplementär zu den Luftporenanteilen verhalten sich die **Anteile wassergefüllter Poren**, in denen die Wasserspannung durch Adhäsion größer als die Saugspannung der Pflanzenwurzeln ist (vgl. Tabelle 6.8-2, Spalte 3, $p_F > 4,2$ = Totwasser). Der Anteil von sehr kleinen Poren mit hohen Adhäsionskräften ist in Tonen besonders hoch (42 vol%), in groben Sanden gleich Null.

Es bedeutet:

Porenanteil mit Totwasser	Klasse	Bedeutung
< 5 vol%	1	sehr günstig
5 - < 10 vol%	0,8	günstig
10 - < 15 vol%	0,6	mäßig günstig
15 - 25 vol%	0,4	ungünstig
> 25 vol%	0,2	sehr ungünstig

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

Austrocknungsgefährdung (vgl. Tabelle 6.8-2, Spalte 4): Die Versorgung der Pflanzen mit Wasser in anhydromorphen bzw. entwässerten Böden hängt unmittelbar von der nutzbaren Feldkapazität ab. Während bei großen Bodenporen (z.B. in Böden, die überwiegend aus Sand bestehen) die Adhäsions- und Adsorptionskräfte nicht zur Bildung einer Wassersäule in der Pore ausreichen, das Niederschlagswasser also überwiegend als Sickerwasser in die tieferen Bodenschichten abfließt und den Pflanzen nicht mehr zur Verfügung steht, stellt die sehr hohe Haftspannung gegenüber Wasser in den engen Poren z. B. von Schluffen und Tonen ebenso einen unwiederbringlichen Wasserverlust für die Pflanzen dar (permanenter Welkepunkt bei $pF > 4,2$). Beide Bodenarten sind also besonders austrocknungsgefährdet. Die Kombination aus dem Totwasserporenanteil und dem des Luftporenanteils ergibt die Klassifizierung der Austrocknungsgefährdung.

Summe aus Totwasser- und Luftporenanteil	Klasse	Bedeutung
< 20 vol%	1	sehr günstig
20 - <25 vol%	0,8	günstig
25 - <30 vol%	0,6	mäßig günstig
30 - 35 vol%	0,4	ungünstig
> 35 vol%	0,2	sehr ungünstig

Grundwassereinfluss (vgl. Tabelle 6.8-2, Spalte 5): Dieses Kriterium gibt den Einfluss des Grundwassers auf das Pflanzenwachstum der nicht nässeabhängigen Pflanzenarten an. Dabei gilt, dass bei einem Grundwasserflurabstand kleiner als die potenziell vorhandene Durchwurzelungstiefe das Pflanzenwachstum aufgrund von Luftmangel in den Bodenporen beschränkt wird. Unmittelbarer Grundwassereinfluss (Grundnässe) kann also einen ungünstigen Einfluss auf das Pflanzenwachstum haben. Günstigen Einfluss hat ein Grundwasserflurabstand, bei dem die bodenartenspezifische kapillare Aufstiegskraft [geschlossener Kapillarraum, vgl. Kuntze et al. (1988)] die effektive Durchwurzelungstiefe erreicht und so für ständig ausreichende Bodenfeuchte sorgt. Erreicht der geschlossene Kapillarraum über dem Grundwasserstand in der Regel nie die effektive Durchwurzelungstiefe, wird in dieser Bewertung der nicht vorhandene Einfluss des Grundwassers mit der Klasse „sehr ungünstig“ belegt. Der Grundwasserflurabstand kann aus den Leitbodenprofilen der BÜK 1000 abgeleitet werden. Er hängt jedoch auch von der Entstehungsart der Böden ab. Es kann deshalb vereinfachend davon ausgegangen werden, dass diluviale, Löss- und Verwitterungsböden nicht grundwasserbeeinflusst sind, alluviale und Küstenböden dagegen in der Regel grundwassernah sind, d. h. die effektive Durchwurzelungstiefe vom Kapillarraum erreicht wird.

Humusspiegel (vgl. Tabelle 6.8-2, Spalte 7): Der Humusspiegel (= Gehalt an organischer Substanz im Mineral-Oberboden) ist wesentlich abhängig von den Klimaeinflüssen, Jahresmitteltemperatur und Niederschlag sowie vom Basen- und Stickstoffeinfluss (siehe Tabelle 6.8-1). Die organische Substanz des Bodens ist von enormer Bedeutung z. B. für die Wasserspeicherefähigkeit, die Basensorptionskraft und damit für die Nährstoffspeicherung und -mobilität. Deshalb wurde der Humusspiegel als Kriterium zur Bewertung des Nährstoffhaushaltes herangezogen.

Tabelle 6.8-1: Einfluss von Klima-/Höhenstufen und Naturhaushaltskomponenten auf die Ausbildung des pflanzenverfügbaren Humusspiegels

Bodenart	mit Grundwasser-einfluss	mit Stauwasser-einfluss	anhydromorph in der Klima-/Höhenstufe							mit Erosions-bedingtem Abtrag
			Kammlagen höhere Berglagen	mittlere Berg- lage	untere Bergla- gen und Hügel- land	untere Berglagen und Hügel- land	Tief- land	untere Berglagen und Hü- gelland	Tief- land	
			mit feuchtem kühlen Klima			mit mäßig tro- ckenem Klima		mit trockenem warmen Klima		
Ss	0,6	0,6	0,0,8	0,0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,0,8
Su2, Sl2, Sl3, St	0,8	0,6	0,8	0,8	0,8	0,6	0,8	0,6	0,6	0,8
Su3, Su4	0,8	0,6	0,8	0,8	0,8	0,6	0,6	0,6	0,6	0,8
Slu, Sl4, St3	0,8	0,8	0,8	0,8	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6
Ls2-4, Lt2, Lts, Ts4, Ts3	1	0,8	0,6	0,6	0,8	0,6	0,6	0,8	0,8	0,6

Bodenart	mit Grundwasser-einfluss	mit Stauwasser-einfluss	anhydromorph in der Klima-/Höhenstufe							mit Erosions-bedingtem Abtrag
			Kammlagen höhere Berglagen	mittlere Berg-lage	untere Bergla-gen und Hügel-land	untere Berglagen und Hügel-land	Tief-land	untere Berglagen und Hü-gelland	Tief-land	
			mit feuchtem kühlen Klima			mit mäßig tro-ckenem Klima		mit trockenem warmen Klima		
Uu, Us, Ut2-4, Uls, Lu	1	0,8	0,8	0,8	0,6	0,8	0,8	0,6	0,8	0,8
Lt3, Tu2-4, Ts2, Tl, Tt	1	1	0,8	0,8	0,6	1	1	0,6	1	1

Erläuterung: 0,2= sehr ungünstig 0,6= mäßig günstig 1= sehr günstig
0,4= ungünstig 0,8= günstig

Kationenaustauschkapazität (vgl. Tabelle 6.8-2, Spalte 8): Die Kationenaustauschkapazität stellt die potenzielle Menge an austauschbaren Kationen, die für die Pflanzenernährung notwendig sind (Kalzium-, Magnesium-, Kalium-, Natrium-, Ammoniumionen), sowie anderer Ionen (z. B. Wasserstoff- und Aluminiumionen) im Bodenkomplex dar. Art und Mengenanteile der Tonminerale und organischen Stoffe bedingen die Kationenaustauschkapazität. Die Kationenaustauschkapazität der Tonminerale ist im Wesentlichen permanent vorhanden. Die bodenartenspezifischen potenziellen Kationenaustauschkapazitäten sind bei hohen Ton- und Schluffgehalten in den oberen Horizonten am höchsten (30 cmol_c/kg bei lehmigen, schluffigen und reinen Tonen), am niedrigsten (2 cmol_c/kg) bei Grus und reinen Sanden (*Arbeitsgruppe Bodenkunde* 1994). Es soll gelten:

Kationenaustauschkapazität	Klasse	Bedeutung
> 20 cmol _c /kg	1	sehr günstig
15 - 20 cmol _c /kg	0,8	günstig
10 - <15 cmol _c /kg	0,6	mäßig günstig
5 - <10 cmol _c /kg	0,4	ungünstig
<5 cmol _c /kg	0,2	sehr ungünstig

Gründigkeit (vgl. Tabelle 6.8-2, Spalte 9): Angaben zur Gründigkeit (flach-, mittel- oder tiefgründig) können vereinfachend indirekt aus der Entstehung sowie direkt aus dem Grundwasserflurabstand abgeleitet werden. Deshalb wurden die Bodenarten weiter untergliedert in Entstehungsarten (Diluvial-, Alluvial-, Verwitterungsböden).

Dabei wurde der Einfluss der Gründigkeit auf das Pflanzenwachstum wie folgt klassifiziert:

Gründigkeit	Klasse	Bedeutung
tiefgründig	1	sehr günstig
mittel- bis tiefgründig	0,8	günstig
mittelgründig	0,6	mäßig günstig
mittel- bis flachgründig	0,4	ungünstig
flachgründig	0,2	sehr ungünstig

Verfestigungsneigung (vgl. Tabelle 6.8-2, Spalte 11): Dieses Kriterium gibt den Grad des inneren Zusammenhaltes von Horizonten oder Schichten infolge der Einwirkung verkittender Substanzen an. Die Verfestigungsneigung ist umso größer, je höher der Verkittungsgrad der Bodenteilchen (z. B. durch Einlagerungen) ist. Nach *Hennings* (1994) neigen besonders nicht bindige humusarme Böden zur Bildung von Kittgefügen mit hohem Verfestigungsgrad. Die folgende Zuordnung nach Bodenarten wurde aus den Angaben in der Datenbank zur BÜK 1000 abgeleitet. Es wurde eingeschätzt:

Bodentypen	Klasse	Bedeutung
Böden ohne Podsolierungsneigung	1	sehr günstig
Fahlerden	0,8	günstig
Bänder-Braunerden	0,6	mäßig günstig
podsolige Braunerden	0,4	ungünstig
Sand-Podsole	0,2	sehr ungünstig

Tabelle 6.8-2: Klassifizierung bodenart- und -geneseabhängiger Bodeneigenschaften bezüglich des Einflusses auf potenzielle Holzträge

Bodenart nach bodenkundlicher Kartieranleitung, 3. Aufl.	Entstehung	Porenanteil <0,2 µm mit Totwasser (pF>4,2)/ Staunässebildung	Austrocknungsgefährdung	Grundwassereinfluss	nutzbare Feldkapazität (Porenanteil 0,2-50 µm mit pflanzenverfügbarem Haftwasser pF4,2-1,8)	Humusspiegel in Abhängigkeit von der Bodenart	Kationenaustauschkapazität	Gründigkeit	Durchwurzelbarkeit (Porenanteil >50 µm mit Luft, pF<1,8)	Verfestigungsneigung im B-Horizont
(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)	(8)	(9)	(10)	(11)
Ss	D	5	1	1	1	1	1	3	5	1
	Al			4				4		
	K			3				3		
	V			1				2		
Su2, SI2, SI3, St	D	4	2	2	2	1	2	3	5	1
	Al			4				4		
	K			3				3		
	V			2				2		
Su3, Su4	D	3	3	2	4	2	2	3	5	2
	Lö			2				5		
	Al			4				4		
	V			2				2		
	Vg			1				1		
Slu, SI4, St3	D	3	4	2	4	2	3	3	4	3
	Lö			2				5		
	Al			4				4		
	V			2				2		
	Vg			1				1		
Ls2-4, Lt2 Lts, Ts4, Ts3	D	3	4	3	2	3	4	3	3	4
	Lö			2				5		
	Al			4				4		
	K			4				3		
	V			2				2		
	Vg			1				1		
Uu, Us, Ut2-4, Uls, Lu	D	2	3	3	5	4	3	3	2	5
	Al			4				4		
	Lö			2				5		
	K			3				4		
	V			2				2		
	Vg			1				1		
Lt3, Tu2-4 Ts2, TI, Tt	D	1	1	2	2	5	5	3	1	5
	Al			3				4		
	K			1				1		
	V			2				2		
	Vg			1				1		

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

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

6.8.2 Methode zur Ermittlung der klimaspezifischen Ertragspotenziale

Bis hierher sind ausschließlich bodenspezifische Parameter in die Bestimmung der Ertragspotenziale eingegangen. Ein klimaökologisch hochsignifikanter Einflussfaktor ist neben dem Niederschlag (siehe Matrix zur Bestimmung des Kohlenstoff-/Stickstoffvorrates im Humusspiegel) vor allem die Länge der Vegetationszeit. Je

länger die Vegetationszeitdauer im Jahr (Anzahl der Tage mit einer durchschnittlichen Lufttemperatur von $\geq 10^\circ\text{C}$ im Jahr), desto größer die Nettoprimärproduktion im Jahr. Gute bis sehr gute Zuwachseleistungen werden durch Vegetationszeiten von 100 Tagen (mittlere montane Lagen) bis 200 Tagen (planare Tieflandslagen) gefördert, während im hochmontanen und alpinen Raum (60-100 Tage) die Nettoprimärproduktion deutlich unter das bodenspezifische Ertragspotenzial sinkt.

Deshalb wird das bodenspezifische Ertragspotenzial mit der Vegetationszeitdauer wie folgt in Beziehung gesetzt:

$$EP_{(\text{klima-korr})} = EP_{(\text{Boden})} (1 + f_{vz}) \quad \text{Gl. 6.8-1}$$

$$f_{vz} = \frac{VZ(d) - 100d}{200d - 100d} \quad \text{Gl. 6.8-2}$$

wobei:

$EP_{(\text{klima-korr})}$	=	klimakorrigiertes Ertragspotenzial
f_{vz}	=	vegetationszeitabhängiger Korrekturfaktor
$EP_{(\text{Boden})}$	=	bodenspezifisches Ertragspotenzial (zwischen 0...1)
VZ	=	Vegetationszeitdauer (langjährig durchschnittliche Anzahl der Tage mit einer durchschnittlichen Lufttemperatur von $\geq 10^\circ\text{C}$ im Jahr)

Die Differenz aus Minimum und Maximum der Erträge laut Ertragstafeln (vgl. Tabelle 3-8 des Hauptteils) wird nun entsprechend der Ertragspotenzialzahl interpoliert.

6.8.3 Zusammenführung der Einzelparameter

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

Die hier zur Kennzeichnung des Ertragspotenzials beschriebenen einzelnen Kriterien können nicht gleichgewichtet in die Abschätzung des Ertragspotenzials eingehen, weil einzelne Kriterien einen größeren Einfluss als andere auf das Pflanzenwachstum haben und mitunter auch auf mehrere verschiedene physiologische Vorgänge einwirken. Aus diesem Grunde wurden die einzelnen Parameter der Tabelle 6.8-2 entsprechend der folgenden Übersicht zu Haupteinflussfaktoren der Ertragsbildung zusammengefasst, wobei ebenfalls eine Klassifizierung von 1 (sehr ungünstige Bedingungen) bis 5 (sehr günstige Bedingungen) das Ergebnis ist (vgl. Tabelle 6.8-3).

Tabelle 6.8-3: Haupteinflussfaktoren der Ertragsbildung

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

Bei diesem Schritt werden für je Bodeneinheit der BÜK 1000 unter Berücksichtigung der Mächtigkeit der Horizonte (Wichtung) je ein Kennwert für die drei Haupteinflussfaktoren auf die Ertragsbildung wie folgt berechnet:

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

Der Einfluss der Bodenwasserversorgung auf das Ertragspotenzial wurde auf der Basis der Durchwurzelungstiefe wie folgt klassifiziert:

effektive Durchwurzelungstiefe	Klasse	Bedeutung
> 100 cm	1	sehr günstig
75 – 100 cm	0,8	günstig
50 – 75 cm	0,6	mäßig günstig
25 – 50 cm	0,4	ungünstig
0 – 25 cm	0,2	sehr ungünstig

Nährstoffhaushalt: Aus der Verknüpfung von potenzieller Kationenaustauschkapazität, Humusspiegel und nutzbarer Feldkapazität soll ein Kennwert für das standort eigene rezente Stammpotenzial zur Nährstoffversorgung hergeleitet werden. Er gibt das Vermögen des Bodens zur Speicherung und bedarfsgerechten Freisetzung von Pflanzennährstoffen an.

Im Gegensatz zur Kationenaustauschkapazität der mineralischen Bodenbestandteile ist diese bei Humusstoffen pH-Wert abhängig. Je höher der pH-Wert, desto höher die aktuelle Ionenaustauschkapazität.

Die Nährkationen sind erst im gelösten Zustand pflanzenverfügbar, so dass die natürliche Nährkraft nur in einem Boden mit genügend nutzbarer Feuchte wirksam wird (verfügbares Adsorptions- und Kapillarwasser). Die Nährkraft ist also umso höher, je größer die verfügbare Feldkapazität, einschließlich Kapillarwasser aus Grundwasser ist. Der Anteil an reduzierten Stickstoffverbindungen (Ammoniumionen) ist im wassergesättigten Milieu wesentlich höher als der Anteil der oxidierten Stickstoffverbindungen, der im luftgesättigten Milieu höher ist. Da Ammoniumionen nicht so schnell mit dem fließenden Wasser ausgewaschen werden wie Nitrationen, stehen sie der Pflanzenversorgung länger zur Verfügung. Das heißt, Böden mit einem hohen Feuchtegrad im durchwurzelbaren Raum haben insbesondere auch hinsichtlich der Stickstoffspeicherung und Pflanzenverfügbarkeit des Stickstoffs einen höheren Stellenwert als trockene Böden.

Die natürliche Nährkraft wird für jede Bodeneinheit der BÜK 1000 ermittelt, indem zunächst jedem Horizont des Leitbodenprofils der bodenartsspezifische semiquantitative Wert aus Tabelle 6.8-1 für die potenzielle Kationenaustauschkapazität zugeordnet wird. Es werden alle Horizonte, die innerhalb der Durchwurzelungstiefe liegen, berücksichtigt. Im 2. Schritt werden die Werte der einzelnen Horizonte tiefenstufengewichtet gemittelt. Analog werden die tiefenstufengewichteten Mittelwerte über die Horizonte bis zur Durchwurzelungstiefe für die Kriterien ‚Humusspiegel‘ und ‚nutzbare Feldkapazität‘ berechnet. Im 3. Schritt wird der Mittelwert aus den drei Kriterienwerten gebildet. Dieser Mittelwert wird wie in vorangegangenen Arbeitsschritten den Klassen 0 bis 1 zugeordnet, wobei die natürliche Nährkraft nach der forstwirtschaftlichen Definition folgendermaßen beschrieben wird:

berechneter Mittelwert	natürliche Nährkraft	Bedeutung
>0,9...1	reich mit hohem Kalkgehalt	sehr günstig
>0,7...0,9	reich	günstig
>0,5...0,7	nährkräftig	mäßig günstig
>0,3...0,5	mittlere Nährkraft	ungünstig
≤0,3	ziemlich arme Nährkraft	sehr ungünstig

(Arme Nährkraft (<0,2) kommt im UG nicht mehr vor.)

Die Wurzelverteilung im Profil wird aus der Kombination der Gründigkeit, der Durchwurzelbarkeit der Bodenporen und dem Verfestigungsgrad im Unterboden bestimmt. Die Wurzelverteilung gibt Aufschluss über die Durchwurzelungsintensität und damit über die Zugänglichkeit der Wasser- und Nährstoffvorräte im Boden für die Pflanze. Analog zur Berechnung der Nährkraft wird auch für das Kriterium ‚Wurzelverteilung‘ in 3 Schritten vorgegangen: Für jedes der 3 Teilkriterien ‚Gründigkeit‘, ‚Durchwurzelbarkeit der Bodenporen‘ und ‚Verfestigungsgrad im Unterboden‘ wird zunächst getrennt voneinander aus dem Leitbodenprofil in der BÜK 1000 jedem Horizont entsprechend Tabelle 6.8-2 ein Wert zugeordnet. Dann wird jeweils ein tiefenstufengewichteter Mittelwert über alle Horizonte bis zur Durchwurzelungstiefe berechnet. Die Profil-Mittelwerte der drei Kriterien

werden anschließend miteinander gemittelt. Der so entstandene semiquantitative Wert wird einer Klasse zugeordnet:

berechneter Mittelwert	potenzielle Wurzelverteilung	Bedeutung
>0,9...1	ungehemmt	sehr günstig
>0,7...0,9	wenig gehemmt	günstig
>0,5...0,7	mäßig gehemmt	mäßig günstig
>0,3...0,5	stark gehemmt	ungünstig
≤0,3	sehr stark gehemmt	sehr ungünstig

Das **Ertragspotenzial** wird nun für jede Bodeneinheit der BÜK 1000 durch einfache Mittelwertbildung aus den relativen Klassenwerten des Wasserhaushaltes, der Nährkraft und der Wurzelverteilung abgeleitet.

Tabelle 6.8-4: Abschätzung der überwiegend vorkommenden Hauptbaumarten und ihrer jährlichen Trockensubstanzzuwachsraten in Derbholz und Rinde, gemittelt über 100 Wachstumsjahre

Leg BÜK 1000	Rezent natürliche Hauptbaumarten der Leitboden- assoziation		Typische regional verbreitete Ersatzforsten		
			Nadelforst	Laubforst	Mischforst (60%/40%)
1	Birke-Stieleiche(-Kiefer)		Kiefer	Birken	Kiefer/Birken
2	-		Fichte	Weiden	nicht vorhanden
3	Weiden		Fichte	Weiden	nicht vorhanden
4	Stieleiche-Hainbuche (-Rotbuche), Erlenbruch		Fichte	Buche	Fichte/Buche
5	Rotbuche-Stieleiche Birke-Stieleiche (-Rotbuche)		Fichte	Buche	Buche/Fichte
6	Erlenbruch		Kiefer	Erle	Erle/Kiefer
7	Kiefer-Birken		Kiefer	Birken	Kiefer/Birken
8	Stieleiche-Hainbuche, Esche-Ulme		Kiefer	Eichen	Eichen/Kiefer
9	Stieleiche-Hainbuche, Esche-Ulme		Kiefer	Eichen	Eichen/Kiefer
10	Stieleiche-Rotbuche, Birke- Stieleiche		Kiefer	Eichen	Eichen/Kiefer
11	Stieleiche-Hainbuche, Esche-Ulme		Kiefer	Eichen	Eichen/Kiefer
12	Erlen-/Eschenbruch		Kiefer	Erle/ Esche	Erle/Esche/Kiefer
13	Stieleiche-Hainbuche, Bergahorn-Esche		Kiefer	Eichen	Eichen/Kiefer
14	Stieleiche-Hainbuche, Kiefer-Stieleiche		Kiefer	Eiche	Eichen/Kiefer
15	Stieleiche-Hainbuche (-Rotbuche)		Kiefer	Eichen	Kiefer/Eichen
16	Stieleiche-Hainbuche (-Rotbuche)		Kiefer	Eichen	Kiefer/Eichen
17	Stieleiche-Hainbuche (-Birke)		Kiefer	Eichen	Kiefer/Eichen
18	Rotbuche, Tanne-Rotbuche, Stieleiche-Fichte		Fichte	Rotbuche	Fichte/Rotbuche
19	Rotbuche-Traubeneiche, Stieleiche-Hainbuche, Erle-Esche		Fichte	Rotbuche	Rotbuche/Fichte
20	Stieleiche-Hainbuche		Kiefer	Eichen	Eichen/Kiefer
21	Tanne-Rotbuche, Rotbuche		Fichte	Rotbuche	Fichte/Rotbuche
22	Stieleiche-Hainbuche		Kiefer	Eichen	Eichen/Kiefer
23	Rotbuche-Stieleiche (-Kiefer)		Kiefer	Rotbuche	Rotbuche/Kiefer
24	Stieleiche-Hainbuche		Kiefer	Eichen	Eichen/Kiefer
25	Stieleiche-Rotbuche, Stieleiche-Hainbuche, Stieleiche-Kiefer		Kiefer	Eichen	Kiefer/Eichen
26	Traubeneiche-Stieleiche-Winterlinde		Kiefer	Eichen	Kiefer/Eichen
27	Traubeneiche-Stieleiche-Winterlinde		Kiefer	Eichen	Kiefer/Eichen
28	Subatlantisch: Birke- Stieleiche, Stieleiche-Hainbuche	Subkontinental: Stieleiche-Hainbuche	Kiefer	Eichen	Kiefer/Eichen
29	Birke-Stieleiche(-Kiefer)		Kiefer	Eichen	Kiefer/Eichen
30	Tanne-Rotbuche, Fichte		Fichte	Rotbuche	Fichte/Rotbuche

Leg BUK 1000	Rezent natürliche Hauptbaumarten der Leitboden- assoziation		Typische regional verbreitete Ersatzforsten		
			Nadelforst	Laubforst	Mischforst (60%/40%)
31	Subatlantisch: Birke- Stiel- eiche	Subkontinental: Birke-Stieleiche (- Kiefer)	Kiefer	Birken	Kiefer/Birken
32	Stieleiche-Traubeneiche-Winterlinde		Kiefer	Eichen	Kiefer/Eichen
33	Birke-Stieleiche (-Kiefer)		Kiefer	Birken	Kiefer/Birken
34	Birke-Stieleiche (-Kiefer)		Kiefer	Birken	Kiefer/Birken
35	Rotbuche-Tanne		Fichte	Rotbuche	Rotbuche/Fichte
36	Stieleiche-Traubeneiche-Winterlinde		Kiefer	Eichen	Kiefer/Eichen
37	Stieleiche-Traubeneiche-Winterlinde		Kiefer	Eichen	Kiefer/Eichen
38	Stieleiche-Hainbuche		Kiefer	Eichen	Eichen/Kiefer
39	Stieleiche-Rotbuche		Kiefer	Eichen	Kiefer/Eichen
40	Stieleiche-Traubeneiche-Winterlinde		Fichte	Rotbuche	Rotbuche/Fichte
41	Stieleiche-Hainbuche, Kiefer-Traubeneiche, Traubeneiche-Winterlinde		Kiefer	Eichen	Kiefer/Eichen
42	Rotbuche-Traubeneiche-Winterlinde, Rotbuche- Tanne (-Fichte)		Fichte	Rotbuche	Rotbuche/Fichte
43	Stieleiche-Hainbuche		Kiefer	Eichen	Eichen/Kiefer
44	Rotbuche-Traubeneiche		Fichte	Rotbuche	Fichte/Rotbuche
45	Rotbuche-Traubeneiche, Rotbuche-Tanne (- Fichte)		Fichte	Rotbuche	Fichte/Rotbuche
46	Stieleiche-Traubeneiche-Winterlinde		Kiefer	Eichen	Kiefer/Eichen
47	Rotbuche, Rotbuche-Traubeneiche		Fichte	Rotbuche	Rotbuche/Fichte
48	Stieleiche-Hainbuche		Kiefer	Eichen	Eichen/Kiefer
49	Rotbuche-Traubeneiche-Winterlinde, Rotbuche- Bergahorn-Esche, Rotbuche-Tanne (-Fichte)		Fichte	Rotbuche	Fichte/Rotbuche
50	Rotbuche-Traubeneiche-Winterlinde, Rotbuche- Bergahorn-Esche, Rotbuche-Tanne (-Fichte)		Fichte	Rotbuche	Fichte/Rotbuche
51	Rotbuche-Stieleiche-Winterlinde, Rotbuche- Stieleiche-Esche, Rotbuche		Fichte	Rotbuche	Rotbuche/Fichte
52	Rotbuche, Rotbuche-Bergahorn-Esche		Fichte	Rotbuche	Rotbuche/Fichte
53	Rotbuche, Rotbuche-Stiel-Traubeneiche		Fichte	Rotbuche	Fichte/Rotbuche
54	Rotbuche		Fichte	Rotbuche	Fichte/Rotbuche
55	Rotbuche (-Fichte)-Tanne		Fichte	Rotbuche	Fichte/Rotbuche
56	Rotbuche		Fichte	Rotbuche	Fichte/Rotbuche
57	Rotbuche (-Fichte)-Tanne		Fichte	Rotbuche	Fichte/Rotbuche
58	Rotbuche, Rotbuche-Traubeneiche		Fichte	Rotbuche	Fichte/Rotbuche
59	Rotbuche		Fichte	Rotbuche	Fichte/Rotbuche
60	Rotbuche		Fichte	Rotbuche	Rotbuche/Fichte
61	Stieleiche-Winterlinde, Kiefer-Stieleiche		Kiefer	Eichen	Kiefer/Eichen
62	Rotbuche-Traubeneiche, Rotbuche		Fichte	Rotbuche	Rotbuche/Fichte
63	Traubeneiche-Winterlinde, Birke-Stieleiche (-Kiefer)		Kiefer	Birke	Kiefer/Birke
64	Rotbuche, Stieleiche-Hainbuche		Fichte	Rotbuche	Rotbuche/Fichte
65	Rotbuche		Fichte	Rotbuche	Fichte/Rotbuche
66	Rotbuche-Traubeneiche		Fichte	Rotbuche	Rotbuche/Fichte
67	Rotbuche		Fichte	Rotbuche	Fichte/Rotbuche
68	Rotbuche-Tanne(-Fichte)		Fichte	Rotbuche	Fichte/Rotbuche

Leg BÜK 1000	Rezent natürliche Hauptbaumarten der Leitboden- assoziation	Typische regional verbreitete Ersatzforsten		
		Nadelforst	Laubforst	Mischforst (60%/40%)
69	Bergkiefer-Rotbuche	Bergkiefer	Rotbuche	Bergkiefer /Rotbuche
70	-	Kiefer	Birken	Birken/Kiefer
71	-	Kiefer	Birken	Kiefer/Birken

Abgeleitet aus Grunddaten von *Hofmann* (1985), *Schober* (1975) und *Erteld* (1962)

Tabelle 6.8-5: Typische Vegetationsgesellschaften des halbnatürlichen Grünlandes, der Heiden und Moore in den Stamm-Standortstypen

Leg – Nr. BÜK	natürliches Grünland		Heiden und Moorheiden		Sümpfe		Torfmoore	
	überwiegend verbreitete Vegetation *)	Code	überwiegend ver- breitete Vegetation (*)	Code f. Entzüge	überwiegend verbreitete Vege- tation *)	Code f. Entzüge	überwiegend verbreitete Vege- tation*)	Code
1	Violo-Corynephorum canescentis	1	Empetretum nigri	2	wie LEG 2		wie LEG 6	
2	Salicornietum strictae	6	Salici-Ericetum tetralicis	2	Salicornietum strictae	6		
3	Poo irrigatae- Agropyretum repentis	6	wie LEG2		Salicornietum strictae	6	Eriophoro- Caricetum lasiocarpae	5
4	Poo irrigatae- Agropyretum repentis	6			Cotula coronopifolia-Ges.	6	Eriophoro- Caricetum lasiocarpae	5
5	Anthriscus-Agrostidetum giganteae	6	wie LEG 2		Anthriscus- Agrostidetum giganteae	6		
6	Cirsietum oleracei	5	Salici-Ericetum tetralicis	2	Caricetum gracilis	5	Caricetum inflato-vesicariae	5
7	Sphagno-Caricetum canescentis	4	Eriophoro- Nardetum strictae	2	Caricetum elatae	5	Sphagno- Juncetum effusi	4
8	Phalaridetum arundinaceae	6	wie LEG 12		Glycerietum maximae	6	Juncetum subnu- dulosi	6
9	Phalaridetum arundinaceae	6			Caricetum vulpi- nae	6		
10	Alopecuretum geniculati	6			Phalaridetum arundinaceae	6	wie LEG 8	
11	Agrostidetum stoloniferae	6	wie LEG 12		Agrostidetum stoloniferae	6	wie LEG 8	
12	Holcetum lanatae	5	Nardo-Juncetum squarrosi	2	Caricetum gracilis	5		
13	Phalaridetum arundinaceae	6	wie LEG12				wie LEG 8	
14	Phalaridetum arundinaceae	6			wie LEG 12		wie LEG 8	
15	Festucetum arundinaceae	6	wie LEG 12		Caricetum vulpi- nae	6		
16	Dauco-Arrhenatheretum elatoris/Lolio- Cynosuretum	7	wie LEG 25		Junco-Molinietum	5	wie LEG 7	
17	Dauco-Arrhenatheretum elatoris/Lolio- Cynosuretum	7	Genisto anglicae- Callunetum	2	wie LEG 12		wie LEG 6	

Leg – Nr. BÜK	natürliches Grünland		Heiden und Moorheiden		Sümpfe		Torfmoore	
	überwiegend verbreitete Vegetation *)	Code	überwiegend verbreitete Vegetation *)	Code f. Entzüge	überwiegend verbreitete Vegetation *)	Code f. Entzüge	überwiegend verbreitete Vegetation*)	Code
18	Dauco-Arrhenatheretum elatioris/Lolio-Cynosuretum	7			wie LEG 29			
19	Dauco-Arrhenatheretum elatioris/Lolio-Cynosuretum	7			wie LEG 29		wie LEG 6	
20	Dauco-Arrhenatheretum elatioris/Lolio-Cynosuretum	7	Genisto anglicae-Callunetum	2	wie LEG 29			
21	Stipetum capillatae	3	wie LEG 56		wie LEG 9		wie LEG 8	
22	Eu-Molinietum	5	Genisto-Juncetum squarrosi	2	Caricetum gracilis	5	wie LEG 6	
23	Junco-Molinietum	5	wie LEG 22		Caricetum gracilis	5		
24	Eu-Molinietum	5	wie LEG22		Eu-Molinetum	5		
25	Phleetum phleoides	1	Polygalactetum vulgaris	2	wie LEG 12		wie LEG 6	
26	Koelerietum glaucae	1	Genisto pilosae-Callunetum	2	wie LEG 12			
27	Armerio-Festucetum trachyphyllae	1	Genisto pilosae-Callunetum	2	wie LEG 12			
28	Dauco-Arrhenatheretum elatioris/Lolio-Cynosuretum	7	Trichophoro-Ericetum tetralicis	2	wie LEG 12		wie LEG 7	
29	Dauco-Arrhenatheretum elatioris/Lolio-Cynosuretum	7	Trichophoro-Ericetum tetralicis	2	Caricetum gracilis	5	wie LEG 7	
30	Brachypodietum pinnati	3			wie LEG 23		wie LEG 6	
31	Thymo-Festucetum ovinae	1	Cladonio-Callunetum	2	wie LEG12		wie LEG 7	
32	Agrostidetum tenuis	1	Genisto pilosae-Callunetum	2	wie LEG 12			
33	Thymo-Festucetum ovinae	1	Genisto anglicae-Callunetum	2	wie LEG 12		wie LEG 6	
34	Spergulo vernalis-Corynephoretum canescentis	1	Cladonio-Callunetum	2	wie LEG 12			
35	Stipetum capillatae	3			wie LEG 24			
36	Dauco-Arrhenatheretum elatioris/Lolio-Cynosuretum	7	wie LEG 44		wie LEG 24			
37	Dauco-Arrhenatheretum elatioris/Lolio-Cynosuretum	7						
38	Brometum racemosae	5						
39								
40	Dauco-Arrhenatheretum elatioris/Lolio-Cynosuretum	7	wie LEG 44		wie LEG24			
41	Dauco-Arrhenatheretum elatioris/Lolio-Cynosuretum	7			wie LEG 24			
42	Dauco-Arrhenatheretum elatioris/Lolio-Cynosuretum	7	wie LEG 44		wie LEG 24		wie LEG 6	

Leg – Nr. BÜK	natürliches Grünland		Heiden und Moorheiden		Sümpfe		Torfmoore	
	überwiegend verbreitete Vegetation *)	Code	überwiegend verbreitete Vegetation *)	Code f. Entzüge	überwiegend verbreitete Vegetation *)	Code f. Entzüge	überwiegend verbreitete Vegetation*)	Code
43	Brometum racemosae	5	wie LEG 44					
44	Dauco-Arrhenatheretum elatioris/Lolio-Cynosuretum	7	Euphorbio cyparissiae-Callunetum	2				
45	Dauco-Arrhenatheretum elatioris/Lolio-Cynosuretum	7	Euphorbio cyparissiae-Callunetum	2	wie LEG 24			
46	Dauco-Arrhenatheretum elatioris/Lolio-Cynosuretum	7	wie LEG 44		wie LEG 24		wie LEG 6	
47	Dauco-Arrhenatheretum elatioris/Lolio-Cynosuretum	7	wie LEG 44				wie LEG 6	
48	Brometum racemosae	5						
49	Mesobrometum	3	wie LEG 52		wie LEG 68			
50	Xerobrometum	3	wie LEG 52		wie LEG 68			
51	Geranio-Trisetum flavescentis/Festuco commutatae-Cynosuretum	7	wie LEG 52		wie LEG 68		wie LEG 8	
52	Geranio-Trisetum flavescentis/Festuco commutatae-Cynosuretum	7	Nardetum alpinum	2	wie LEG 68		wie LEG 8	
53	Crepido-Festucetum commutatae	7	wie LEG 52		wie LEG 68		wie LEG 6	
54								
55	Crepido-Festucetum commutatae	7	Cytiso-Callunetum	2	wie LEG 12		wie LEG 6	
56	Meo-Trisetum flavescentis/ Festucetum commutatae	7	Vaccinio-Callunetum	2				
57	Avenetum pratensis	1	Cytiso-Callunetum	2	wie LEG12			
58	Brometum racemosae	5	wie LEG 56					
59	Meo-Trisetum flavescentis/ Festucetum commutatae	7	wie LEG 56		wie LEG 8		wie LEG 6	
60	Crepido-Festucetum commutatae	7	wie LEG 56		wie LEG 12			
61	Avenetum pratensis	1	wie LEG 56		wie LEG 12		wie LEG 6	
62	Avenetum pratensis	1	wie LEG 56					
63	Avenetum pratensis	1	wie LEG 56		wie LEG 12		wie LEG 7	
64	Brometum racemosae	5	wie LEG 56		wie LEG 8			
65	Geranio-Trisetum flavescentis/Festuco commutatae-Cynosuretum	7	wie LEG 56					
66	Geranio-Trisetum flavescentis/Festuco commutatae-Cynosuretum	7	wie LEG56					
67								
68	Caricetum sempervirentis	3	wie LEG 52		Caricetum vulpinae	6	wie LEG 6	
69	Seslerietum variaie	1	wie LEG 52					
70	wie LEG26		wie LEG 32		wie LEG 12		wie LEG 6	
71	Spergulo vernalis-Corynephorum canescentis	1	wie LEG 33		wie LEG 12			

abgeleitet von Schlutow nach Klapp (1965), Schlutow (1994), Opitz von Boberfeld (1994), Briemle (1975)

*) bzw. Hinweis auf die Bodeneinheit (Legendeneinheit-Nr. der BÜK 1000), die sich aus der Landnutzung (CORINE-Land-Cover) als Begleitbodenassoziation herleiten lässt, wenn eine Kombination der Landnutzung mit der Leitbodenassoziation sich als ökologisch undenkbar darstellt. Wenn sich z. B. durch Verschneidung der CORINE-Land-Cover mit der BÜK 1000 eine Kombination von Landnutzung „Sumpf“ in der Fläche einer Bodeneinheit mit der Leitbodenassoziation anhydromorphe Parabraunerde (LEG-Nr. 14) ergibt, muss auf dieser Fläche angenommen werden, dass hier die Begleitbodenassoziation Gley (entspricht LEG-Nr. 12) vorliegt, für die die unter LEG 12 angegebene Vegetationsgesellschaft mit dem entsprechenden Ertrag angenommen werden kann.

Literatur:

- Amberger A (1988) Pflanzenernährung – Ökologische und physiologische Grundlagen, Dynamik und Stoffwechsel der Nährelemente. Stuttgart: 3. überarb. Aufl., Verlag Eugen Ulmer, S. 118 ff.
- Arbeitsgruppe Bodenkunde (1994) Methodendokumentation Bodenkunde. Auswertungsmethoden zur Beurteilung der Empfindlichkeit und Belastbarkeit von Böden. Geologisches Jahrbuch, Reihe F Bodenkunde, Hrsg.: Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe und Geologische Landesämter in der BRD, Hannover, Heft 31,
- Briemle (1975), in Schober (1975)
- Erteld (1962), in Schober (1975)
- Hennings V (1994) Methodendokumentation Bodenkunde. Auswertungsmethoden zur Beurteilung der Empfindlichkeit und Belastbarkeit von Böden, Geologisches Jahrbuch, Hrsg.: Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe und Geologische Landesämter der Bundesrepublik Deutschland, Reihe F, Heft 31, Hannover
- Hofmann G. (1985) Karte der potenziellen Vegetation und der potenziellen Netto-Biomasseprimärproduktion der Wälder in der DDR im Maßstab 1:1.000.000. Gotha: VEB Geographischer Verlag
- Klapp E (1965) Grünlandvegetation und Standort – nach Beispielen aus West-, Mittel- und Süddeutschland. Berlin und Hamburg: Verlag Paul Parey
- Kuntze H Roeschmann G, Schwertfeger G (1988) Bodenkunde, Vierte erw. und Neubearb. Auflage, UTB 1106, Ulmer, Stuttgart.
- Müller et al. und Mückenhausen (in Amberger 1988, S. 76)
- Opitz von Boberfeldt W (1994) Grünlandlehre. Stuttgart: Verlag Eugen Ulmer, p 297
- Schlutow A (1994) Die pflanzensoziologische Biotopkartierung als ein Instrument der Landschaftsplanung. Prädikow: ÖNU - Verlag
- Schlutow A (2001) Methods and results of the Calculation of uptakes of Sulphur, Nitrogen and Heavy metals by harvesting in forests, in grasslands, heathlands and fens in Germany. Proceedings of the Workshop “Calculating Critical Loads for Heavy metals” in Chisinau, Moldavia: 20-24th March 2001
- Schlutow A (2003) Standortbezogene Ermittlung zu erwartender Erträge und Fruchtarten. In: Schütze G, Becker R, Nagel H-D, Schlutow A, Weigel H J (2003) Risikoabschätzung der Cadmium-Belastung für Mensch und Umwelt infolge der Anwendung von cadmiumhaltigen Düngemitteln. Landbauforschung Völkenrode 2/3/2003 (53): 103-108
- Schober R (1975) Ertragstabellen wichtiger Baumarten bei verschiedenen Durchforstungen. Frankfurt a. M.: Verlag Sauerländer

6.9 Überarbeitete spezifische Critical Limits für Cadmium und Quecksilber

6.9.1 Critical Limit für Cd im Weizen

Der ursprünglich als Critical Limit vorgesehene EU-Grenzwert von $0,2 \text{ [mg kg}^{-1} \text{ (FM)]}$ im Weizenkorn (*EU-Richtlinie* EG 466/2001) ist nicht wirkungsbezogen abgeleitet, sondern als derzeit nachvollziehbar erreichbarer Wert (As Low As Reasonably Achievable, ALARA-Prinzip) bestimmt worden. Aufgrund folgender Argumente votierte der Expert Panel für ein Critical Limit von $0,1 \text{ mg kg}^{-1} \text{ [FM]}$ für den Gehalt im Weizenkorn, das dann auch im Manual verankert wurde (siehe auch *de Vries et al 2005*, Appendix 4):

Das zur Berechnung von $\text{CL}(\text{Cd})_{\text{human}}$ (Weizenkorn) genutzte Critical Limit sollte eng mit Wirkungen auf die menschliche Gesundheit verknüpft sein, das trifft für den Grenzwert der EU nicht zu. Auch ist aus Wirkungssicht nicht ohne weiteres einzusehen, warum Weizen (und Reis) einen doppelt so hohen Cd-Gehalt haben dürfen als andere Getreidearten. Der Transfer Boden-Pflanze ist allerdings beim Weizen höher als bei anderen Getreidearten, so dass die Einhaltung des strengeren Wertes derzeit schwieriger zu erreichen ist.

Sverdrup (2002) leitete einen wirkungsbasierten Höchstgehalt von Cadmium im Getreide von 0,08 bis $0,12 \text{ [mg kg}^{-1}]$ Frischmasse ab. Diese Wertespanne beruht auf einer Symptomwahrscheinlichkeit von 0,01 - 0,02 % und einem korrespondierenden Acceptable Daily Intake (ADI) von 9 - 15 $[\mu\text{g}] \text{ Cd}$. Es wurde davon ausgegangen, dass etwa die Hälfte des ADI durch Verzehr von Getreide ausgefüllt wird und die Aufnahmerate des Cd in den Körper 15 % beträgt.

Im EU Final Draft Risk Assessment Report für Cadmium vom Juli 2003 (RAR Cd) wird eine kritische tägliche Cd-Aufnahme von 37 - 47 μg verwendet, um die indirekte Exposition der Bevölkerung (erwachsene Nicht-raucher) im regionalen und kontinentalen Maßstab zu bewerten. Dabei wurde eine Cd-Resorptionsrate von 3 % angenommen. Derzeit stammen etwa 30 bis 50 % der Cd-Aufnahme der Deutschen über die Nahrung aus Getreide und Getreideprodukten (Bayerische Verzehrsstudie, Deutsches Lebensmittelmonitoring, zitiert in *Schütze et al. 2003*). Die dort berechnete tägliche Aufnahme von Cd über die Nahrung von 16 - 22 $[\mu\text{g d}^{-1}]$ stimmt gut mit den Werten des RAR Cd für die Europäische Bevölkerung überein (10 - 21 $[\mu\text{g d}^{-1}]$ bei derzeitig verbreiteten Konzentrationen im Boden, täglicher Verzehr von Getreide 146 - 266 g). Geht man von einem täglichen Verzehr von 200 g Getreide aus und unterstellt, dass 50 % des ADI (Nahrung) durch (Weizen)-Getreide ausgefüllt werden kann, dann beträgt der kritische Cd-Gehalt im Weizenkorn $0,09 \text{ [mg kg}^{-1}]$ bis $0,12 \text{ [mg kg}^{-1}]$. Um Raucher zu schützen, wäre ein noch niedrigerer Wert erforderlich.

Das Scientific Committee on Toxicity, Ecotoxicity and the Environment (CSTEE 2004) hat in einer Bewertung den RAR Cd dahingehend kritisiert, dass besonders empfindliche Teile der Bevölkerung (das sind nicht Raucher, die sich freiwillig einer höheren Exposition aussetzen, sondern schwangere Frauen, Menschen mit bestimmten Krankheiten und Kinder) nicht umfassend betrachtet, die Exposition teilweise unterschätzt und die Unsicherheiten nicht ausreichend berücksichtigt worden sind. Das CSTEE empfiehlt, insgesamt einen konservativeren Ansatz für die Bewertung des Risikos.

Ein Krebsrisiko durch Exposition gegenüber Cd in der Nahrung kann nach *EC (1997)* nicht ausgeschlossen werden. Daher gibt es eigentlich keinen Cd-Gehalt der Nahrung, der als ungefährlich bezeichnet werden kann. Die Cd-Exposition über die Nahrung sollte deshalb so niedrig wie möglich gehalten werden. Die UNECE/WHO Joint Task Force on Health Effects of Air Pollution (TF Health) fordert deshalb, die Vermeidung jeder weiteren Akkumulation von Cadmium in den Böden anzustreben (*WGE 2004*). Der Critical-Load Ansatz unterscheidet sich von einem solchen „Standstill-Ansatz“. Vergleiche von Berechnungsergebnissen für beide Ansätze zeigen aber, dass Critical Loads, die auf dem Critical Limit von $0,1 \text{ [mg kg}^{-1}]$ im Weizenkorn basieren, sich eher den „Standstill“-Ergebnissen annähern, als die Berechnungen basierend auf $0,2 \text{ [mg kg}^{-1}]$.

Zusammenfassend ist festzustellen, dass nach heutigem Stand des Wissens die Verwendung des Critical Limit von $0,1 \text{ [mg kg}^{-1}]$ für Cd im Weizenkorn dem Grundgedanken des Critical Loads-Ansatzes, langfristig vororgend schädliche Wirkungen zu verhindern, am besten gerecht wird.

6.9.2 Critical Limit für Hg im Fisch

Zur Überprüfung stand die Empfehlung für maximale Hg-Gehalte in Fisch von $0,5 \text{ [mg kg}^{-1} \text{ (FM)]}$ entsprechend WHO/FAO. Dieser Grenzwert wird in vielen Ländern verwendet. Inzwischen hat aber die *US EPA (2001)* eine neue Richtlinie in Höhe von $0,3 \text{ mg kg}^{-1}$ Methyl-Hg in Fisch herausgegeben, wobei zu beachten ist, dass im Fischgewebe praktisch alles Hg als Methyl-Hg vorliegt. Dementsprechend hat auch die *UN-WHO/FAO (2003)* ihre Empfehlung für die Höchstaufnahme (PTWI) um die Hälfte reduziert. Das korrespondiert bei angenommenen gleichen Verzehrsmengen von Fisch mit einer Reduzierung der Konzentration auf die Hälfte, also $0,25 \text{ [mg kg}^{-1} \text{ (FM)]}$. Aufgrund dieser neuen Erkenntnisse stimmte der Expert Panel einem empfohlenen Critical Limit von $0,3 \text{ [mg kg}^{-1} \text{ (FM)]}$ für die Hg-(Gesamt)Gehalte im Fischfleisch zu.

Literatur:

- CSTEE (2004) Scientific Committee on Toxicity, Ecotoxicity and the Environment (CSTEE) Opinion on the results of the Risk Assessment of: Cadmium metal and Cadmium Oxide, Environmental part, adopted by CSTEE 28 May 2004, http://europa.eu.int/comm/health/ph_risk/committees/sct/documents/out228_en.pdf.
- De Vries W, Schütze G, Loftis S, Tipping E, Meili M, Römkens PFAM, Groenenberg JE (2005) Calculation of critical loads for cadmium, lead and mercury. Background document to a mapping manual on critical Loads of cadmium, lead and mercury. Alterra Report 1104. Alterra, Wageningen, The Netherlands.
- EC (1997) European Commission Food Science and techniques, Report of the Scientific Committee for Food/Thirty-six series) Opinion of the Scientific Committee for Food on Cadmium, DG Industry 1997.
- European Commission (2003). Risk Assessment Report on Cadmium metal and Cadmium oxide (the Targeted Report on the use in batteries, included): final draft version (July 2003). Available on the ECB web-site: <http://ecb.jrc.it>
- EU 2001 EG No. 466/2001: COMMISSION REGULATION (EC) No 466/2001 of 8 March 2001 setting maximum levels for certain contaminants in foodstuffs, Official Journal of the European Commission No. L 77;
- Schütze G, Becker R, Nagel H-D, Schlutow A, Weigel H J (2003) Risikoabschätzung der Cadmium-Belastung für Mensch und Umwelt infolge der Anwendung von cadmiumhaltigen Düngemitteln. *Landbauforschung Völkenrode* 2/3/2003 (53): 103-108
- Sverdrup H (2002) Setting critical limits for mercury, cadmium and lead to be used in calculation of critical loads for different receptors. Internal report. Chemical Engineering, Lund University, Lund, Sweden.
- UN-WHO/FAO/JECFA (2003) Summary and Conclusions. Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives, Sixty-first meeting, Food and Agriculture Organisation & World Health Organisation of the United Nations, JECFA/61/SC, Rome, 10 - 19 June 2003.
- US-EPA (2001): Water quality criterion for the protection of human health: Methylmercury. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Science and Technology, Office of Water, Washington, DC 20460. Report EPA-823-R-01-001.
- WGE (2004) Working Group on Effects 2004: Review and assessment of air pollution effects and their recorded trends. Working Group on Effects, Convention on Long-range Transboundary Air Pollution. National Environmental Research Council, United Kingdom, xiv+99 pp.68

6.10 Protokoll des Meetings des Expert Panel für Schwermetalle, Januar 2006 in Berlin

Convention on Long-range Transboundary Air Pollution - ICP Modelling and Mapping

2nd Meeting of the Expert Panel on Critical Loads of Heavy Metals

23 – 25 January 2006, Berlin

Minutes

The 2nd Meeting of the Expert Panel on Critical Loads of Heavy Metals (EP CL(M)) was held 23 – 25 January 2005, in the Dietrich-Bonhoeffer-Haus in Berlin.

Participants: Sabine Augustin (DE), Lage Bringmark (SE), Philippe Cambier (FR), Wim de Vries (NL), Heinz-D. Gregor (chairman WGE), Bert-Jan Groenenberg (NL), Kjell Johansson (SE), Philipp Kraft (DE), Steve Lofts (UK), Markus Meili (SE), Tatiana Pampura (RU), Max Posch (CCE), Ilse Schoeters (Eur. Copper Institute), Till Spranger (chairman ICP M&M), Edward Tipping (UK). The meeting was chaired by Gudrun Schuetze (DE).

The meeting aimed at identifying ways ahead in calculating critical loads of heavy metals, CL(M), and dynamic modelling within the framework of ICP Modelling and Mapping. The meeting took into account the results of a *Workshop on Critical Loads to Soils due to Emissions from Products of Metals and other Trace Elements*, held 11 – 13 Nov 2005, in Baltimore, USA. The state of the art in science connected with critical limits and loads as well as with dynamic modelling of heavy metals was provided in a series of presentations (see final agenda, Annex) and was thoroughly discussed. A presentation by B.-O. Rosseland, who was not able to attend in the meeting as planned, on *Bioaccumulation of heavy metals in fish gills and kidney* was distributed to the participants after the meeting.

The following conclusions and recommendations for further work were agreed. They are a guideline for the further work of the EP CL(M) and will be forwarded to the 22nd Task Force Meeting on ICP Modelling & Mapping (ICP M&M) to be held on 6 - 7 April 2006, in Bled (SI).

Conclusions and Recommendations

1) Reliability of critical limits

- a) The critical limits derivation for Pb and Cd is based on the added risk approach and experiments with spiked soils. There are ideas how critical limits can be derived in a more sophisticated way.
- b) Experimental work on the relationship between added metal and reactive metal is needed. Literature studies could complement the information on those ratios, but the different extraction methods for “reactive” have to be taken into account.
- c) Aspects of lab to field extrapolation are at least partly considered in the CL approach by the use of the transfer functions. Ideas how to consider more completely the impacts of spiking (including effects of pH, ionic strength) are available and will be further developed (Bert-Jan Groenenberg, Steve Lofts, Wim de Vries, Tatiana Pampura). A paper by McLaughlin addressing this issue will be distributed to the EP CL(M) by Ilse Schoeters.
- d) It is recommended to test calculations of critical limit functions adapted to other levels of protection than 95 % and explain the influence of this choice.
- e) The critical limits for Hg used to calculate CL(Hg) for forest humus layers need further substantiation. While they were derived by the preferred total risk approach, they were based on a limited number of studies in Sweden, and more experiments over Europe would be valuable. The high exceedance of CL(Hg) related to ecotox. effects over Europe (see CCE 2005) provides arguments to initiate/support such research (projects could e.g. seek support by EU). The TF of ICP M&M is also asked for support. Further, already existing effect data for other soils should be compiled, which may also be useful for a harmonised evaluation involving WHAM in a similar approach as for Pb and Cd.

2) Harmonisation of critical loads

- a) The CL data provided by the countries should be further harmonised in order to overcome inconsistencies along political borders (not all differences along borders are artifacts – they can be also due to real natural borders).
- b) Close cooperation of NFCs of neighbouring countries (exchange and comparison of both input data and output data) has proved in the past to be a useful tool for such harmonisation work.

3) Interpretation and use of CL(Pb, Cd, Hg) and their exceedances

- a) The Expert Panel supports the practice to start effects-based approaches for heavy metals by calculating critical loads and their exceedances and to use the results in policy. Dynamic models are more complex and should be used as a complement. However, policy makers should be constantly made aware that critical loads should only be used for purposes they are designed for (see also next item).
- b) The uncertainties connected with the steady state assumption (including the assumption of e.g. stable climate, land use, soil conditions) should be well explained. Work on sensitivity and uncertainties should focus at identification of biases. Once the biases have been removed, sensitivity studies are recommended to identify parameters of high influence. Taking these into account it is worthwhile to localise areas where exceedances of CL(M) occur with a high probability (of e.g. 95%).

4) Other metals than Pb, Cd, Hg

- a) The information on preliminary CL of Cu, Zn, Ni, Cr, Se and As for Europe provided in a NL project is based on different types of critical limits (receptors and endpoints) and methods to derive them (flat values, critical limits functions). Preliminary exceedances by atmospheric depositions occurred for Ni, Cr, (few for Cu). For other metals, no deposition data were available to be compared with CL. For some metals the transfer from certain soils to aquatic systems seems to be the most sensitive pathway.
- b) The UK study on CL of Cu, Zn, Ni (beside CL(Pb,Cd), Ashmore et al. 2004) referred explicitly to ecological effects. These CL are based on critical limit functions. Exceedance of CL(Cu,Zn) by atmospheric deposition has been identified for areas in UK.
- c) For essential metals, not only toxic thresholds should be considered, but also essential levels.
- d) More work is needed to get reliable deposition data for all these metals.

5) Amendments of the Manual 5.5 (to be confirmed by the 22 TF on ICP M&M)

- a) Annex 3 should be replaced by Appendix 12 of the background document (De Vries et al. 2005)
- b) Some need for editorial correction of Annex I and II of the Manual 5.5 has been identified. If there are further suggestions for slight improvements of the Manual 5.5, these should be provided to G. Schuetze by **beginning of March 2006**.

6) Dynamic models of different complexity

- a) Dynamic models of different complexity are available and have already been used for Pb, Cd, Cu, Zn, Ni, Hg in the UK, NL and SE. DE has started calculations for Pb, Cd with simple models. Dynamic models are aiming at derivation of time scales until a steady state or the critical limit is reached under certain deposition scenarios.
- b) More NFCs should be encouraged to start calculations with simple dynamic models (starting with today's situation and assuming constant future depositions, soil conditions, climate, land use). From this state it is only a small step to include dynamics of such parameters. As an early step the combination with acidification / recovery modelling is recommended.
- c) Due to the asymptotic shape of the curve that describes the expected development of the metal concentration in the soil, a true steady state will never be reached. Therefore, a clear operational definition of what is considered as steady state is needed in order to get comparable results of dynamic calculations. It was agreed that steady state can be considered to be reached when the calculated concentration in the soil deviates from the steady-state concentration less than plus / minus x % (e.g. x=10).
- d) The validation of dynamic acidification - metal behaviour (as presented by Bert-Jan Groenenberg) should be continued by using the up to date TFs and WHAM speciation.
- e) Information on historical deposition scenarios of metals is needed for validation of the models and should be exchanged within the EP CL(M). Historical deposition of metals can be derived from peat

and sediment cores as well as from archived samples. A rough idea of historical metal deposition may also be derived from S deposition trends.

- f) Dynamic models for Hg were already introduced (Meili et al. 2003, De Vries et al. 2005). Possibilities for improvement are e.g. the consideration of changes in soil chemistry over time, and of the temporal and spatial variation in the origin, age and related mobility of carbon pools. Information exchange with other countries should be envisaged to increase the reliability of the models and awareness of policy makers.

7) Dynamic modelling – documents and activities within ICP M&M

- a) The paper on “How to calculate timescales...” (see [www.icpmapping.org /Manual/related documents](http://www.icpmapping.org/Manual/related%20documents)) will be extended and further developed to a summary of methodological recommendations for simple dynamic models in order to inspire NFCs to start/continue work with dynamic models.
- b) Results of dynamic modelling work for metals should be presented at ICP M&M/ CCE meetings (and other occasions).
- c) Appropriate model output parameters and formats that should be used uniformly by NFCs in future common studies can be defined later. The choice depends on requirements from policy makers.
- d) It is too early to include a chapter on dynamic models for metals in the Mapping Manual.

Acknowledgement

The specific expertise on risk assessment methods for metals provided by the guest to the Expert Panel meeting, Ilse Schoeters, was gratefully acknowledged by the group.

References

- Ashmore M, Shotbolt L, Hill M, Hall J, Spurgeon D, Svendsen C, Fawehinmi J, Heywood E, Tipping E, Lofts S & Jordan C (2004). Further development of an effects based approach for cadmium, copper, lead and zinc. Final report to Defra, Contract EPG 1/3/188. November 2004, download via Defra website http://www.airquality.co.uk/archive/reports/research_info.php
- CCE 2005: Posch, M, Slootweg, J., Hettelingh, J-P, European Critical loads and dynamic modelling, CCE Status Report 2005, MNP report 259101016/2005 (also available on www.mnp.nl/cce)
- De Vries W, Schütze G, Lofts S, Tipping E, Meili M, Römkens PFAM and Groenenberg JE (2005). Calculation of critical loads for cadmium, lead and mercury. Background document to a Mapping Manual on Critical Loads of cadmium, lead and mercury. Wageningen, Alterra, Alterra Report 1104: 143 pp. (ISSN 1566-7197, <http://www.icpmapping.org/html/manual.html>, <http://www.oekodata.com/pub/mapping/manual/report1104.pdf>)
- Tipping E, Lawlor A, Lofts S, Shotbolt L (2005): Simulating the long-term chemistry of an upland UK catchment, Environmental Pollution, in press.

Annex**2. Meeting of the Expert Panel on Critical Loads of Heavy Metals**

23 – 25 January 2006, Berlin

Final Agenda

Monday, 23 January 2006	
Opening	
13.30	Welcome, tasks of the meeting, recent development of heavy metals related activities under the LRTAP Convention (<i>G. Schuetze/T. Spranger</i>)
Critical Loads Methods	
14.00 – 18.00 (with a coffee break)	<u>Presentations:</u> Outcome of the Metals Critical Loads Workshop, 11 – 13 Nov 2005, in Baltimore (<i>St. Lofts</i>) Critical limits validation in the field conditions (<i>T. Pampura</i>) <u>Discussion:</u> Uncertainties and further development of critical loads of heavy metals: - outcome of the 2004 call for data - necessary amendments of the methodology as described in the Manual - relations CL(M) to risk assessment (e.g. total risk vs. added risk) - new scientific information relevant for CL(M) - possibilities for attraction of more countries to calculate CL(M) and for further harmonisation between NFCs
Tuesday, 24 January 2006	
Critical Loads Methods (cont.)	
09.00 – 11.00 (with a coffee break)	<u>Presentation:</u> Critical loads for As, Cr, Cu, Ni, Se and Zn at a European scale: first results (<i>B.-J. Groenenberg</i>) <u>Discussion:</u> Comments and possible input from the EP
Methods for Dynamic Effects-based Modelling	
11.00 – 13.00	<u>Presentations:</u> - Simple, medium and complex methods of dynamic effects-based modelling for several metals and examples of their application (<i>E. Tipping</i>) - Dynamic modelling of mercury processes (<i>M. Meili</i>) <u>Discussion</u>
13.00	Lunch
14.30 – 18.00 (with a coffee break)	<u>Presentations:</u> - Application of a dynamic metal behaviour model for Cd, Pb, Cu and Zn on agricultural plots (<i>W de Vries</i>) - Validation of a dynamic acidification -metal behaviour model on forested plots - Application of SMART HM to Dutch and Swedish chronosequences (<i>B.-J. Groenenberg</i>) <u>Discussion</u>
Wednesday, 25 January 2006	
Methods for Dynamic effects-based Modelling (cont.)	
9.00 – 11.00	<u>Discussion:</u> The document on: Methods to calculate time scales (see www.icpmapping.org) - needs for more detailed descriptions: - incorporation of W6S MTC2 in the recommended methodology - more information on methods for Hg and for surface waters - ways to encourage and support NFCs to go forward with simple calculations - do we need a more comprehensive ICP M&M paper on dynamic modelling for metals (precursor of a possible future manual chapter)?
11.00 – 13.00	Conclusions, Recommendations, Minutes of the Meeting

Umweltforschungsplan
des Bundesministeriums für Umwelt,
Naturschutz und Reaktorsicherheit

Luftreinhaltung

Förderkennzeichen 204 63 252

**Nationale Umsetzung
der UNECE Luftreinhaltekonvention (Wirkun-
gen)**

Kartierung von Materialkorrosion

Claus Rösemann⁽¹⁾, Thomas Gauger^(1,3), Frank Anshelm⁽²⁾

⁽¹⁾ Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft, Institut für Agrarökologie (FAL-AOE), Braunschweig

⁽²⁾ Geotechnik Südwest Frey Marx GbR, Bietigheim-Bissingen

⁽³⁾ Institut für Navigation, Universität Stuttgart (INS)

IM AUFTRAG
DES UMWELTBUNDESAMTES

Februar 2007

Inhaltsverzeichnis

Vorwort

Inhaltsverzeichnis.....	I
Tabellenverzeichnis.....	II
Abbildungsverzeichnis.....	II
Kartenverzeichnis.....	III
1 Einführung	175
2 Dosis-Wirkungsfunktionen	176
3 Datenbeschaffung, Datenquellen, Datenverfügbarkeit.....	177
4 Kartierung der aktuellen Korrosion in Deutschland, der Schweiz und der Tschechischen Republik	178
4.1 Eingangsdaten – Klima- und Schadstoffparameter.....	178
4.1.1 Klimatische Parameter	178
4.1.2 Schadstoff-Parameter	178
4.2 Aktuelle Korrosion – Carbon Steel 1990 und 2000	179
4.3 Aktuelle Korrosion – Zink 1990 und 2000	183
4.4 Aktuelle Korrosion – Bronze 1990 und 2000	186
4.5 Aktuelle Korrosion – Kupfer 1990 und 2000	189
4.6 Aktuelle Korrosion – Portland Kalkstein 1990 und 2000	192
5 Kartierung der aktuellen Korrosion in ausgewählten städtischen Agglomerationsräumen	195
5.1 Berlin / Brandenburg	195
5.1.1 Eingangsdaten	195
5.1.2 Aktuelle Korrosion – Carbon Steel 1990 und 2001	195
5.1.3 Aktuelle Korrosion – Zink 1990 und 2001	195
5.1.4 Aktuelle Korrosion – Bronze 1990 und 2001	196
5.1.5 Aktuelle Korrosion – Kupfer 1990 und 2001	196
5.1.6 Aktuelle Korrosion – Portland Kalkstein 1990 und 2001	196
5.2 Mailand / Lombardei	196
5.2.1 Eingangsdaten	196
5.2.2 Aktuelle Korrosion – Carbon Steel 1990 und 2000	197
5.2.3 Aktuelle Korrosion – Zink 1990 und 2000	197
5.2.4 Aktuelle Korrosion – Bronze 1990 und 2000	197
5.2.5 Aktuelle Korrosion – Kupfer 1990 und 2000	197
5.2.6 Aktuelle Korrosion – Portland Kalkstein 1990 und 2000	197
5.3 Paris / Île de France Region	198
5.3.1 Eingangsdaten	198
5.3.2 Aktuelle Korrosion – Carbon Steel 1990 und 2000	198
5.3.3 Aktuelle Korrosion – Zink 1990 und 2000	198
5.3.4 Aktuelle Korrosion – Bronze 1990 und 2000	198
5.3.5 Aktuelle Korrosion – Kupfer 1990 und 2000	199
5.3.6 Aktuelle Korrosion – Portland Kalkstein 1990 und 2000	199

5.4	Wien / Niederösterreich	199
5.4.1	Eingangsdaten	199
5.4.2	Aktuelle Korrosion – Carbon Steel 1990 und 2000	200
5.4.3	Aktuelle Korrosion – Zink 1990 und 2000	200
5.4.4	Aktuelle Korrosion – Bronze 1990 und 2000	200
5.4.5	Aktuelle Korrosion – Kupfer 1990 und 2000	200
5.4.6	Aktuelle Korrosion – Portland Kalkstein 1990 und 2000	200
6	Auswertung der Datenverfügbarkeit und Ergebnissicherheit	201
6.1	Analyse der Wertespektren der Input-Datensätze	201
6.2	Analyse der „Wichtigkeit“ einzelner Input-Parameter (Sensitivitätstests, -analyse)	202
7	Schlussfolgerungen und Ausblick	206
8	Zusammenfassung	207
9	Summary	208
	Literatur	209

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Klima- und Schadstoff-Parameter – Verwendete Daten	179
Tabelle 2:	Eingangsdaten für die Kartierung der aktuellen Korrosion für Berlin / Brandenburg	195
Tabelle 3:	Eingangsdaten für die Kartierung der aktuellen Korrosion für Mailand / Lombardei	197
Tabelle 4:	Eingangsdaten für die Kartierung der aktuellen Korrosion für Paris / Île de France	198
Tabelle 5:	Eingangsdaten für die Kartierung der aktuellen Korrosion für Wien / Niederösterreich	199
Tabelle 6:	Wertespektren der Inputparameter in den betrachteten Agglomerationsräumen	202
Tabelle 7:	gewählte Parameterwerte einer mittleren bis hohen Belastung	203
Tabelle 8:	Massenverlust bzw. Oberflächenrückschreitung und Überschreitung der Hintergrundkorrosionsrate in den betrachteten Agglomerationsräumen	204

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Carbon Steel 1990 – Überschreitung der Background Corrosion Rate	181
Abbildung 2:	Carbon Steel 2000 – Überschreitung der Background Corrosion Rate	182
Abbildung 3:	Zink 1990 – Überschreitung der Background Corrosion Rate	184
Abbildung 4:	Zink 2000 – Überschreitung der Background Corrosion Rate	185
Abbildung 5:	Bronze 1990 – Überschreitung der Background Corrosion Rate	187
Abbildung 6:	Bronze 2000 – Überschreitung der Background Corrosion Rate	188
Abbildung 7:	Kupfer 1990 – Überschreitung der Background Corrosion Rate	190
Abbildung 8:	Kupfer 2000 – Überschreitung der Background Corrosion Rate	191
Abbildung 9:	Portland Kalkstein 1990 – Überschreitung der Background Corrosion Rate	193
Abbildung 10:	Portland Kalkstein 2000 – Überschreitung der Background Corrosion Rate	194
Abbildung 11:	Sensitivität der Inputparameter der Dosiswirkungsfunktionen	205

Kartenverzeichnis

Karte 1: Jahresmitteltemperatur 1990 und 2000.....	213
Karte 2: Niederschlag 1990 und 2000	214
Karte 3: Relative Luftfeuchte 1990 und 2000	215
Karte 4: SO ₂ -Immission 1990 und 2000.....	216
Karte 5: Ozon-Immission 1990 und 2000	217
Karte 6: NO ₂ -Immission 1990 und 2000.....	218
Karte 7: PM ₁₀ -Konzentration 1990 und 2000.....	219
Karte 8: HNO ₃ -Immission 1990 und 2000	220
Karte 9: H ⁺ -Deposition 1990 und 2000.....	221
Karte 10: Aktuelle Korrosion - Carbon Steel 1990 und 2000	222
Karte 11: Aktuelle Korrosion - Zink 1990 und 2000.....	223
Karte 12: Aktuelle Korrosion – Bronze 1990 und 2000.....	224
Karte 13: Aktuelle Korrosion – Kupfer 1990 und 2000	225
Karte 14: Aktuelle Korrosion – Portland Kalkstein 1990 und 2000.....	226
Karte 15: Berlin: Aktuelle Korrosion - Carbon Steel 1990 und 2001	227
Karte 16: Berlin: Aktuelle Korrosion - Zink 1990 und 2001.....	228
Karte 17: Berlin: Aktuelle Korrosion – Bronze 1990 und 2001	229
Karte 18: Berlin: Aktuelle Korrosion – Kupfer 1990 und 2001	230
Karte 19: Berlin: Aktuelle Korrosion – Portland Kalkstein 1990 und 2001.....	231
Karte 20: Mailand: Aktuelle Korrosion - Carbon Steel 1990 und 2000	232
Karte 21: Mailand: Aktuelle Korrosion - Zink 1990 und 2000	233
Karte 22: Mailand: Aktuelle Korrosion – Bronze 1990 und 2000.....	234
Karte 23: Mailand: Aktuelle Korrosion – Kupfer 1990 und 2000.....	235
Karte 24: Mailand: Aktuelle Korrosion – Portland Kalkstein 1990 und 2000	236
Karte 25: Paris: Aktuelle Korrosion - Carbon Steel 1990 und 2000	237
Karte 26: Paris: Aktuelle Korrosion - Zink 1990 und 2000.....	238
Karte 27: Paris: Aktuelle Korrosion – Bronze 1990 und 2000.....	239
Karte 28: Paris: Aktuelle Korrosion – Kupfer 1990 und 2000	240
Karte 29: Paris: Aktuelle Korrosion – Portland Kalkstein 1990 und 2000.....	241
Karte 30: Wien: Aktuelle Korrosion - Carbon Steel 1990 und 2000.....	242
Karte 31: Wien: Aktuelle Korrosion - Zink 1990 und 2000.....	243
Karte 32: Wien: Aktuelle Korrosion – Bronze 1990 und 2000	244
Karte 33: Wien: Aktuelle Korrosion – Kupfer 1990 und 2000	245
Karte 34: Wien: Aktuelle Korrosion – Portland Kalkstein 1990 und 2000.....	246

1 Einführung

Wesentliches Ziel der Projektbearbeitung ist die Erstellung länderübergreifender Karten der aktuellen Korrosion verschiedener an Kunst- und Baudenkmälern verwendeter Materialien in Deutschland, der Tschechischen Republik und der Schweiz sowie die Erstellung von Karten der aktuellen Korrosion in den städtischen Agglomerationsräumen Berlin, Mailand, Wien und Paris.

Die Ergebnisse der Kartierungsarbeiten wurden vom Institut für Agrarökologie der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL-AOE), Braunschweig, in enger Kooperation der Projektpartner Geotechnik Südwest Frey Marx GbR, Bietigheim-Bissingen, erarbeitet. Letztere haben einen Beitrag als fachtechnische Beratung zum EU-Forschungsvorhaben "Assessment of Air Pollution Effects on Cultural Heritage – Management Strategies (Akronym: CULTSTRAT)" im Auftrag des Umweltbundesamtes bearbeitet, dessen wesentliche Ergebnisse in den vorliegenden Abschlussbericht eingearbeitet wurden.

Folgende Institutionen haben durch die Bereitstellung von Daten und Informationen zu einem erfolgreichen Abschluss der Kartierungsarbeiten beigetragen:

- Tschechien:
Czech Environmental Institute (CEI) und Czech Hydrometeorological Institute (CHMI)
- Schweiz:
Bundesamt für Umwelt/Federal Office for the Environment (BAFU/FOEN)
- Italien:
National Agency for New Technologies, Energy and the Environment (ENEA)
- Österreich:
download von Berichten und Daten des Umweltbundesamts (UBA, Wien) und der Stadt Wien
- Frankreich:
Laboratoire Interuniversitaire des Systèmes Atmosphériques (LISA)
- EU:
Topic Centre of European Environment Agency European Topic Centre on Air and Climate Change (ETC/ACC); download von Daten mit AirView
[http://air-climate.eionet.europa.eu/databases/airbase/airview/index_html]

Inhaltliche Aufgaben der Kartierungsarbeiten waren:

Berechnung und Kartierung der aktuellen Korrosion nachfolgend genannter Materialien für die Jahre 1990 und 2000 (Berlin 2001). Materialien: Stahl (carbon steel), Zink, Bronze, Kupfer und Portland Kalkstein. Beschaffung der Eingangsdaten und Aufbereitung der Grundlagenkarten.

2 Dosis-Wirkungsfunktionen

Für die Kartierungsarbeiten wurden die im Rahmen des MULTI-ASSESS-Programms entwickelten Dosis-Wirkungsfunktionen für Stahl (carbon steel), Zink, Kupfer, Bronze und Portland Kalkstein verwendet.

Durch Anwendung dieser Formeln kann für die verschiedenen Materialien die aktuelle Korrosion² berechnet werden. Sie kennzeichnet die unter aktuellen Klima- und Luftschadstoffbedingungen zu beobachtenden Materialschäden.

Der Datenbedarf für die Kartierungsarbeiten ergibt sich aus den Vorgaben der Dosis-Wirkungsfunktionen (siehe Erläuterung zu den Dosis-Wirkungsfunktionen und Tabelle 1). Die Grundlagendaten zu den Schadstoff- und Klimaparametern sollen zeitlich grundsätzlich in jährlicher Auflösung eingehen. Bei nicht vorliegenden Daten zu Einzeljahren wurde auch auf langjährige Mittelwerte zurückgegriffen. Die Verwendung langjähriger Mittel der Eingangsparameter ist besonders für Parameter geeignet, die von Jahr zu Jahr unregelmäßige Schwankungen zeigen (z. B. Klimaparameter) und bei denen kein zeitlicher Trend erkennbar ist (z.B. bei Ozon).

Dosis-Wirkungsfunktionen aus dem MULTI-ASSESS-Programm:

<u>Stahl (Carbon Steel)</u> $ML = 29,1 + \{21,8 + 1,38 \cdot [SO_2]^{0,6} \cdot Rh_{60} \cdot e^{f(T)} + 1,29 \cdot Rain \cdot [H^+] + 0,0593 \cdot PM_{10}\} \cdot t^{0,6}$ $f(T) = 0,15 \cdot (T-10)$ wenn $T < 10^\circ C$, sonst $-0,05 \cdot (T-10)$
<u>Zink</u> $ML = 1,82 + \{1,71 + 0,471 \cdot [SO_2]^{0,22} \cdot e^{0,018 \cdot Rh + f(T)} + 0,041 \cdot Rain \cdot [H^+] + 1,37 \cdot [HNO_3]\} \cdot t$ $f(T) = 0,062 \cdot (T-10)$ wenn $T < 10^\circ C$, sonst $-0,021 \cdot (T-10)$
<u>Kupfer</u> $ML = 3,12 + \{1,09 + 0,00201 \cdot [SO_2]^{0,4} \cdot [O_3] \cdot Rh_{60} \cdot e^{f(T)} + 0,0878 \cdot Rain \cdot [H^+]\} \cdot t$ $f(T) = 0,083 \cdot (T-10)$ wenn $T < 10^\circ C$, sonst $-0,032 \cdot (T-10)$
<u>Bronze</u> $ML = 1,33 + \{0,00876 \cdot [SO_2] \cdot Rh_{60} \cdot e^{f(T)} + 0,0409 \cdot Rain \cdot [H^+] + 0,0380 \cdot PM_{10}\} \cdot t$ $f(T) = 0,060 \cdot (T-11)$ wenn $T < 11^\circ C$, sonst $-0,067 \cdot (T-11)$
<u>Portland Kalkstein</u> $R = 3,1 + \{0,85 + 0,0059 \cdot [SO_2] \cdot Rh_{60} + 0,078 \cdot [HNO_3] \cdot Rh_{60} + 0,054 \cdot Rain \cdot [H^+] + 0,0258 \cdot PM_{10}\} \cdot t$

Erläuterung der in den Dosis-Wirkungsfunktionen verwendeten Abkürzungen:

ML = Massenverlust in g/m ²	PM ₁₀ = PM ₁₀ -Konzentration µg/m ³ (Jahresmittel)
R = Oberflächenrückweichung in µm	Rh = Mittlere jährliche relative Luftfeuchte in %
[SO ₂] = SO ₂ -Konzentration in µg/m ³ (Jahresmittel)	Rh ₆₀ = Rh – 60; (Rh ₆₀ = 0, falls Rh < 60 %)
[O ₃] = O ₃ -Konzentration in µg/m ³ (Jahresmittel)	T = Jahresmitteltemperatur in °C
[H ⁺] = H ⁺ -Konzentration im Niederschlag in mg/l (Jahresmittel)	Rain = Jährliche Niederschlagssumme in mm
[HNO ₃] = HNO ₃ -Konzentration µg/m ³ (Jahresmittel)	t = Zeitdauer der Exposition in Jahren

² im hier verwendeten Kontext schließt der Begriff „Korrosion“ auch die Schädigung an Natursteinen (Verwitterung) mit ein.

3 Datenbeschaffung, Datenquellen, Datenverfügbarkeit

Bei der Datenbeschaffung und Datenaufbereitung für Deutschland konnte auf eine umfangreiche Datensammlung zurückgegriffen werden, die ursprünglich am Institut für Navigation der Universität Stuttgart (INS) im Zusammenhang mit früheren vom Umweltbundesamt geförderten Projekten ähnlicher Fragestellung aufgebaut worden ist (Gauger et al. 1997, Anshelm et al. 1998, Gauger et al. 1999, Gauger et al. 2002, Anshelm et al. 2003). Diese Datensammlung wurde im Jahr 2003 an das Institut für Agrarökologie der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL-AOE) transferiert, weiter ausgebaut und aktualisiert. Die Daten zur relativen Luftfeuchte, zu Temperatur und Niederschlagssummen wurden im Rahmen dieser Projekte beim Deutschen Wetterdienst (DWD) in Form von Rasterdatensätzen mit einer räumlichen Auflösung von $1 \cdot 1 \text{ km}^2$ akquiriert. Die Daten zur Immission von SO_2 , O_3 und NO_2 entstammen der Datenbank des Umweltbundesamtes (UBA, Fg. II 5.2). Bei den Rohdaten handelt es sich hierbei um die Jahresmittelwerte von mehreren Hundert Immissionsmessstationen in Deutschland. Durch räumliche Interpolation (Kriging-Technik) wurden aus den Punktdaten Rasterkarten für das Bundesgebiet in einer räumlichen Auflösung von $1 \cdot 1 \text{ km}^2$ erstellt. Die Karten zur Protonenfracht haben ebenfalls eine räumliche Auflösung von $1 \cdot 1 \text{ km}^2$. Sie wurden aus Daten von Messstationen des Depositionsmonitorings in Deutschland berechnet, die von den Umweltbehörden der Länder, den Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalten, vom Umweltbundesamt und anderen Forschungseinrichtungen zur Verfügung gestellt wurden. HNO_3 wurde berechnet aus NO_2 , Ozon, relativer Feuchte und Temperatur.

Bei den PM_{10} -Daten handelt es sich um EMEP-Daten, die mit dem EMEP Unified Modell berechnet wurden und in einer räumlichen Auflösung von $50 \cdot 50 \text{ km}^2$ vorliegen (EMEP/MSC-W Status Report 1/2003 - Part II, http://www.emep.int/Model_data/yearly_data.html). Um daraus eine Karte in der benötigten kleinräumlichen Auflösung zu erstellen wurde der Wert jeder Gitterzelle zunächst auf den jeweiligen Mittelpunkt jedes EMEP-Grids projiziert. Mit der Kriging-Technik wurde dann aus diesen Gridmittelpunkten eine Karte mit der gewünschten Auflösung von $1 \cdot 1 \text{ km}^2$ erstellt. Auf die gleiche Art und Weise wurden auch aus EMEP-Daten der SO_2 - und NO_2 -Konzentration Karten erstellt, die bei der Kartierung der Korrosion in den Agglomerationsräumen benötigt wurden (s. u.).

Die Daten für die Tschechische Republik und die Schweiz wurden vom Czech Environmental Institute (CEI), Czech Hydrometeorological Institute (CHMI) und dem schweizer Bundesamt für Umwelt (bzw. Federal Office for the Environment, BAFU/FOEN) zur Verfügung gestellt. Auch hier musste, um PM_{10} Konzentrationen für das Jahr 1990 zu generieren, für ein zeitliches scaling auf (Hilfs-)Daten von EMEP zurückgegriffen werden. Zusätzlich werden im Falle der NO_2 -Konzentration für die Tschechische Republik NERI-DEHM-Daten (National Environmental Research Institute, Denmark, NERI; Danish hemispheric air pollution models DEHM [http://www.dmu.dk/forside_en.asp]; Gauger et al. 2002) verwendet, aus denen analog zur Prozedur zur höheren Auflösung der EMEP-Daten, aus Rasterdaten in $0,5^\circ \cdot 0,5^\circ$ Auflösung durch Kriging-Interpolation Karten in $1 \cdot 1 \text{ km}^2$ Auflösung erstellt wurden.

Die Daten für Mailand und Paris wurden von der italienischen Agency for New Technologies, Energy and the Environment (ENEA) und dem französischen Laboratoire Interuniversitaire des Systèmes Atmosphériques (LISA) zur Verfügung gestellt.

Daten für Wien konnten Jahresberichten der Luftgütemessungen des österreichischen Umweltbundesamtes (UBA, Wien, http://www.umweltbundesamt.at/umweltschutz/luft/luftguete_aktuell/jahresberichte/) und den Jahresberichten der Luftqualität der Stadt Wien (<http://www.wien.gv.at/ma22/lgb/luftmb.htm>), die im Internet verfügbar sind, entnommen werden.

Oft reichten im Falle der Korrosionskartierung für die Städtischen Agglomerationsräume die gelieferten Daten hinsichtlich der Verteilung und Anzahl der Messungen nicht für eine Interpolation aus, in diesen Fällen wurde aus der Internetdatenbank AirBase/AirView des Topic Centre of European Environment Agency und des European Topic Centre on Air and Climate Change (ETC/ACC) der European Environment Agency (EEA) entsprechende Datensätze der betreffenden Länder herunter geladen (<http://bettie.rivm.nl/etc-acc/appletstart.html>), so dass die von den oben genannten Institutionen gelieferten Daten mit Daten aus der näheren Umgebung der Städte ergänzt werden konnten. Dieses Vorgehen führte für die Karten des Jahres 1990 mangels Daten nicht zum gewünschten Erfolg. In diesen Fällen wurde für SO_2 und NO_2 aus dem Verhältnis von aus EMEP-Daten interpolierten Karten (in $1 \cdot 1 \text{ km}^2$ Rasterauflösung) für die Jahre 1990 und 2000 eine „Korrekturkarte“ erstellt. Mit dieser konnte dann das Ergebnis für 2000 auf das Jahr 1990 zurückgerechnet werden (zeitliches scaling, Formel 1.1).

$$X_{scaled, 1990} = (X_{org, 2000} / X_{EMEP, 2000}) \cdot X_{EMEP, 1990} \quad (Formel 1.1)$$

wobei

X = Konzentration von SO_2 , NO_2 , O_3 bzw. PM_{10} [$\mu g\ m^{-3}$]

$X_{org, 2000}$ = mit Originaldaten des Jahresbezugs 1990 interpolierte Konzentrationen-Karte ($1 \cdot 1\ km^2$ Raster)

$X_{EMEP, 2000}$ = aus EMEP-Daten des Jahresbezugs 2000 interpolierte Konzentrationen-Karte ($1 \cdot 1\ km^2$ Raster)

$X_{EMEP, 1990}$ = aus EMEP-Daten des Jahresbezugs 1990 interpolierte Konzentrationen-Karte ($1 \cdot 1\ km^2$ Raster)

$X_{scaled, 1990}$ = Ergebnis Konzentrationen-Karte ($1 \cdot 1\ km^2$ Raster)

Die Ozonkarte für 1990 wurde anschließend mit Hilfe der NO_2 -Karte berechnet.

Die PM_{10} -Daten wurden bei den Kartierungen für städtische Agglomerationen, da niemals mitgeliefert, aus EMEP PM_{10} -Daten interpoliert. Die HNO_3 -Daten wurden immer aus NO_2 , Ozon, relativer Feuchte und Temperatur berechnet.

Zu Temperatur, Niederschlag und relativer Feuchte lagen pro Agglomerationsraum (Ausnahme Berlin) niemals mehr als 3 Werte pro Jahr vor. Daher gehen diese Variablen als Konstanten in die Berechnungen ein. Im Falle von Mailand wurden diese Daten aus dem Internet (<http://www.stadtklima.de/>) entnommen. Daten zur H^+ -Konzentration im Niederschlag lagen ebenfalls höchstens als 1 bis 3 pH-Werte vor. Auch diese Variable wurde daher konstant gesetzt. Lagen nur Werte für 2000 vor, so wurden diese auch für 1990 verwendet. Für die Mailand-Karten musste ein pH-Wert geschätzt werden.

4 Kartierung der aktuellen Korrosion in Deutschland, der Schweiz und der Tschechischen Republik

4.1 Eingangsdaten – Klima- und Schadstoffparameter

Die Karten 1 bis 9 zeigen die verwendeten Eingangsdaten zu den Klima- und Schadstoffparametern. In den Karten 10 bis 14 sind die Ergebnisse der Kartierung der aktuellen Korrosion 1990 und 2000 dargestellt.

4.1.1 Klimatische Parameter

Die Karten 1 bis 3 zeigen die für die Kartierung der aktuellen Korrosion (1990 und 2000) verwendeten Eingangsdaten der Parameter Temperatur, Niederschlag und Relative Feuchte. Die nationalen Datensätze Deutschlands, der Tschechischen Republik und der Schweiz wurden zu einer Karte zusammengeführt. Zu beachten ist hierbei, dass die nationalen Datensätze Unterschiede hinsichtlich des zeitlichen Bezugs aufweisen. Für Deutschland wurden durchgängig die Jahresmittelwerte der Jahre 1990 und 2000 verwendet. Den Datensätzen der Schweiz liegen jeweils langjährige Mittelwerte zugrunde. Gleiches gilt für die Datensätze zu Temperatur und Relativer Feuchte in der Tschechischen Republik. Für die Mittleren Temperaturen in der Tschechischen Republik steht kein langjähriges Mittel zur Verfügung. Hier wird der Datensatz des Jahres 1994 verwendet, da auch für die Jahre 1990 und 2000 keine Daten verfügbar sind. Die Unterschiede in den zeitlichen Bezügen müssen hingenommen werden, da ansonsten die Generierung einer flächendeckenden Karte für die drei Länder nicht möglich gewesen wäre.

4.1.2 Schadstoff-Parameter

Die Karten 4 bis 9 zeigen die für die Kartierung der aktuellen Korrosion verwendeten Eingangsdaten der Schadstoff-Parameter SO_2 , O_3 , NO_2 , PM_{10} , HNO_3 und H^+ . Wie bei den klimatischen Parametern war es auch bei den Datensätzen zu den Luftschadstoffen nicht möglich durchgängig einheitliche Eingangsdaten zu beschaffen. Lediglich bei SO_2 ist dies gelungen. Hier werden jeweils die Jahresmittelwerte der Jahre 1990 und 2000 verwendet. Bei der NO_2 -Immission standen für Tschechien keine Jahresmittelwerte zur Verfügung. Hier wurden NERI-Daten der Jahre 1990 bzw. 2000 verwendet. Für die Schweiz und Deutschland konnte auf die Jahresmittelwerte der Jahre 1990 und 2000 zurückgegriffen werden. Für die Schweiz standen auch Jahresmittelwerte für PM_{10} zur Verfügung. Für Deutschland und die Tschechische Republik wurde auf EMEP-Daten der Jahre 1990 und 2000 zurückgegriffen. Auch bei HNO_3 konnte für die Schweiz auf die Jahresmittelwerte 1990 und 2000 zurückgegriffen werden. Für Deutschland und die Tschechische Republik musste HNO_3 aus anderen Parametern berechnet werden (siehe Tab. 1). Die H^+ -Deposition wurde für Deutschland aus den Jahresmittelwerten der H^+ -Konzentrationen und dem Niederschlag der Jahre 1990 und 2000 berechnet. Für die Schweiz wurde ein langjähriges Mittel der Niederschläge mit den H^+ -Konzentrationen der Jahre 1990 und 2000 verrechnet. Aus der Tschechischen Republik konnten Daten für das Jahr 1994 zur Verfügung gestellt.

Tabelle 1: Klima- und Schadstoff-Parameter – Verwendete Daten

Notwendige Daten	Verwendete Daten
Temperatur T	D: Jahresmittel 1990 und 2000 CZ: Langjähriges Mittel CH: Mittelwert 1983 - 1992
Niederschlagshöhe Rain	D: Jahresmittel 1990 und 2000 CZ: Jahresmittel 1994 CH: Mittelwert 1972 - 1992
Relative Feuchte Rh	D: Jahresmittel 1990 und 2000 CZ: Langjähriges Mittel CH: Mittelwert 1983 - 1992
SO ₂ -Konzentration [SO ₂]	D: Jahresmittel 1990 und 2000 CZ: Jahresmittel 1990 und 2000 CH: Jahresmittel 1990 und 2000
O ₃ -Konzentration [O ₃]	D: Jahresmittel 1990 und 2000 CZ: berechnet aus NERI-Daten ⁽¹⁾ CH: Mittelwert 1996 - 1998
NO ₂ -Konzentration [NO ₂]	D: Jahresmittel 1990 und 2000 CZ: NERI-Daten 1990 und 2000 CH: Jahresmittel 1990 und 2000
PM ₁₀ -Konzentration PM ₁₀	D: EMEP-Daten 1990 und 2000 CZ: EMEP-Daten 1990 und 2000 CH: Jahresmittel 2000; 1990 berechnet ⁽²⁾
HNO ₃ -Konzentration [HNO ₃]	D: Berechnet ⁽³⁾ CZ: Berechnet ⁽⁴⁾ CH: Jahresmittel 1990 und 2000
H ⁺ im Niederschlag Rain · [H ⁺]	D: H ⁺ -Konz. und Niederschlag 1990 und 2000 CZ: H ⁺ -Konz. und Niederschlag 1994 CH: H ⁺ -Konz. 1990 und 2000; Niederschlag: Mittelwert 1972 - 19992
⁽¹⁾ $57 \cdot \exp(-0,012 \cdot \text{NERI-NO}_2)$ ⁽²⁾ $\text{PM}_{10,1990} = (\text{PM}_{10,2000} / \text{EMEP-PM}_{10,2000}) \cdot \text{EMEP-PM}_{10,1990}$ ⁽³⁾ $516 \cdot \exp(-3400/(T+273)) \cdot (\text{NO}_2 \cdot \text{O}_3 \cdot \text{Rh})^{0.5}$ ⁽⁴⁾ $516 \cdot \exp(-3400/(T+273)) \cdot (\text{NERI-NO}_2 \cdot \text{NERI berechnetes O}_3 \cdot \text{Rh})^{0.5}$	

4.2 Aktuelle Korrosion – Carbon Steel 1990 und 2000

Die Korrosion von unlegiertem Stahl (Carbon steel) ging zwischen 1990 und 2000 merklich zurück. Dies gilt für Deutschland, die Tschechische Republik und die Schweiz. Sowohl in der kartographischen Darstellung (Karte 10), als auch beim Vergleich der graphisch aufbereiteten Daten (Abbildung 1 und 2) wird dies ersichtlich. Als Maß für die Materialschädigung gilt der jährliche Massenverlust in Gramm pro Quadratmeter exponierter Materialfläche. Die Hintergrund-Korrosionsrate (BCR = background corrosion rate) für unlegierten Stahl liegt bei 66,3 g/m².

Im Kartenbild werden die räumlichen Differenzierungen der Materialschädigung erkennbar. Die regionalen Unterschiede der Materialschädigung sind 1990 sehr viel ausgeprägter als im Jahr 2000. Die Wertespanne zwischen der maximalen und minimalen jährlichen Schädigung ist im betrachteten Zeitraum kleiner geworden. Während 1990 selbst die Klasse mit einem jährlichen Massenverlust von größer 331,5 g/m² (5-fache BCR) besetzt ist, werden im Jahr 2000 nirgendwo Werte größer 232 g/m² (3,5-fache BCR) erreicht (Karte 10). Insbesondere in den zuvor hoch belasteten Räumen sind die Korrosionsraten stark zurückgegangen.

Markant sind die Veränderungen, die in den 90er Jahren in den Gebieten maximaler Materialschädigung in Deutschland stattgefunden haben. Insbesondere gilt dies für Thüringen und West-Sachsen, aber auch für den Süden von Rheinland-Pfalz und den Norden Mecklenburg-Vorpommerns. Wobei die hohen Werte in Mecklenburg-Vorpommern zumindest in Teilen methodisch bedingt sind. Es gibt hier eine küstennahe Messstation mit sehr hohen Schwefeldioxid-Werten. Diese hohen Immissionswerte gehen auf die Emissionen eines nahe gelegenen Kraftwerkes zurück. Da die Messnetzdichte in Mecklenburg-Vorpommern 1990 sehr gering ist, wirken sich die hohen Werte dieser Station bei der räumlichen Interpolation relativ stark aus. Dies sollte bei der Beurteilung der Karte für das Jahr 1990 berücksichtigt werden. Bei der Karte der aktuellen Korrosion von Stahl ist die Auswirkung besonders groß, da der Parameter Schwefeldioxid in die Berechnung mit hoher Gewichtung eingeht (siehe Kapitel 6.3).

Die neuen Bundesländer heben sich 1990 von den alten Bundesländern durch die in weiten Teilen höheren Korrosionsraten ab. Im Jahr 2000 sind diese Unterschiede nicht mehr erkennbar. In den alten Bundesländern ist 1990 ein Nord-Süd-Gradient sichtbar. Die Flächenanteile der Gebiete mit geringeren Korrosionsraten werden nach Süden hin größer. In der Darstellung für das Jahr 2000 ist diese Tendenz im Kartenbild nicht mehr erkennbar. Regional erhöhte Werte weisen 1990 wie auch 2000 das Saarland, Teile Nordrhein-Westfalens und die Region Bremen/Bremerhaven auf.

In der Tschechischen Republik sind die Gebiete maximalen Schadensrisikos im Norden im Bereich des Erzgebirgskammes zu finden. In Richtung Süden nimmt die Belastung ab. Auch hier hat sich die Wertespanne zwischen der minimalen und der maximalen Schädigung verringert. 1990 wurden lokal Werte von 331,5 Gramm Massenverlust pro Quadratmeter (> 5 BCR) erreicht. In 2000 liegen die jährlichen Massenverluste in etwa in der Größenordnung wie in Deutschland (100-170 g/m²).

In der Schweiz ist das Schadensrisiko verglichen mit Deutschland oder der Tschechischen Republik generell etwas geringer. Auffällig ist zunächst eine Gliederung in drei Gebiete unterschiedlicher Belastung. Nördlich der Alpen werden großräumig Massenverluste zwischen 150 und 232 g/m² erreicht. Im Alpenraum ist die Belastung geringer (100 – 165 g/m²). Auffällig ist das höhere Schadensrisiko im Tessin mit einem jährlichen Massenverlust von bis zu 300 g/m². In der nach Süden offenen Landschaft macht sich der Einfluss der norditalienischen Industrieregionen bemerkbar. Im Jahr 2000 hat sich die Situation insbesondere auch im Tessin verbessert. Großflächig werden für die Schweiz nun Werte kleiner 100 Gramm Massenverlust pro Quadratmeter exponierte Fläche berechnet. Ein Nord-Süd-Gradient ist weiterhin erkennbar. Im Norden der Schweiz liegen die Werte etwas höher (100-150 g/m²).

Die aus dem Kartenbild abgeleiteten Feststellungen zeigen sich auch in den grafisch aufbereiteten Daten (Abbildung 1 und 2). Der in den Karten ersichtliche Rückgang der jährlichen Massenverluste drückt sich in den Grafiken in einer Verschiebung der Säulen in Richtung niedrigerer Werteklassen aus. In den vier kleineren Grafiken der Abbildungen 1 und 2 ist auf der y-Achse der prozentuale Anteil der sechs Wertebereiche an der Grundgesamtheit aufgetragen. Die Summe aller Einzelwerte entspricht aufgrund des verwendeten $1 \cdot 1$ km²-Rasters der jeweiligen Landesfläche. In allen Grafiken ist eine Verschiebung hin zu niedrigeren Werteklassen erkennbar. Beispielsweise weisen 1990 in Deutschland circa 80 % der Landesfläche Massenverluste von mehr als dem 3-fachen der Hintergrund-Korrosionsrate auf. Im Jahr 2000 ist der Wertebereich größer der 3-fachen BCR gar nicht mehr besetzt. Circa 95 % der Landesfläche Deutschlands liegt im Jahr 2000 in Gebieten mit jährlichen Massenverlusten im Bereich der 1,5- bis 2,5-fachen BCR (100 – 165 g/m²). Im Jahr 2000 gibt es weder in Deutschland, noch in der Tschechischen Republik oder der Schweiz Gebiete mit einem jährlichen Massenverlust von mehr als der 3-fachen BCR. Zwischen den einzelnen Ländern bestehen Unterschiede. So ist zum Beispiel das Schadensrisiko in der Schweiz sowohl 1990 als auch 2000 geringer als in Deutschland und der Tschechischen Republik.

In den unteren, etwas größeren Grafiken der Abbildungen 1 und 2 sind auf der y-Achse absolute Werte in Quadratkilometer Landesfläche aufgetragen. Die x-Achse ist unverändert. Wie bei den anderen Grafiken ist sie eingeteilt in sechs Wertebereiche der Überschreitung der Hintergrund-Korrosionsrate (von kleiner 1,5-fache BCR bis zu Werten größer der 5-fachen BCR). Die Säulenhöhe entspricht der Summe der innerhalb eines Wertebereiches gelegenen Quadratkilometer. Durch unterschiedliche Farbgebung ist der Anteil jedes einzelnen Landes erkennbar. Auch bei dieser Art der Darstellung wird die generelle Verbesserung der Situation zwischen 1990 und 2000 ersichtlich. Auch die etwas günstigere Situation in der Schweiz ist zu erkennen.

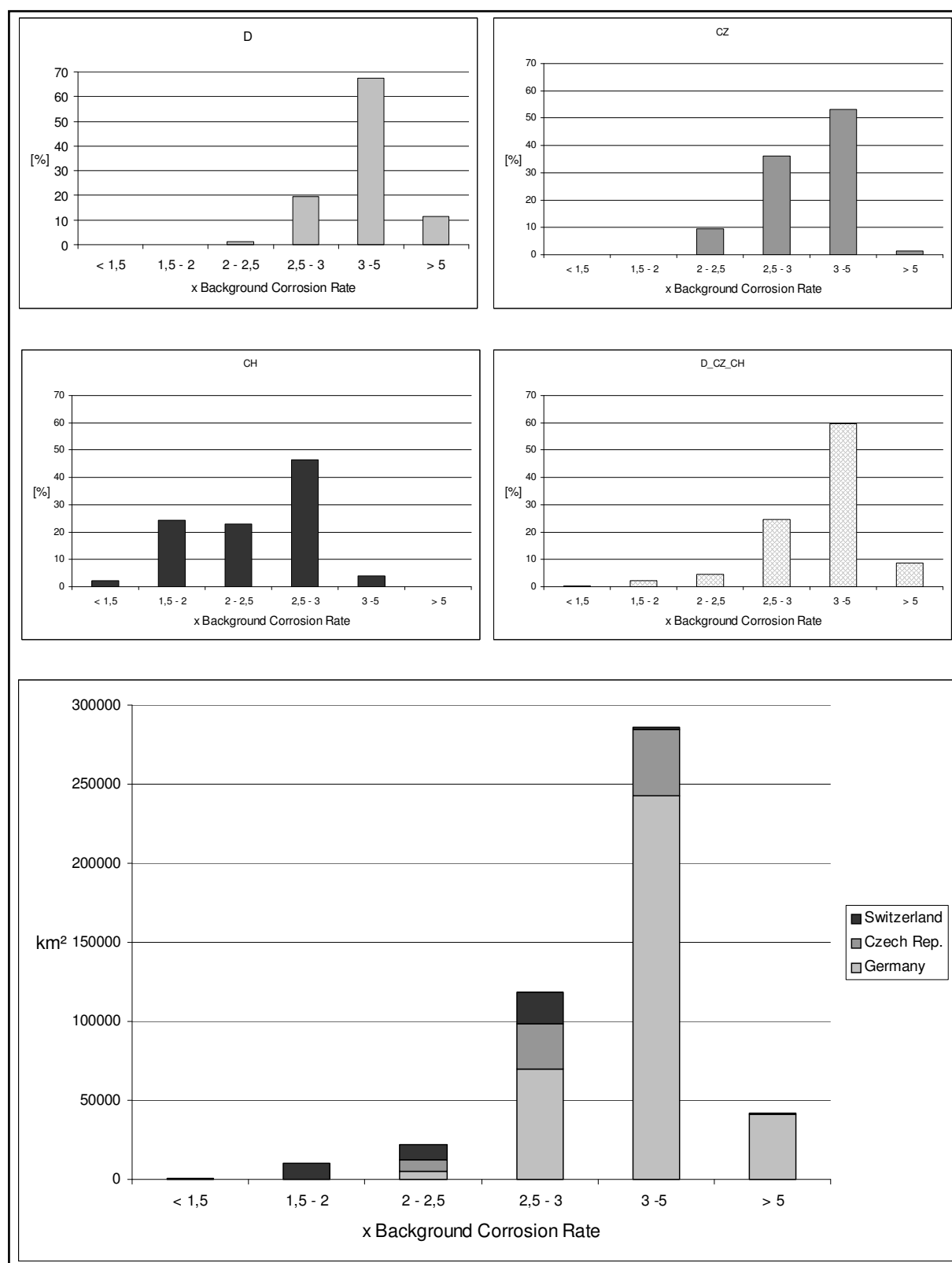


Abbildung 1: Carbon Steel 1990 – Überschreitung der Background Corrosion Rate

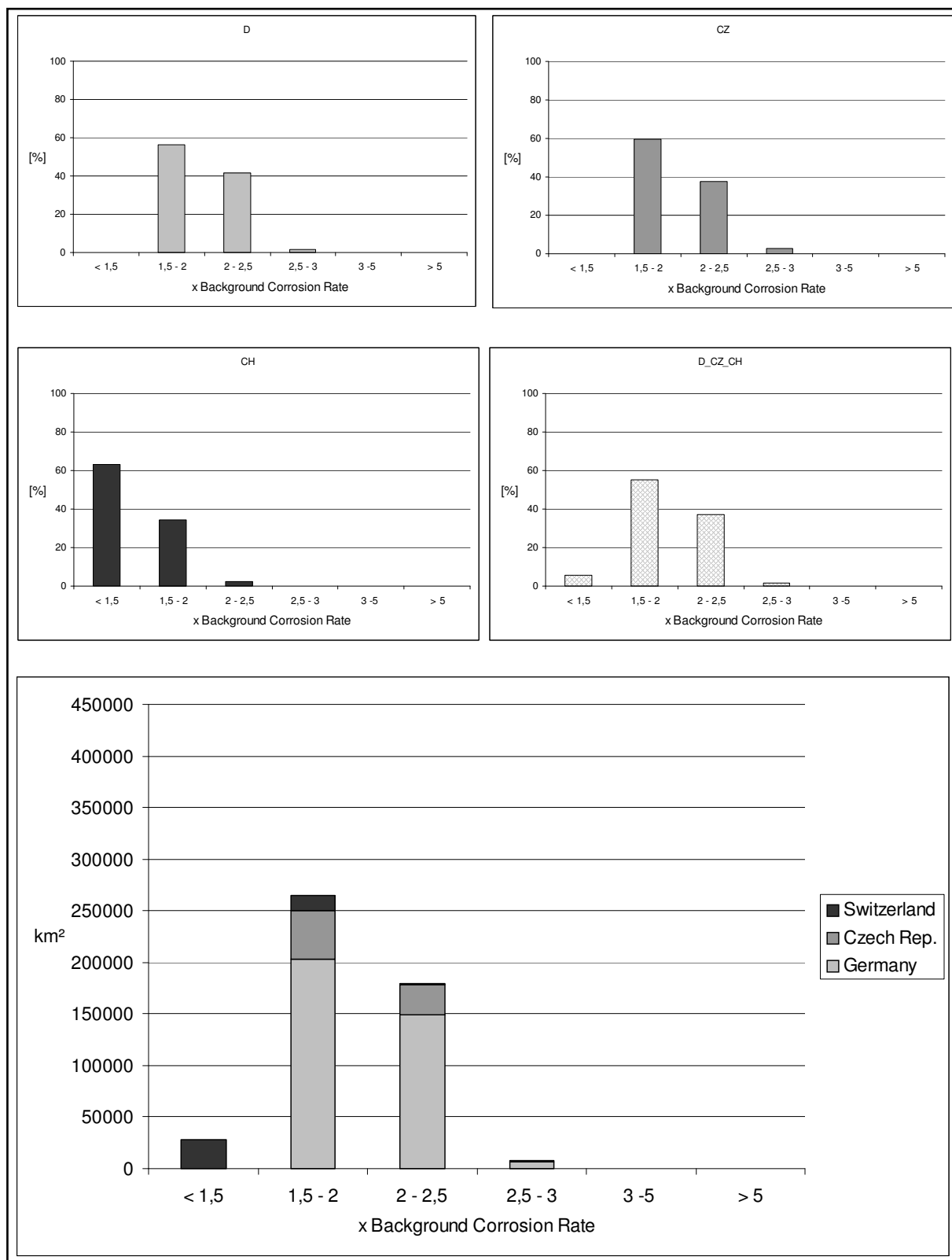


Abbildung 2: Carbon Steel 2000 – Überschreitung der Background Corrosion Rate

4.3 Aktuelle Korrosion – Zink 1990 und 2000

Die Korrosion von Zink ging zwischen 1990 und 2000 merklich zurück. Dies gilt für Deutschland, die Tschechische Republik und die Schweiz. Sowohl in der kartographischen Darstellung (Karte 11), als auch beim Vergleich der graphisch aufbereiteten Daten (Abbildung 3 und 4) wird dies ersichtlich. Als Maß für die Materialschädigung gilt der jährliche Massenverlust in Gramm pro Quadratmeter exponierter Materialfläche. Die Hintergrund-Korrosionsrate (BCR = background corrosion rate) liegt bei 3,3 g/m².

Im Kartenbild werden die räumlichen Differenzierungen der Materialschädigung, aber auch der Rückgang der Korrosionsraten zwischen 1990 und 2000 erkennbar. 1990 liegen die Maximalwerte beim 4-fachen Wert der Hintergrund-Korrosionsrate, im Jahr 2000 wird maximal die 3-fache Hintergrund-Korrosionsrate erreicht.

In Deutschland finden sich relativ hohe Werte der Materialschädigung in Thüringen, West-Sachsen und dem südlichen Sachsen-Anhalt. Aber auch in anderen Gebieten werden ähnlich hohe Werte erreicht. So zum Beispiel 1990 im Schwarzwald und im Pfälzer Wald, oder auch in der Region Bremerhaven und Teilen Nordrhein-Westfalens. Hinsichtlich der hohen Werte im nördlichen Mecklenburg-Vorpommern wird auf die Erläuterung in Kapitel 4.2 verwiesen.

In Tschechien sind 1990 und 2000 die höchsten Werte im Bereich des Erzgebirgskamms zu finden. Die Werte sind zwischen 1990 (3-fache BCR) und 2000 (2,5-fache BCR) auch hier zurückgegangen. 1990 weisen mehr als 60 % der Landesfläche Korrosionsraten auf, die der 2,5- bis 3-fachen BCR (8,25 – 9,9 g/m²) entsprechen. Im Jahr 2000 liegen 95 % der Fläche im Bereich der 2- bis 2,5-fachen BCR (6,6 – 8,25 g/m²). 1990 ist ein Nord-Süd-Gefälle der Werte erkennbar. Dieses Nord-Süd-Gefälle ist auch 2000 noch vorhanden, wird in der Karte nicht sichtbar, da die Werte alle innerhalb eines Wertebereichs liegen und somit farblich einheitlich dargestellt werden.

In der Schweiz liegen 1990 mehr als 50 % der Landesfläche im Wertebereich, der der 2,5- bis 3-fachen BCR entspricht. Zehn Jahre später ist dieser Wertebereich nicht mehr besetzt. Ein deutlicher Rückgang der Belastung hat stattgefunden. In der Nordschweiz liegen die Werte etwas höher als im Alpenraum. Die in den Alpenraum hineinreichenden Täler auf der Nordseite der Alpen zeichnen sich durch lokal geringere Korrosionsraten aus. Im Süden tritt wie bei unlegiertem Stahl die Sondersituation des Tessins in Erscheinung.

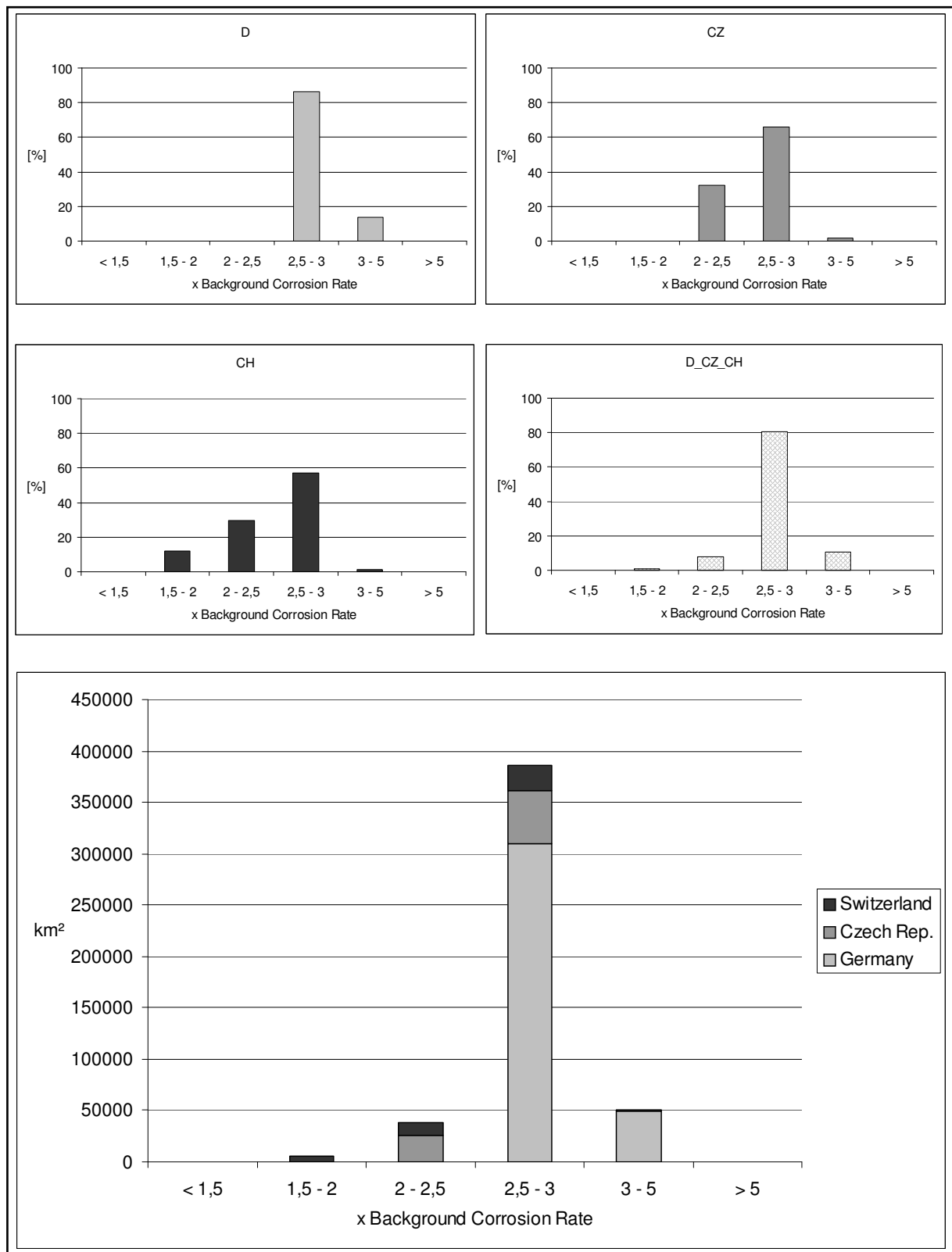


Abbildung 3: Zink 1990 – Überschreitung der Background Corrosion Rate

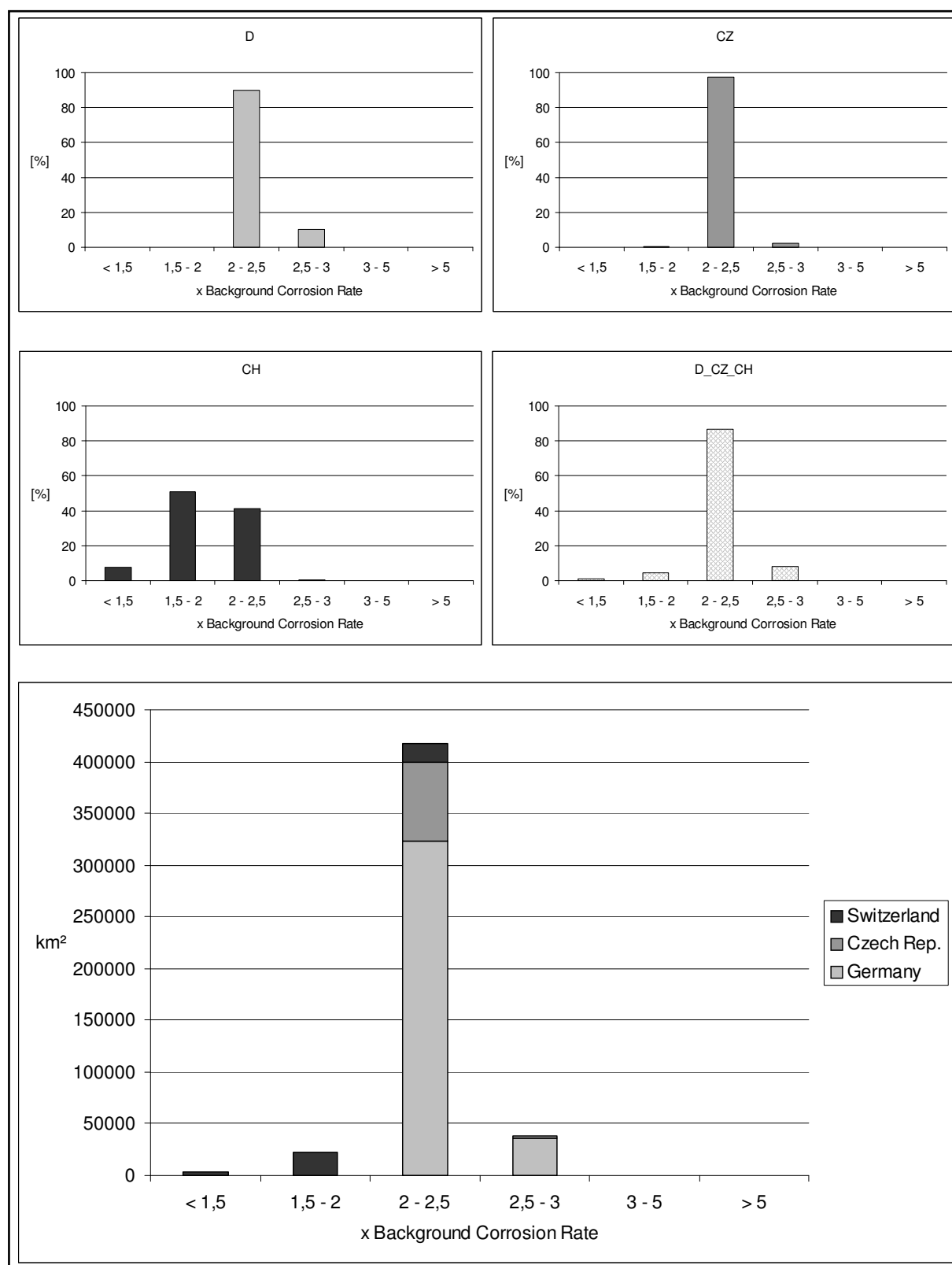


Abbildung 4: Zink 2000 – Überschreitung der Background Corrosion Rate

4.4 Aktuelle Korrosion – Bronze 1990 und 2000

Die Korrosion von Bronze ging zwischen 1990 und 2000 merklich zurück. Dies gilt für Deutschland, die Tschechische Republik und die Schweiz. Sowohl in der kartographischen Darstellung (Karte 12), als auch beim Vergleich der graphisch aufbereiteten Daten (Abbildung 5 und 6) wird dies ersichtlich. Als Maß für die Materialschädigung gilt der jährliche Massenverlust in Gramm pro Quadratmeter exponierter Materialfläche. Die Hintergrund-Korrosionsrate (BCR = background corrosion rate) liegt bei 2,1 g/m².

Im Kartenbild werden die räumlichen Differenzierungen der Materialschädigung, aber auch der Rückgang der Korrosionsraten zwischen 1990 und 2000 erkennbar. 1990 erreichen die Maximalwerte mehr als das 5-fache der Hintergrund-Korrosionsrate, im Jahr 2000 wird maximal das 3-fache der Hintergrund-Korrosionsrate erreicht.

In Deutschland werden 1990 in den neuen Bundesländern großflächig extrem hohe aktuelle Korrosionsraten erreicht. Mehr als 50 % der Fläche der neuen Bundesländer weist Korrosionsraten jenseits der 5-fachen BCR auf. Auch in Teilen der alten Bundesländer liegen die Werte beim 4-fachen Wert der BCR (Saarland, Ruhrgebiet, Bremerhaven). Im betrachteten 10-Jahreszeitraum hat sich die Situation, vor allem auch in den neuen Bundesländern, sehr stark verbessert. Die Gebiete mit den höchsten Werten liegen nun in den alten Bundesländern. Werte höher der 2-fachen BCR werden jedoch nirgendwo mehr erreicht, vielmehr liegen auf ca. 80 % des Bundesgebietes die Werte unterhalb des 1,5-fachen der BCR und erreichen damit eine akzeptable Korrosionsrate.

In der Tschechischen Republik hat sich die Situation zwischen 1990 und 2000 ebenso stark verbessert. Im Norden waren die Werte hier 1990 denen in Sachsen und Thüringen vergleichbar. Heute liegen die Maxima immer noch in dieser Region, erreichen jedoch nur das 2,5-fache der BCR. Auch in den anderen Gebieten Tschechiens sind die aktuellen Korrosionsraten zurückgegangen, so dass auf gut 40 % der Landesfläche eine akzeptable Korrosionsrate erreicht wird.

In der Schweiz sieht die Situation 1990 auch bei Bronze wesentlich besser aus als in Deutschland oder der Tschechischen Republik. Im Tessin wird maximal die 4-fache BCR erreicht. In weiten Teilen der Schweiz liegen die aktuellen Korrosionsraten jedoch im Bereich der 2- bis 2,5-fachen BCR (4,2 – 5,25 g/m²). Im Jahr 2000 liegen die Werte zu nahezu 100 % unterhalb des 1,5-fachen Werts der BCR.

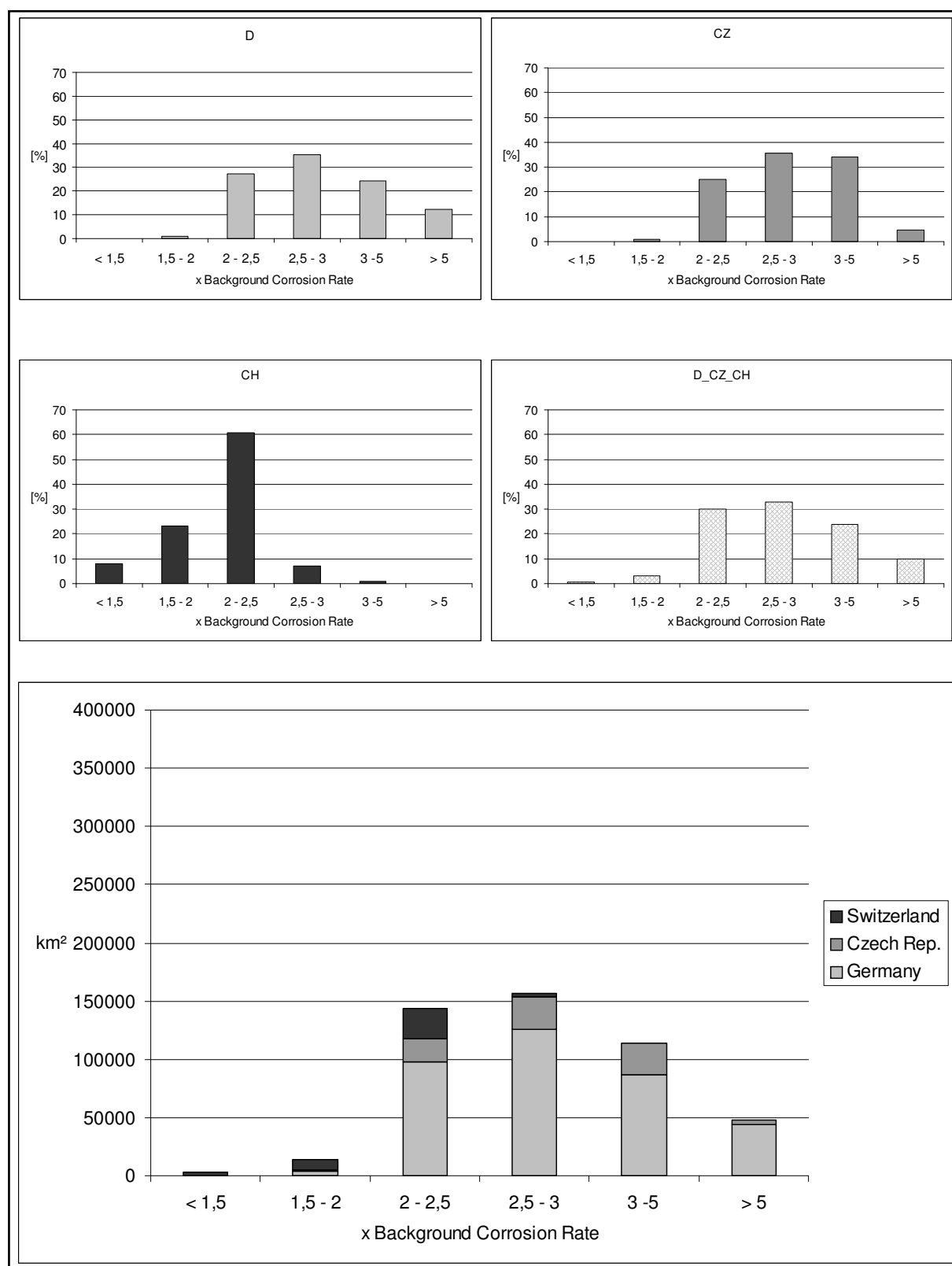


Abbildung 5: Bronze 1990 – Überschreitung der Background Corrosion Rate

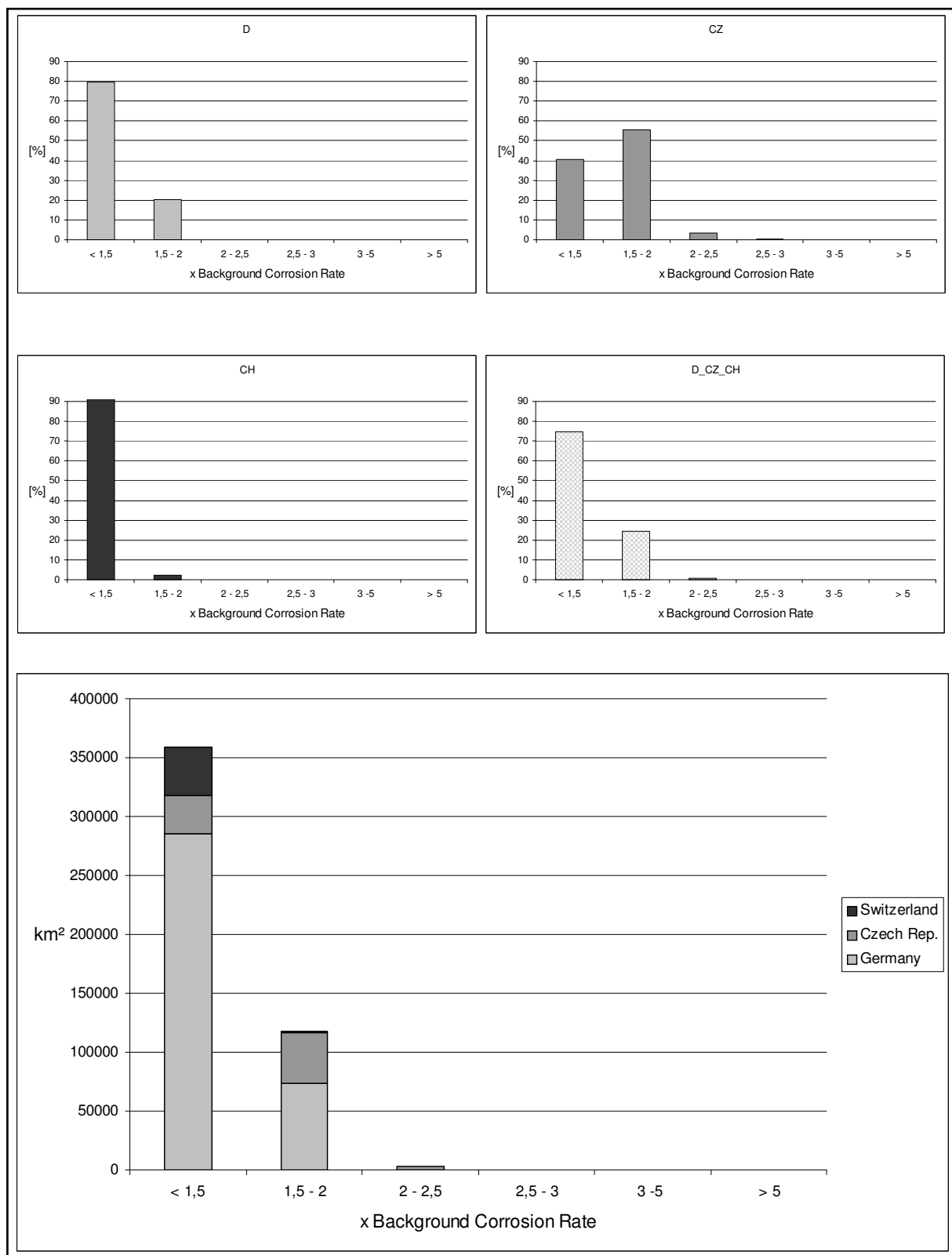


Abbildung 6: Bronze 2000 – Überschreitung der Background Corrosion Rate

4.5 Aktuelle Korrosion – Kupfer 1990 und 2000

Die Korrosion von Kupfer ging zwischen 1990 und 2000 merklich zurück. Dies gilt für Deutschland, die Tschechische Republik und die Schweiz. Sowohl in der kartographischen Darstellung (Karte 13), als auch beim Vergleich der graphisch aufbereiteten Daten (Abbildung 7 und 8) wird dies ersichtlich. Als Maß für die Materialschädigung gilt der jährliche Massenverlust in Gramm pro Quadratmeter exponierter Materialfläche. Die Hintergrund-Korrosionsrate (BCR = background corrosion rate) liegt bei 3,0 g/m².

Im Kartenbild werden die räumlichen Differenzierungen der Materialschädigung, aber auch der Rückgang der Korrosionsraten zwischen 1990 und 2000 erkennbar. 1990 erreichen die Maximalwerte ähnliche Werte wie bei Bronze. Teilweise wird das 5-fache der BCR überschritten. Diese hohen Überschreitungen der BCR treten bei Kupfer außer in Thüringen auch im Schwarzwald und im Pfälzer Wald auf. Hier spielen die hohen Ozon-Werte in diesen Gebieten eine Rolle. Im Jahr 2000 hat sich die Situation verbessert, sowohl hinsichtlich der Maximalwerte als auch in der Fläche. Auf 80 % der Fläche liegen die Korrosionsraten im Bereich der 2,5- bis 3-fachen BCR.

In der Tschechischen Republik werden 1990 im Bereich des Erzgebirges im Maximum ähnlich hohe Werte erreicht wie in Deutschland. In der Fläche liegen die Korrosionsraten zu 90 % im Bereich der 3- bis 5-fachen BCR. Im Jahr 2000 liegen noch circa 42 % der Fläche in diesem Wertebereich. Mehr als 50 % aller Werte treten nun im Wertebereich 2,5 - bis 3-fache BCR auf. Hinsichtlich der räumlichen Verteilung fällt wiederum ein Nord-Süd-Gefälle auf.

In der Schweiz liegen die Werte bei Kupfer 1990 im Bereich derer aus Deutschland und Tschechien. Die 5-fache BCR wird jedoch nicht erreicht. Auf über 80 % der Fläche der Schweiz treten aktuelle Korrosionsraten im Bereich der 3- bis 5-fachen BCR (9 – 15 g/m²) auf. Im Jahr 2000 hat sich die Situation deutlich verbessert. Nun liegt das Gros der Werte zwischen der 2- und 2,5-fachen BCR. In Teilen des Alpenraums nur noch beim 1,5- bis 2-fachen der BCR.

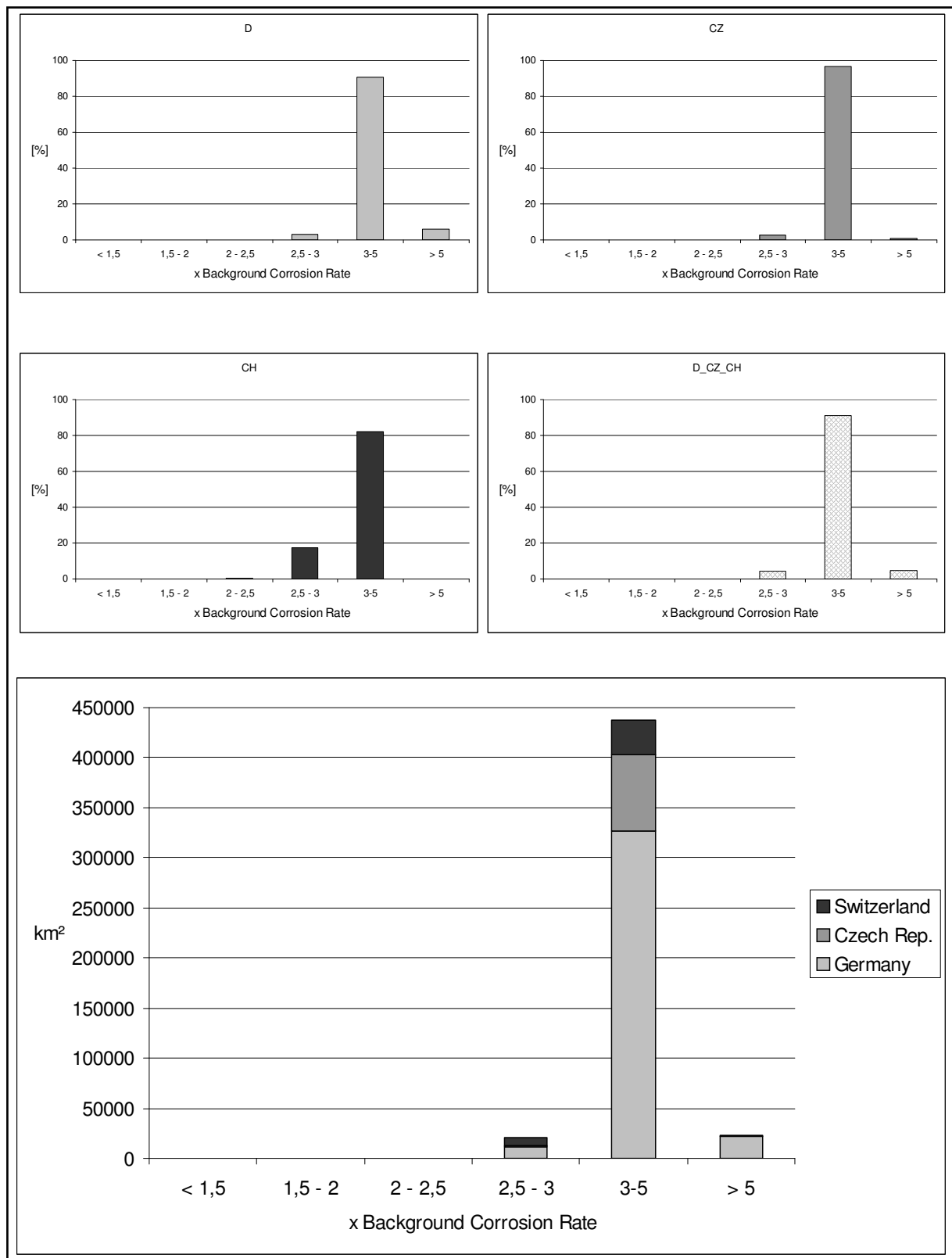


Abbildung 7: Kupfer 1990 – Überschreitung der Background Corrosion Rate

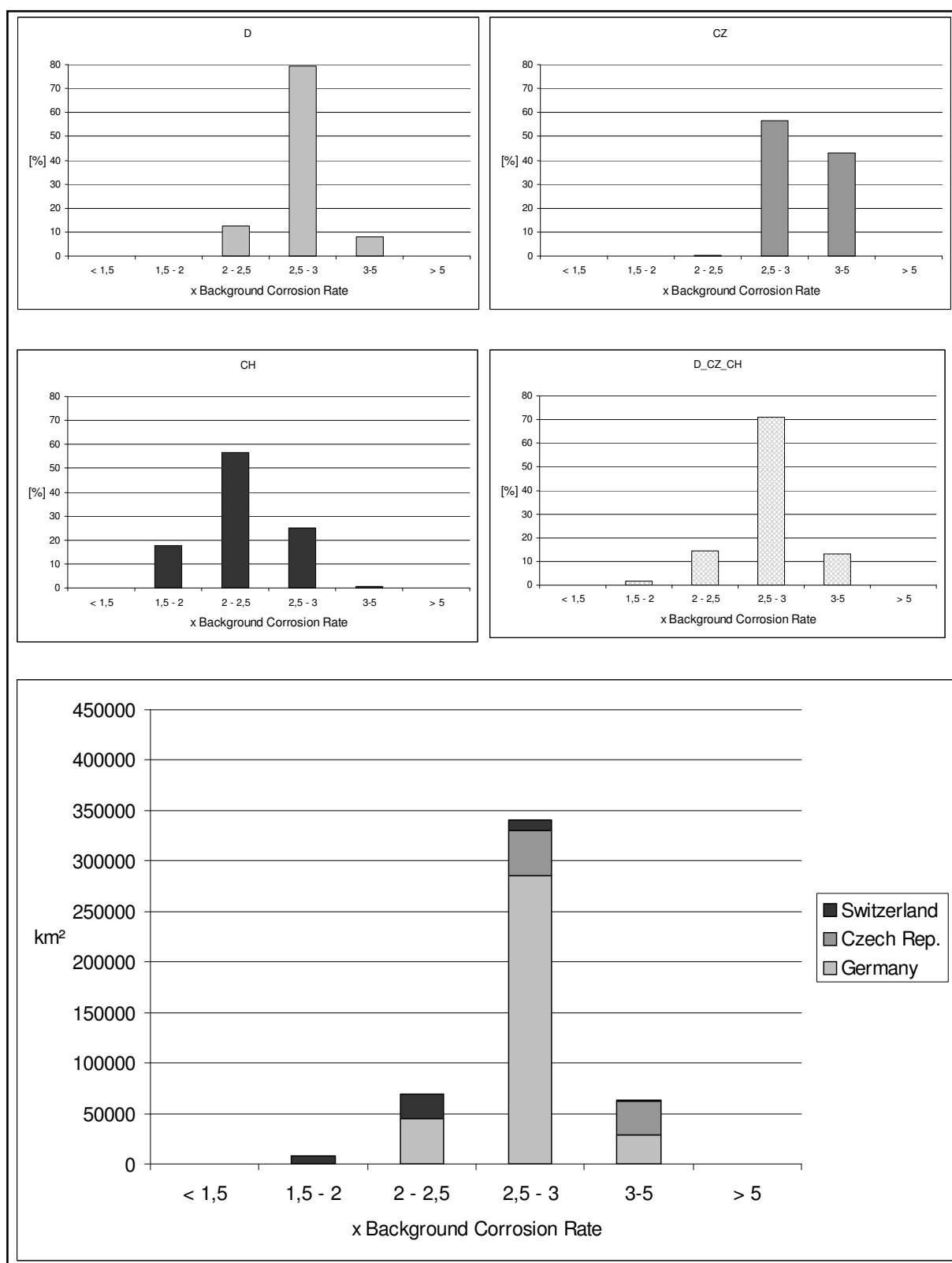


Abbildung 8: Kupfer 2000 – Überschreitung der Background Corrosion Rate

4.6 Aktuelle Korrosion – Portland Kalkstein 1990 und 2000

Die Korrosion von Portland Kalkstein ging zwischen 1990 und 2000 merklich zurück. Dies gilt für Deutschland, die Tschechische Republik und die Schweiz. Sowohl in der kartographischen Darstellung (Karte 14), als auch beim Vergleich der graphisch aufbereiteten Daten (Abbildung 9 und 10) wird dies ersichtlich. Als Maß für die Materialschädigung gilt die jährliche Oberflächenrückschreitung in μm . Die Hintergrund-Korrosionsrate (BCR = background corrosion rate) liegt bei $3,2 \mu\text{m}$.

Im Kartenbild werden die räumlichen Differenzierungen der Materialschädigung, aber auch der Rückgang der Korrosionsraten zwischen 1990 und 2000 erkennbar. 1990 erreichen die Maximalwerte mehr als das 5-fache der BCR ($> 16 \mu\text{m}$ im Jahr). Diese hohen Überschreitungen treten in Thüringen, Sachsen und Sachsen-Anhalt, im Bereich des Erzgebirgskammes und, unter der bereits mehrfach erwähnten Einschränkung, auch im Norden Mecklenburg-Vorpommerns auf. Mehr als 60 % der Werte liegen zwischen der 2,5-fachen und 3-fachen BCR. Im betrachteten Zeitraum hat sich die Situation wesentlich verbessert. Nahezu alle Werte liegen nun bei maximal dem 2,5-fachen der BCR. In den neuen Bundesländern liegen die Werte nun etwas niedriger als in den alten Bundesländern.

In Tschechien ist die Situation mit der in Deutschland vergleichbar. Im Jahr 1990 sind die Werte im Bereich des Erzgebirges sehr hoch. Im Jahr 2000 entspricht die Wertespanne der in Deutschland. Das Nord-Süd-Gefälle ist auch bei Portland Kalkstein wieder zu erkennen.

In der Schweiz sind die aktuellen Korrosionsraten 1990 und auch im Jahr 2000 auf einem etwas niedrigeren Niveau als in Deutschland und Tschechien. Insbesondere deren Maximalwerte werden bei weitem nicht erreicht. In der Fläche liegen die Korrosionsraten 1990 zu 60 % beim 2,5- bis 3-fachen der BCR. Im Alpenraum auch darunter. Im Jahr 2000 liegen 90 % der Landesfläche im Wertebereich kleiner 2-fache BCR.

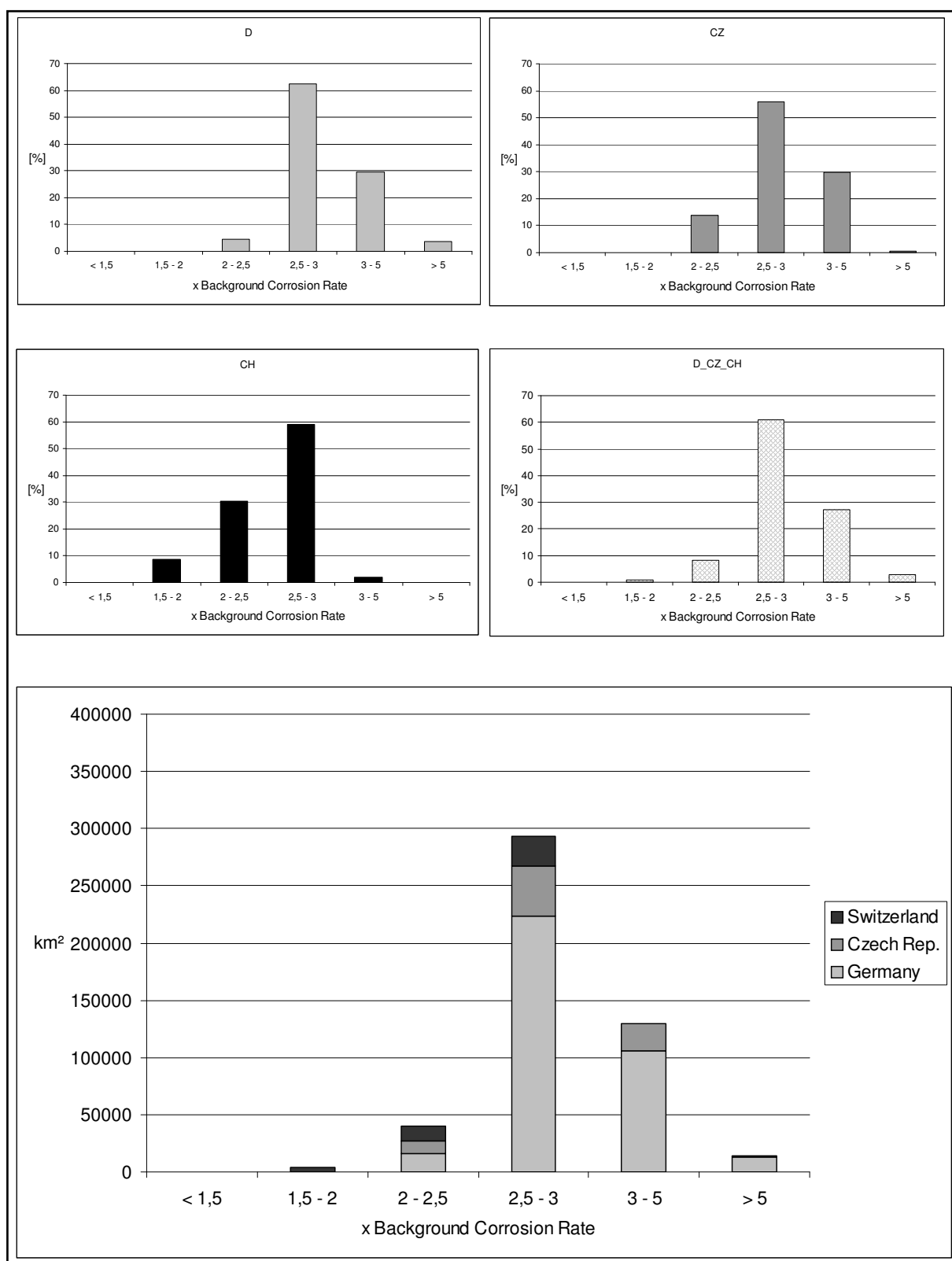


Abbildung 9: Portland Kalkstein 1990 – Überschreitung der Background Corrosion Rate

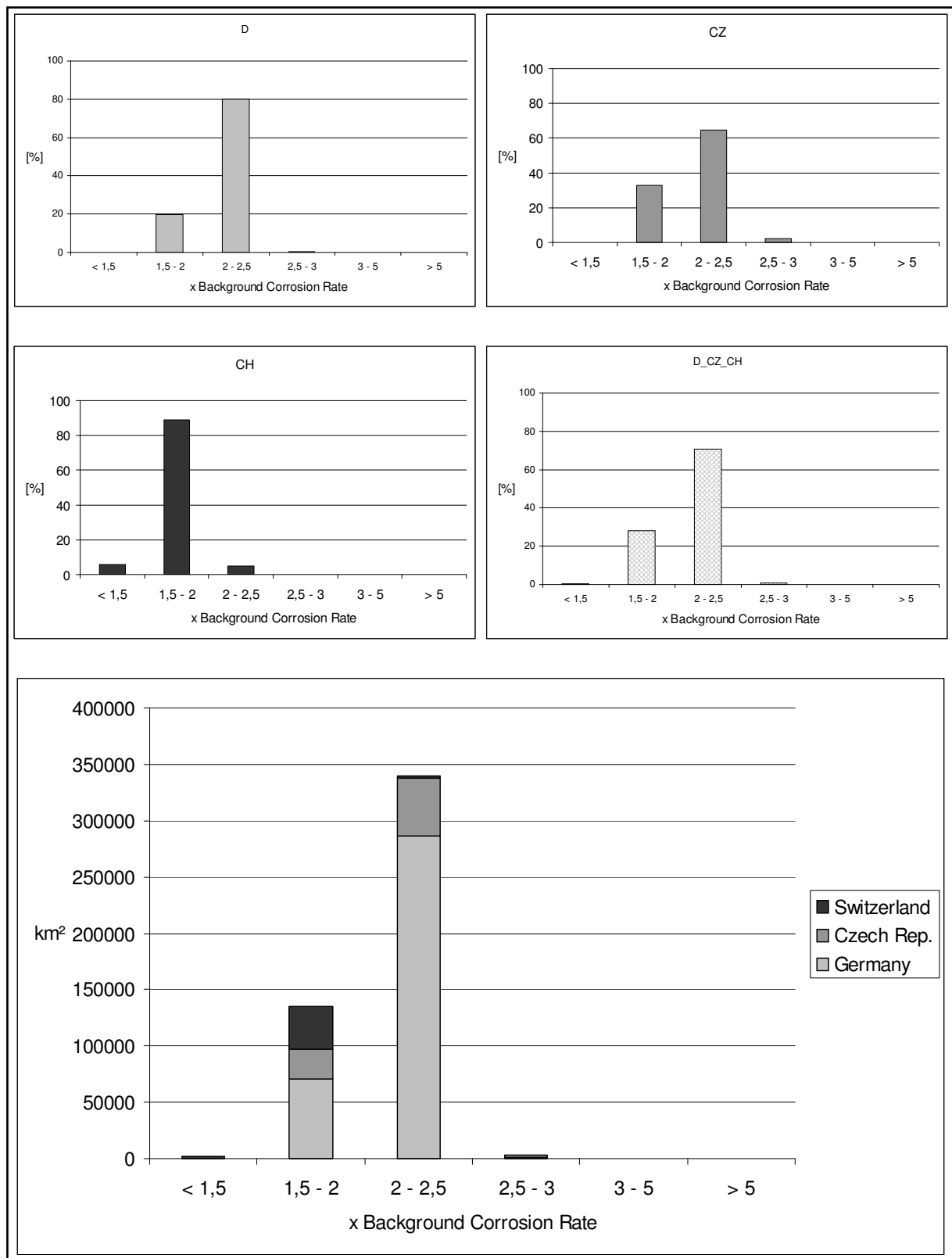


Abbildung 10: Portland Kalkstein 2000 – Überschreitung der Background Corrosion Rate

5 Kartierung der aktuellen Korrosion in ausgewählten städtischen Agglomerationsräumen

Im Folgenden werden die Ergebnisse der Kartierung der aktuellen Korrosion in städtischen Bereichen am Beispiel der Städte Berlin, Mailand, Paris und Wien für die Jahre 1990 und 2000 bzw. 2001 (Berlin) beschrieben. Verwendet wurden ebenfalls die Dosis-Wirkungsfunktionen des MULTI-ASSESS-Programms. Die Karten sind im Kartenanhang beigefügt. Die Raster-Auflösung beträgt mit Ausnahme von Berlin $0,5 \cdot 0,5 \text{ km}^2$. Die Berlin-Karten haben mit $1 \cdot 1 \text{ km}^2$ die gleiche Gridauflösung, wie die Karten der aktuellen Korrosion für Deutschland, die Schweiz und Tschechien.

Im Gegensatz zu der großräumigen Kartierung wurden die unbebauten Gebiete im Kartenbild maskiert, so dass die Korrosion nur dort dargestellt wird wo die entsprechenden Materialien auch vorkommen könnten.

5.1 Berlin / Brandenburg

5.1.1 Eingangsdaten

Für die Kartierung der aktuellen Korrosion in Berlin wurden die gleichen Daten verwendet wie für die Kartierung Deutschlands (s. o.). Insofern handelt es sich bei den Karten letztlich um ein Hereinzoomen in die Karten der aktuellen Korrosion für Deutschland, die Schweiz und Tschechien. In Tab. 2 sind die zur Kartierung verwendeten Parameter aufgelistet.

Tabelle 2: Eingangsdaten für die Kartierung der aktuellen Korrosion für Berlin / Brandenburg

Parameter	Einheit	Berlin 1990	Berlin 2001
H ⁺	mg/l	Interpoliertes jährl. Mittel	Interpoliertes jährl. Mittel
NO ₂	µg/m ³	Interpoliertes jährl. Mittel	Interpoliertes jährl. Mittel
SO ₂	µg/m ³	Interpoliertes jährl. Mittel	Interpoliertes jährl. Mittel
O ₃	µg/m ³	Interpoliertes jährl. Mittel	Interpoliertes jährl. Mittel
PM ₁₀	µg/m ³	⁽¹⁾ EMEP	⁽¹⁾ EMEP
HNO ₃	µg/m ³	⁽²⁾ berechnet aus T, Rh, NO ₂ und O ₃	⁽²⁾ berechnet aus T, Rh, NO ₂ und O ₃
Niederschlag	l/m ²	Interpoliertes jährl. Mittel	Interpoliertes jährl. Mittel
Rel. Feuchte	%	Interpoliertes jährl. Mittel	Interpoliertes jährl. Mittel
Temperatur	°C	Interpoliertes jährl. Mittel	Interpoliertes jährl. Mittel
⁽¹⁾ berechnet mit EMEP-PM ₁₀ -Daten: EMEP-Grid-Zentrum-Punktdaten auf $1 \cdot 1 \text{ km}^2$ Grid interpoliert			
⁽²⁾ berechnet mit der Formel $\text{HNO}_3 = 516 \cdot \exp(-3400/(T+273)) \cdot (\text{NO}_2 \cdot \text{O}_3 \cdot \text{Rh})^{0.5}$			

5.1.2 Aktuelle Korrosion – Carbon Steel 1990 und 2001

Die Korrosion bewegt sich bei Carbon Steel im Jahr 1990 zwischen 190 und 360 g/m². Im Jahr 2001 liegen die aktuellen Korrosionsraten deutlich niedriger (125 bis 145 g/m²). Die Situation hat sich zwischen 1990 und 2001 wesentlich verbessert. Der Maximalwert der aktuellen Korrosion des Jahres 2001 liegt deutlich niedriger als der Minimalwert der Kartierung für das Jahr 1990. Die akzeptablen Korrosionsraten (das 1,5-fache der Hintergrundkorrosionsrate von 66,3 g/m²) werden jedoch sowohl 1990 als auch 2001 nicht erreicht (1990: 2,9 bis 5,5-fache der Hintergrundkorrosionsrate; 2001: 1,9 bis 2,2-fache der Hintergrundkorrosionsrate). Relativ hohe Korrosionsraten treten 1990 vor allem im Umland von Berlin und an den Stadtgrenzen im Nordosten und Südwesten auf. Im Stadtzentrum sind die Korrosionsraten weniger hoch. 2001 dagegen treten die Höchstwerte im Zentrum von Berlin auf.

5.1.3 Aktuelle Korrosion – Zink 1990 und 2001

Die Korrosion bewegt sich im Jahr 1990 zwischen 9 und 10 g/m². Im Jahr 2001 liegen die aktuellen Korrosionsraten deutlich niedriger (7,5 bis 8 g/m²). Der Maximalwert der aktuellen Korrosion des Jahres 2001 liegt deutlich niedriger als der Minimalwert der Kartierung für das Jahr 1990. Die akzeptablen Korrosionsraten (das 1,5-fache der Hintergrundkorrosionsrate von 3,3 g/m²) werden jedoch sowohl 1990 als auch 2001 überschritten (1990: 2,7 bis 3-fache der Hintergrundkorrosionsrate; 2001: 2,2 bis 2,4-fache der Hintergrundkorrosionsrate). Relativ hohe Korrosionsraten treten 1990 im Norden und Nordosten von Berlin auf. 1990 werden zudem im Bereich der Stadt Potsdam sehr hohe Korrosionsraten erreicht. Im Stadtzentrum sind die Korrosionsraten 1990 weniger hoch als in den Außenbezirken. Im Gegensatz dazu werden im Jahr 2001 die höchsten Korrosionsraten im Stadtzentrum erreicht.

5.1.4 Aktuelle Korrosion – Bronze 1990 und 2001

Die Korrosion bewegt sich im Jahr 1990 zwischen 6,3 und 12 g/m². Im Jahr 2001 liegen die aktuellen Korrosionsraten deutlich niedriger (2,7 bis 3,2 g/m²). Die Situation hat sich zwischen 1990 und 2001 wesentlich verbessert. Der Maximalwert der aktuellen Korrosion des Jahres 2001 erreicht nur noch die Hälfte des Minimalwertes der Kartierung für das Jahr 1990. Die akzeptablen Korrosionsraten (das 1,5-fache der Hintergrundkorrosionsrate von 2,1 g/m²) werden 1990 noch überschritten (3 bis 5,7-fache der Hintergrundkorrosionsrate), mit dem 1,3 bis 1,5-fachen der Hintergrundkorrosionsrate ist im Jahr 2001 in Berlin für Bronze laut Definition eine akzeptable Korrosion erreicht. Die höchsten Werte treten 1990 in Potsdam und im Nordosten Berlins auf, die niedrigsten Korrosionsraten werden für das Zentrum und den Süden Berlins errechnet.

5.1.5 Aktuelle Korrosion – Kupfer 1990 und 2001

Die Korrosion bewegt sich im Jahr 1990 zwischen 7,5 und 13,13 g/m². Im Jahr 2001 ist der Minimalwert gleich geblieben, der Maximalwert ist dagegen auf 8,7 g/m² gesunken. Damit hat sich die Situation insgesamt deutlich verbessert, obwohl die akzeptablen Korrosionsraten (das 1,5-fache der Hintergrundkorrosionsrate von 3 g/m²) in beiden Jahren überschritten wurden (1990: 2,5 bis 4,4-fache der Hintergrundkorrosionsrate; 2001: 2,5 bis 2,9-fache der Hintergrundkorrosionsrate). Die Karten zeigen ein spiegelverkehrtes Bild. 1990 sind die niedrigsten Werte im Zentrum von Berlin aufgetreten, im Jahr 2001 befinden sich dort die höchsten Werte, allerdings ohne das Ausmaß der Werte von 1990 zu erreichen.

5.1.6 Aktuelle Korrosion – Portland Kalkstein 1990 und 2001

Die Korrosion bewegt sich im Jahr 1990 zwischen 8,5 und 13 µm Oberflächenrückschreitung. Im Jahr 2001 liegen die aktuellen Korrosionsraten deutlich niedriger (6,2 bis 6,7 µm). Die Situation hat sich zwischen 1990 und 2001 wesentlich verbessert. Der Maximalwert der aktuellen Korrosion des Jahres 2001 liegt niedriger als der Minimalwert der Kartierung für das Jahr 1990. Die akzeptablen Korrosionsraten (das 1,5-fache der Hintergrundkorrosionsrate von 3,2 µm) werden jedoch sowohl 1990 als auch 2001 überschritten (1990: 2,6 bis 4-fache der Hintergrundkorrosionsrate; 2001: 1,9 bis 2,1-fache der Hintergrundkorrosionsrate). Auffällig ist erneut, dass 1990 die niedrigsten Werte im Zentrum Berlins auftreten. 2001 sind die Werte verglichen mit 1990 überall relativ gering.

5.2 Mailand / Lombardei

5.2.1 Eingangsdaten

Von der National Agency for New Technologies, Energy and the Environment (ENEA) wurden für 5, 9 und 18 Stationen SO₂- NO₂- und O₃-Konzentrationsdaten des Jahres 2000 aus Mailand und Umgebung geliefert. Für 1990 war die Datenlage noch schlechter. Mit diesen Daten war eine Kriginginterpolation für SO₂ und NO₂ nicht möglich. Daher wurden aus der AIRBASE Datenbank von der EEA die entsprechenden Daten für ganz Italien aus dem Internet herunter geladen. Es lagen jedoch keine Daten für das Jahr 1990 vor. Für SO₂ und NO₂ konnten dadurch einige zusätzliche Daten aus der Mailänder Umgebung hinzugewonnen werden, so dass insgesamt 10 Messwerte für SO₂ und 21 für NO₂ zur Verfügung standen, wobei die 5 hinzugekommenen SO₂-Messstellen zwischen 40 und 60 km Entfernung zum Mailänder Stadtzentrum haben. Die ergänzten Daten wurden mit dem Krigingverfahren interpoliert. Für das Jahr 1990 wurden aus den berechneten Konzentrationskarten für 2000 mit Hilfe von EMEP-Daten für SO₂ und NO₂ der Jahre 1990 und 2000 Karten für das Jahr 1990 berechnet:

$$X_{1990} = (X_{2000} / \text{EMEP-}X_{2000}) \cdot \text{EMEP-}X_{1990} \quad X = \text{NO}_2, \text{SO}_2$$

Mit der Formel $O_3 = 57 \cdot \exp(-0,012 \cdot \text{NO}_2)$ wurde die O₃-Konzentration des Jahres 1990 aus der berechneten NO₂-Konzentration ermittelt.

Die PM₁₀-Daten wurden von EMEP übernommen, HNO₃ wurde aus Temperatur, relativer Feuchte, NO₂ und O₃-Konzentration berechnet (siehe Tab. 3).

Langjährige Mittelwerte für Temperatur, relative Luftfeuchte und Niederschlagshöhe wurden aus dem Internet (<http://www.stadtklima.de/>) entnommen. Für den pH-Wert des Niederschlags lagen keine Quellen vor. Es wurde ein durchschnittlicher pH-Wert von 5 angenommen.

Tabelle 3: Eingangsdaten für die Kartierung der aktuellen Korrosion für Mailand / Lombardei

Parameter	Einheit	Mailand 1990	Mailand 2000
H ⁺	mg/l	Konstante: 0.01008 (= pH 5)	Konstante: 0.01008 (= pH 5)
NO ₂	µg/m ³	⁽¹⁾ berechnet aus Mailand 2000 Daten	Interpoliertes jährl. Mittel
SO ₂	µg/m ³	⁽¹⁾ berechnet aus Mailand 2000 Daten	Interpoliertes jährl. Mittel
O ₃	µg/m ³	⁽²⁾ berechnet aus berechn. NO ₂ -Daten	Interpoliertes jährl. Mittel
PM ₁₀	µg/m ³	⁽³⁾ EMEP	⁽³⁾ EMEP
HNO ₃	µg/m ³	⁽⁴⁾ berechnet aus T, Rh, NO ₂ und O ₃	⁽⁴⁾ berechnet aus T, Rh, NO ₂ und O ₃
Niederschlag	l/m ²	Konstante: 963	Konstante: 963
Rel. Feuchte	%	Konstante: 79	Konstante: 79
Temperatur	°C	Konstante: 13,1	Konstante: 13,1
⁽¹⁾ berechnet aus Beziehung von 2000 Mailand-Daten mit 2000-EMEP-Daten und Umrechnung auf 1990: $X_{1990} = (X_{2000} / \text{EMEP} \cdot X_{2000}) \cdot \text{EMEP} \cdot X_{1990}$ $X = \text{NO}_2, \text{SO}_2$			
⁽²⁾ berechnet mit der Formel $\text{O}_3 = 57 \cdot \exp(-0,012 \cdot \text{NO}_2)$ aus berechneten NO ₂ Daten			
⁽³⁾ berechnet mit EMEP-PM ₁₀ -Daten: EMEP-Grid-Zentrum-Punkt Daten auf 0,5 · 0,5 km ² Grid interpoliert			
⁽⁴⁾ berechnet mit der Formel $\text{HNO}_3 = 516 \cdot \exp(-3400/(T+273)) \cdot (\text{NO}_2 \cdot \text{O}_3 \cdot \text{Rh})^{0,5}$			

5.2.2 Aktuelle Korrosion – Carbon Steel 1990 und 2000

Die Korrosion bewegt sich bei im Jahr 1990 zwischen 155 und 245 g/m². Im Jahr 2000 liegen die aktuellen Korrosionsraten niedriger (130 bis 190 g/m²). Die akzeptablen Korrosionsraten (das 1,5-fache der Hintergrundkorrosionsrate von 66,3 g/m²) werden jedoch sowohl 1990 als auch 2001 nicht erreicht (1990: 2,3 bis 3,7-fache der Hintergrundkorrosionsrate; 2000: 2 bis 2,9-fache der Hintergrundkorrosionsrate). Die höchsten Korrosionsraten treten in beiden Jahren im östlichen Stadtgebiet auf.

5.2.3 Aktuelle Korrosion – Zink 1990 und 2000

Die Korrosion bewegt sich im Jahr 1990 zwischen 8,6 und 9,6 g/m². Im Jahr 2000 sind die aktuellen Korrosionsraten in etwa gleich hoch (8,4 bis 9,6 g/m²). Die akzeptablen Korrosionsraten (das 1,5-fache der Hintergrundkorrosionsrate von 3,3 g/m²) werden somit in beiden Jahren überschritten (1990: 2,6 bis 2,9-fache der Hintergrundkorrosionsrate; 2000: 2,5 bis 2,9-fache der Hintergrundkorrosionsrate). Die Werte sind somit etwas niedriger als die für Berlin 1990. Die höchsten Korrosionsraten treten in beiden Jahren im östlichen Stadtgebiet auf, die niedrigsten im Süden des Stadtgebiets von Mailand.

5.2.4 Aktuelle Korrosion – Bronze 1990 und 2000

Die Korrosion bewegt sich im Jahr 1990 zwischen 3,8 und 6,7 g/m². Im Jahr 2000 liegen die aktuellen Korrosionsraten niedriger (3,2 bis 4,8 g/m²). Damit hat sich die Situation zwischen 1990 und 2000 wesentlich verbessert, jedoch ohne dass wie in den anderen Städten eine akzeptable Korrosionsrate (das 1,5-fache der Hintergrundkorrosionsrate von 2,1 g/m²) erreicht wurde (1990: 1,8 bis 3,2-fache der Hintergrundkorrosionsrate; 2000: 1,5 bis 2,3-fache der Hintergrundkorrosionsrate).

5.2.5 Aktuelle Korrosion – Kupfer 1990 und 2000

Die Korrosion bewegt sich im Jahr 1990 zwischen 7,1 und 9,5 g/m² und im Jahr 2000 zwischen 7,4 und 9,1 g/m². Das entspricht 1990 dem 2,4 bis 3,2-fachen und 2000 dem 2,5 bis 3-fachen der Hintergrundkorrosionsrate. Damit ist der Minimalwert des Jahres 2000 größer als der des Jahres 1990. In der Karte (Karte 23) ist klar zu erkennen, dass der Massenverlust an Kupfer im Jahr 2000 insgesamt größer ist als der 1990. Die Ursache dafür liegt in dem relativ starken Einfluss von Ozon in der Dosis-Wirkungsfunktion für Kupfer. Wie oben bemerkt musste die Ozonkarte für 1990 aus der NO₂-Karte des gleichen Jahres berechnet werden. Aufgrund der Formel ergeben hohe NO₂-Werte immer niedrige Ozon-Werte und umgekehrt. Da die NO₂-Konzentration im Norden Mailands 1990 sehr hoch war ist dort die berechnete Ozonkonzentration entsprechend niedrig und führt zu entsprechend geringen rechnerischen Massenverlusten. Die gemessenen Ozonkonzentrationen 2000 sind dagegen deutlich höher als die berechneten 1990 und gleichen damit den Effekt der gesunkenen SO₂-Konzentrationen aus. Die höchsten Korrosionsraten treten in beiden Jahren in ländlich geprägten Randbereichen der Karte auf, also dort, wo höhere Ozonwerte als in der Innenstadt zu erwarten sind.

5.2.6 Aktuelle Korrosion – Portland Kalkstein 1990 und 2000

Die Korrosion bewegt sich im Jahr 1990 zwischen 7,9 und 10,3 µm. Im Jahr 2000 sind die aktuellen Korrosionsraten etwas niedriger (7,6 bis 9,2 µm). Die akzeptablen Korrosionsraten (das 1,5-fache der Hintergrundkorrosionsrate von 3,2 µm) werden somit in beiden Jahren überschritten (1990: 2,5 bis 3,2-fache der Hintergrundkorrosionsrate; 2000: 2,4 bis 2,9-fache der Hintergrundkorrosionsrate). Die höchsten Korrosionsraten treten in beiden Jahren im östlichen Stadtgebiet auf, die niedrigsten im Süden des Stadtgebiets von Mailand.

5.3 Paris / Île de France Region

5.3.1 Eingangsdaten

Vom Laboratoire Interuniversitaire des Systèmes Atmosphériques (LISA) wurden Stationen mit Konzentrationsdaten von SO₂, NO₂ und O₃ der Jahre 1991 und 2000 geliefert. Für das Jahr 2000 liegen ausreichend Daten zum Kriging vor (SO₂: 25 Messdaten, NO₂: 37, O₃: 23), für 1991 existieren dagegen nur 3 bzw. 4 Messdaten pro Stoff. Auf eine Interpolation dieser Daten wurde verzichtet. Stattdessen wurde aus den Konzentrationskarten für 2000 mit Hilfe von EMEP-Konzentrationskarten für SO₂ und NO₂ der Jahre 1990 und 2000 Karten für das Jahr 1990 berechnet:

$$X_{1990} = (X_{2000} / \text{EMEP-}X_{2000}) \cdot \text{EMEP-}X_{1990} \quad X = \text{NO}_2, \text{SO}_2$$

Mit der Formel $O_3 = 57 \cdot \exp(-0,012 \cdot \text{NO}_2)$ wurde die O₃-Konzentration des Jahres 1990 aus der berechneten NO₂-Konzentration ermittelt.

Die nicht gelieferten PM₁₀-Daten wurden von EMEP übernommen, HNO₃ wurde aus Temperatur, relativer Feuchte, NO₂ und O₃-Konzentration berechnet (siehe Tab. 4).

Des Weiteren wurde für die Jahre 1990, 1991 und 2000 jeweils 1 Jahresdurchschnittswert für relative Feuchte, Temperatur und Niederschlag geliefert, sowie für 2000 ein pH-Wert von 6,65. Die Klimadaten von 1990 und 2000 wurden als Konstanten weiter verwendet, aus dem pH-Wert wurden die H⁺-Ionenkonzentration abgeleitet.

Tabelle 4: Eingangsdaten für die Kartierung der aktuellen Korrosion für Paris / Île de France

Parameter	Einheit	Paris 1990	Paris 2000
H ⁺	mg/l	Konstante: 0,0002257 (= pH 6,65)	Konstante: 0,0002257 (= pH 6,65)
NO ₂	µg/m ³	⁽¹⁾ berechnet aus Paris 2000 Daten	Interpoliertes jährl. Mittel
SO ₂	µg/m ³	⁽¹⁾ berechnet aus Paris 2000 Daten	Interpoliertes jährl. Mittel
O ₃	µg/m ³	⁽²⁾ berechnet aus berechneten NO ₂ -Daten	Interpoliertes jährl. Mittel
PM ₁₀	µg/m ³	⁽³⁾ EMEP	⁽³⁾ EMEP
HNO ₃	µg/m ³	⁽⁴⁾ berechnet aus T, Rh, NO ₂ und O ₃	⁽⁴⁾ berechnet aus T, Rh, NO ₂ und O ₃
Niederschlag	l/m ²	Konstante: 500,7	Konstante: 900,8
Rel. Feuchte	%	Konstante: 70	Konstante: 72,8
Temperatur	°C	Konstante: 13,1	Konstante: 12,8
⁽¹⁾ berechnet aus Beziehung von 2000 Paris-Daten mit 2000-EMEP-Daten und Umrechnung auf 1990: $X_{1990} = (X_{2000} / \text{EMEP-}X_{2000}) \cdot \text{EMEP-}X_{1990} \quad X = \text{NO}_2, \text{SO}_2$			
⁽²⁾ berechnet mit der Formel $O_3 = 57 \cdot \exp(-0,012 \cdot \text{NO}_2)$ aus berechneten NO ₂ Daten			
⁽³⁾ berechnet mit EMEP-PM ₁₀ -Daten: EMEP-Grid-Zentrum-Punkt Daten auf 0,5 · 0,5 km ² Grid interpoliert			
⁽⁴⁾ berechnet mit der Formel $\text{HNO}_3 = 516 \cdot \exp(-3400/(T+273)) \cdot (\text{NO}_2 \cdot \text{O}_3 \cdot \text{Rh})^{0,5}$			

5.3.2 Aktuelle Korrosion – Carbon Steel 1990 und 2000

Die Korrosion bewegt sich bei Carbon Steel im Jahr 1990 zwischen 120 und 160 g/m². Der Maximalwert liegt damit um 200 g/m² niedriger als in Berlin im gleichen Jahr. Im Jahr 2000 liegen die aktuellen Korrosionsraten noch etwas niedriger (96 bis 123 g/m²). Damit unterschreitet das Minimum knapp die akzeptable Korrosionsrate (das 1,5-fache der Hintergrundkorrosionsrate von 66,3 g/m²). Das Gebiet mit derart niedrigen Werten liegt allerdings weit vom Zentrum Paris entfernt am Südwestrand des Kartenausschnittes. Insgesamt werden 1990 das 1,8 bis 2,4-fache und 2000 das 1,45 bis 1,9 fache der Hintergrundkorrosionsrate erreicht. Die jeweils höchsten Korrosionsraten treten im Zentrum von Paris auf.

5.3.3 Aktuelle Korrosion – Zink 1990 und 2000

Die Korrosion bewegt sich im Jahr 1990 zwischen 7,7 und 8,6 g/m². Im Jahr 2000 liegen die aktuellen Korrosionsraten etwas niedriger (7,1 bis 8,2 g/m²). Die akzeptablen Korrosionsraten (das 1,5-fache der Hintergrundkorrosionsrate von 3,3 g/m²) werden jedoch sowohl 1990 als auch 2000 überschritten (1990: 2,3 bis 2,6-fache der Hintergrundkorrosionsrate; 2000: 2,15 bis 2,5-fache der Hintergrundkorrosionsrate). Die jeweils höchsten Korrosionsraten treten im Zentrum von Paris auf.

5.3.4 Aktuelle Korrosion – Bronze 1990 und 2000

Die Korrosion bewegt sich im Jahr 1990 zwischen 3,2 und 4,6 g/m². Im Jahr 2000 liegen die aktuellen Korrosionsraten mit 2,2 bis 3 g/m² deutlich niedriger. Der Maximalwert des Jahres 2000 erreicht knapp nicht den Minimalwert der Kartierung für das Jahr 1990. Die akzeptablen Korrosionsraten (das 1,5-fache der Hintergrundkorrosionsrate von 2,1 g/m²) werden 1990 noch überschritten (1,5 bis 2,2-fache der Hintergrundkorrosionsrate), mit dem 1,05 bis 1,5-fachen der Hintergrundkorrosionsrate ist im Jahr 2000 in Paris und Umgebung für Bronze laut

Definition eine akzeptable Korrosionsrate erreicht, die in den südlichen Vororten sogar fast die Hintergrundkorrosionsrate erreicht. Die jeweils höchsten Werte treten im Zentrum von Paris sowie in den angrenzenden Gebieten in Norden und Westen auf.

5.3.5 Aktuelle Korrosion – Kupfer 1990 und 2000

Die Korrosion bewegt sich im Jahr 1990 zwischen 5,7 und 6,9 g/m². Im Jahr 2000 ist das Wertespektrum ganz ähnlich (6 bis 7 g/m²). Die Werte entsprechen dem 1,9 bis 2,3-fachen bzw. dem 2 bis 2,3-fachen der Hintergrundkorrosionsrate. In der Karte (Karte 28) sieht man, dass der Massenverlust an Kupfer im Jahr 2000 insgesamt leicht höher ist als der 1990. Die Gründe dafür liegen wie schon bei Mailand in den berechneten Ozonwerten des Jahres 1990, die um ca. 10 µg/m³ niedriger sind als die gemessenen Werte 2000.

5.3.6 Aktuelle Korrosion – Portland Kalkstein 1990 und 2000

Die Korrosion bewegt sich im Jahr 1990 zwischen 6 und 7,4 µm Oberflächenrückschreitung. Im Jahr 2000 liegen die aktuellen Korrosionsraten etwas niedriger (5,4 bis 6,5 µm). Die Situation hat sich zwischen 1990 und 2001 somit verbessert. Die akzeptablen Korrosionsraten (das 1,5-fache der Hintergrundkorrosionsrate von 3,2 µm) werden jedoch sowohl 1990 als auch 2000 überschritten (1990: 1,9 bis 2,3-fache der Hintergrundkorrosionsrate; 2000: 1,7 bis 2-fache der Hintergrundkorrosionsrate). In beiden Jahren liegen die höchsten Werte jeweils im Zentrum von Paris.

5.4 Wien / Niederösterreich

5.4.1 Eingangsdaten

Vom Österreichischen Umweltbundesamt standen 180 Messstationen aus ganz Österreich mit den Konzentrationsdaten von SO₂, NO₂ und O₃ des Jahres 2000 zur Verfügung. In Wien befinden sich 17 der Stationen. Aus dem direkten Umland von Wien wurden noch einmal 18 Stationen hinzugezogen, so dass für die Interpolation insgesamt 35 Messstationen verwendet wurden. Dabei lagen bei je 34 Stationen Werte für SO₂ und NO₂ vor, O₃-Konzentrationen wurden an 13 Stationen gemessen. Für das Jahr 2000 wurden diese Daten jeweils mittels Kriging interpoliert. Für das Jahr 1990 wurden aus den berechneten Konzentrationskarten für 2000 mit Hilfe von EMEP-Daten für SO₂ und NO₂ der Jahre 1990 und 2000 Karten für das Jahr 1990 berechnet:

$$X_{1990} = (X_{2000} / \text{EMEP-}X_{2000}) \cdot \text{EMEP-}X_{1990} \quad X = \text{NO}_2, \text{SO}_2$$

Mit der Formel $O_3 = 57 \cdot \exp(-0,012 \cdot \text{NO}_2)$ wurde die O₃-Konzentration des Jahres 1990 aus der berechneten NO₂-Konzentration ermittelt.

Die PM₁₀-Daten wurden von EMEP übernommen, HNO₃ wurde aus Temperatur, relativer Feuchte, NO₂ und O₃-Konzentration berechnet (siehe Tab. 5).

Für Temperatur, relative Luftfeuchte, Niederschlagshöhe und pH des Regenwassers lag für das Jahr 2000 lediglich jeweils 1 Mittelwert vor. Dieser wurde unverändert für das Jahr 1990 übernommen.

Tabelle 5: Eingangsdaten für die Kartierung der aktuellen Korrosion für Wien / Niederösterreich

Parameter	Einheit	Wien 1990	Wien 2000
H ⁺	mg/l	Konstante: 0,01269 (= pH 4,9)	Konstante: 0,01269 (= pH 4,9)
NO ₂	µg/m ³	⁽¹⁾ berechnet aus Wien 2000 Daten	Interpoliertes jährl. Mittel
SO ₂	µg/m ³	⁽¹⁾ berechnet aus Wien 2000 Daten	Interpoliertes jährl. Mittel
O ₃	µg/m ³	⁽²⁾ berechnet aus berechneten NO ₂ -Daten	Interpoliertes jährl. Mittel
PM ₁₀	µg/m ³	⁽³⁾ EMEP	⁽³⁾ EMEP
HNO ₃	µg/m ³	⁽⁴⁾ berechnet aus T, Rh, NO ₂ und O ₃	⁽⁴⁾ berechnet aus T, Rh, NO ₂ und O ₃
Niederschlag	l/m ²	Konstante: 660	Konstante: 660
Rel. Feuchte	%	Konstante: 74	Konstante: 74
Temperatur	°C	Konstante: 9,8	Konstante: 9,8
⁽¹⁾ berechnet aus Beziehung von 2000 Wien-Daten mit 2000-EMEP-Daten und Umrechnung auf 1990: $X_{1990} = (X_{2000} / \text{EMEP-}X_{2000}) \cdot \text{EMEP-}X_{1990} \quad X = \text{NO}_2, \text{SO}_2$			
⁽²⁾ berechnet mit der Formel $O_3 = 57 \cdot \exp(-0,012 \cdot \text{NO}_2)$ aus berechneten NO ₂ Daten			
⁽³⁾ berechnet mit EMEP-PM ₁₀ -Daten: EMEP-Grid-Zentrum-Punkt Daten auf 0,5 · 0,5 km ² Grid interpoliert			
⁽⁴⁾ berechnet mit der Formel $\text{HNO}_3 = 516 \cdot \exp(-3400/(T+273)) \cdot (\text{NO}_2 \cdot \text{O}_3 \cdot \text{Rh})0.5$			

5.4.2 Aktuelle Korrosion – Carbon Steel 1990 und 2000

Die Korrosion bewegt sich bei Carbon Steel im Jahr 1990 zwischen 185 und 220 g/m². Im Jahr 2000 liegen die aktuellen Korrosionsraten deutlich niedriger (120 bis 140 g/m²) und entsprechen in etwa denen Berlins. Die Situation hat sich zwischen 1990 und 2000 wesentlich verbessert. Der Maximalwert der aktuellen Korrosion des Jahres 2000 liegt deutlich niedriger als der Minimalwert der Kartierung für das Jahr 1990. Die akzeptablen Korrosionsraten (das 1,5-fache der Hintergrundkorrosionsrate von 66,3 g/m²) werden jedoch in beiden Jahren nicht erreicht (1990: 2,8 bis 3,3-fache der Hintergrundkorrosionsrate; 2000: 1,8 bis 2,1-fache der Hintergrundkorrosionsrate). Die höchsten Korrosionsraten treten in beiden Jahren im Norden und Süden von Wien auf. Im eigentlichen Stadtzentrum sind die Korrosionsraten geringfügig niedriger.

5.4.3 Aktuelle Korrosion – Zink 1990 und 2000

Die Korrosion bewegt sich im Jahr 1990 zwischen 8,5 und 8,9 g/m². Im Jahr 2000 liegen die aktuellen Korrosionsraten deutlich niedriger (7,5 bis 8,2 g/m²) also ziemlich genau in dem Bereich der Zahlen von Berlin 2001. Der Maximalwert der aktuellen Korrosion des Jahres 2000 liegt niedriger als der Minimalwert der Kartierung für das Jahr 1990. Die akzeptablen Korrosionsraten (das 1,5-fache der Hintergrundkorrosionsrate von 3,3 g/m²) werden jedoch in beiden Jahren überschritten (1990: 2,6 bis 2,7-fache der Hintergrundkorrosionsrate; 2000: 2,2 bis 2,5-fache der Hintergrundkorrosionsrate). Die jeweils höchsten Korrosionsraten werden im Stadtzentrum erreicht.

5.4.4 Aktuelle Korrosion – Bronze 1990 und 2000

Die Korrosion bewegt sich im Jahr 1990 zwischen 4,7 und 6 g/m². Im Jahr 2000 liegen die aktuellen Korrosionsraten deutlich niedriger (2,7 bis 3,2 g/m²). Die Situation hat sich zwischen 1990 und 2000 wesentlich verbessert. Der Maximalwert der aktuellen Korrosion des Jahres 2000 erreicht nur noch knapp die Hälfte des Minimalwertes der Kartierung für das Jahr 1990. Die akzeptablen Korrosionsraten (das 1,5-fache der Hintergrundkorrosionsrate von 2,1 g/m²) werden 1990 mit 2,2 bis 2,9-fachen der Hintergrundkorrosionsrate. Im Jahr 2000 ist jedoch, genau wie in Berlin 2001, im gesamten Stadtgebiet eine akzeptable Korrosionsrate erreicht. In den Karten ist ein West-Ost-Gradient zu erkennen: Je weiter im Osten ein Gebiet liegt, desto höher sind die berechneten Materialverluste.

5.4.5 Aktuelle Korrosion – Kupfer 1990 und 2000

Die Korrosion bewegt sich im Jahr 1990 zwischen 7,1 und 9,3 g/m² und im Jahr 2000 zwischen 7,8 und 8,8 g/m². Das entspricht 1990 dem 2,4 bis 3,1-fachen und 2000 dem 2,6 bis 2,9-fachen der Hintergrundkorrosionsrate. Damit ist auch in Wien der Minimalwert des Jahres 2000 größer als der des Jahres 1990. Die Karte (Karte 33) verdeutlicht, dass der Massenverlust an Kupfer im Jahr 2000 insgesamt größer ist als der 1990. Vor allem 1990 erkennt man gut, dass die Korrosionsrate mit wachsendem Abstand zum Zentrum von Wien größer wird. Die Ursachen liegen auch hier in den aus den NO₂-Konzentrationen berechneten Ozonkonzentrationen des Jahres 1990, die zwischen 23 und 44,5 µg/m³ liegen, während die gemessenen Konzentrationen 2000 mit Werten zwischen 44 und 81 µg/m³ wesentlich höher sind.

5.4.6 Aktuelle Korrosion – Portland Kalkstein 1990 und 2000

Die Korrosion bewegt sich im Jahr 1990 zwischen 7,6 und 8,5 µm Oberflächenrückschreitung. Im Jahr 2000 liegen die aktuellen Korrosionsraten deutlich niedriger (6 bis 6,6 µm). Die Situation hat sich zwischen 1990 und 2001 wesentlich verbessert. Der Maximalwert der aktuellen Korrosion des Jahres 2000 liegt deutlich niedriger als der Minimalwert der Kartierung für das Jahr 1990. Die akzeptablen Korrosionsraten (das 1,5-fache der Hintergrundkorrosionsrate von 3,2 µm) werden jedoch sowohl 1990 als auch 2000 überschritten (1990: 2,4 bis 2,7-fache der Hintergrundkorrosionsrate; 2000: 1,9 bis 2,1-fache der Hintergrundkorrosionsrate). 1990 liegen die höchsten Werte im Norden Wiens, 2000 ist das Gebiet mit den höchsten Korrosionsraten direkt im Zentrum.

6 Auswertung der Datenverfügbarkeit und Ergebnissicherheit

Die Verfügbarkeit aller durch die Dosis-Wirkungs-Funktionen vorgegebenen Inputparameter ist entscheidend für eine erfolgreiche Kartierung der aktuellen Korrosion und die Sicherheit der in den Karten vermittelten Risikoabschätzung. Die wichtigsten Erfahrungen, die in der vorliegenden Studie gemacht werden konnten sind im Folgenden kurz zusammengefasst.

Die vollständige Verfügbarkeit notwendiger Eingangsdaten zur Kartierung ist generell in den weiter zurückliegenden Jahren, etwa für 1990, schlecht, weil in der Regel nur auf wenige Messdaten zugegriffen werden kann. Die Datenlage verbessert sich für spätere Jahre, etwa ab 2000, deutlich für SO₂, NO₂ und O₃, während Routinemessungen für PM₁₀ und HNO₃ i. d. R. erst später beginnen. Es wurde daher auf die Ergebnisse von Modellberechnungen zurückgegriffen (z.B. EMEP-Modelldaten).

Die Nutzung von verfügbaren Modelldaten hat wiederum den Nachteil der i. d. R. groben räumlichen Auflösung (z.B. EMEP-Daten in 50 x 50 km² Raster), die nur sehr begrenzt bis gar nicht allein mit Hilfe von GIS-Techniken ausgeglichen werden kann. Dieser Nachteil führt insbesondere bei den kleinräumigen Betrachtungen für städtische Agglomerationsräume zu sehr geringer räumlicher Differenzierung der Eingangsdaten, was zu einer ungenügenden Abbildung horizontaler Gradienten führt.

Klimatische Parameter, die als Eingangsdaten notwendig sind, werden zwar in den vorhandenen Messnetzen i. d. R. routinemäßig erfasst, dennoch sind flächenhaft aufbereitete Daten nicht ohne weiteres, d.h. ohne großen zeitlichen oder finanziellen Aufwand, verfügbar. Dies machte sich im Zuge der Studie dadurch bemerkbar, dass nur Einzelwerte bereitgestellt werden konnten. Für Deutschland liegen die flächenhaften Berechnungen des DWD vor. Allerdings sind die Daten der relativen Feuchte (Rh) in ihrer Qualität weit geringer einzustufen als Temperatur- und Niederschlagsdaten, weil diese nicht mit einem qualitätsgeprüften Modell erstellt werden, sondern bisher nur aus vorliegenden Messungen flächenhaft interpoliert werden.

Das Einsetzen konstanter Werte, die auf Einzelmessungen oder langjährigen Mittelwerten beruhen, ist ein vorläufiger Ausweg, um alle für eine Berechnung notwendigen Daten zusammenzustellen. Allerdings werden dadurch horizontale, bzw. räumliche Gradienten im Ergebnis der Berechnung dann nur durch die übrigen höher aufgelösten flächenhaften Datensätze bestimmt. Die Ergebnisse sind somit verzerrt, die flächenhafte Repräsentativität der Aussage von eingeschränkter Qualität.

Die Relevanz der einzelnen Eingangsparameter ist wesentlich durch die Formulierung der Dosis-Wirkungs-Funktionen vorgegeben. Die üblichen Wertespektren der Eingangsdaten limitieren andererseits die zu erwartende Spanne der berechneten Ergebnisse. Im Folgenden werden diese beiden Aspekte näher untersucht und dargestellt.

6.1 Analyse der Wertespektren der Input-Datensätze

Tabelle 6 zeigt die Wertespektren der Inputparameter für die Dosiswirkungsfunktionen in den vier betrachteten Agglomerationsräumen. Die drei klimatischen Parameter sowie die Protonenkonzentration im Niederschlag sind außer für Berlin jeweils Konstanten. Das Spektrum der Berliner Daten zeigt jedoch, dass auch in einem relativ kleinen Raum sehr große Unterschiede der mittleren relativen Luftfeuchte, Temperatur und Niederschlagshöhe auftreten können.

In Paris sind im Jahr 2000 400 l/m² mehr Niederschlag als 1990 gefallen. Ebenfalls auffällig ist der mit 6,65 sehr hohe pH-Wert des Niederschlags der für Paris angegeben wurde. Für Berlin und Wien liegen die pH-Werte in einem völlig anderen Bereich und nah beieinander (pH 4,6-4,9), daher wurde die fehlende Protonenkonzentration in Mailand an diese Werte angelehnt ausgewählt.

Das Wertespektrum der SO₂-Konzentrationen für 1990 liegt in Berlin auf wesentlich höherem Niveau (33 bis 70 µg/m³) als in den anderen 3 Städten (Maximalwert 32 µg/m³ in Paris), dabei ist zu berücksichtigen, dass die Berliner Daten auf Messwerten aus diesem Jahr beruhen, die Daten der anderen Städte mit Hilfe von EMEP-Daten aus den 2000er Karten zurückgerechnet worden sind. Bei den Daten aus dem Jahr 2000 fällt auf, dass Berlin nun die geringste SO₂-Belastung der vier Städte aufweist. Sie beträgt nur mehr ca. 1/10 der 1990er Werte. Im gleichen Zeitraum halbierte sich die SO₂-Konzentration in Mailand und verringerte sich in Wien und Paris auf etwa ein Drittel der für 1990 berechneten Werte.

Die PM₁₀-Konzentrationen wurden für alle vier Großräume und beide Jahre aus EMEP-Daten berechnet. 1990 sind die Wertespektren ähnlich, lediglich im Pariser Raum ist das Minimum mit 13,5 µg/m³ auffallend niedrig, diese Werte treten jedoch nur am äußersten Rand der betrachteten Region auf. Im Jahr 2000 sind die Konzentrationen überall geringer, jedoch in unterschiedlichen Ausmaßen. In Mailand gingen sie kaum zurück (um 1-2 µg/m³), in Paris um im Mittel 6 µg/m³, in Berlin um 8 µg/m³ und in Wien um ca. 10 µg/m³.

Die NO_2 -Konzentrationen gehen nicht direkt in die Dosiswirkungsfunktionen ein, dienen jedoch als Hilfsgröße zur Berechnung der HNO_3 -Konzentrationen sowie der Ozonkonzentrationen des Jahres 1990 bei Mailand, Paris und Wien. Sie umfassen von Stadt zu Stadt einen sehr unterschiedlichen aber auch meist sehr weiten Wertebereich. 2000 wird mit im Maximum $85 \mu\text{g}/\text{m}^3$ der höchste Wert in Mailand erreicht, gefolgt von Paris ($60 \mu\text{g}/\text{m}^3$), Berlin ($51 \mu\text{g}/\text{m}^3$) und Wien ($41 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Die Minimalkonzentrationen dieses Jahres liegen zwischen 14 und $19 \mu\text{g}/\text{m}^3$, außer in Mailand, wo der Minimalwert mit $48 \mu\text{g}/\text{m}^3$ höher liegt als das Maximum von Wien. Außer für Berlin sind die 1990er Werte mit Hilfe von EMEP-Daten aus den 2000er Daten berechnet worden. In Berlin sind die Konzentrationen 1990 zumindest im Maximum niedriger als 2000. In den anderen Städten sind die berechneten Konzentrationen 1990 im Mittel höher als 2000 und die Wertespannen noch größer.

Dadurch wiederum sind die für 1990 berechneten Ozonkonzentrationen für Mailand, Paris und Wien im Mittel sehr gering. Die niedrigsten Werte finden sich dort wo die höchsten NO_2 -Konzentrationen vorliegen, im engeren Stadtbereich. Das größte Wertespektrum zeigen 1990 die gemessenen Ozon-Konzentrationen von Berlin mit Werten zwischen 22 und $52 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Die aus Messwerten interpolierten Ozon-Konzentrationen von 2000 sind mit Ausnahme von Berlin deutlich höher als die für 1990 aus NO_2 -Konzentrationen berechneten Werte. Für Mailand und Wien existiert bei den Wertespektren der beiden Jahre kein Überschneidungsbereich. Berlin hat 2000 einen sehr engen Wertebereich, der aber komplett innerhalb des Wertespektrums von 1990 liegt.

Die HNO_3 -Konzentrationen mussten für jeden Agglomerationsraum und jedes Jahr aus Temperatur, relativer Luftfeuchte, Ozon- und NO_2 -Konzentration berechnet werden, also aus Daten, die, außer im Falle von Berlin, entweder Konstanten sind oder selbst berechnet werden mussten. Daher sind dies die bei weiten unsichersten Daten. Das Wertespektrum ist teilweise sehr eng (Mailand 1990: $1,27 - 1,32 \mu\text{g}/\text{m}^3$) und teilweise relativ weit (Paris 2000: $0,9 - 1,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Die Wertebereiche der beiden untersuchten Jahre überlappen sich zum Großteil. In Berlin sind die Konzentrationen 1990 tendenziell höher als 2000, in Mailand tendenziell niedriger. In Paris und Wien beinhaltet das Wertespektrum von 2000 das von 1990 komplett.

Tabelle 6: Wertespektren der Inputparameter in den betrachteten Agglomerationsräumen

		Berlin	Mailand	Paris	Wien
Rh [%]	1990	67 – 76	79	72	74
	2000*	74,5 – 80,7	79	70	74
T [°C]	1990	9,7 - 11	13,1	13,1	9,8
	2000*	9,2 - 10,5	13,1	12,8	9,8
Rain [l/m²]	1990	470 - 730	963	500,7	660
	2000*	530 - 750	963	900,8	660
H⁺ [mg/l]	1990	0,026 - 0,028 (pH 4,6)	0,01008 (pH 5)	0,0002257 (pH6,65)	0,01269 (pH 4,9)
	2000*	0,014 - 0,018 (pH 4,8)	0,01008 (pH 5)	0,0002257 (pH6,65)	0,01269 (pH 4,9)
SO₂ [μg/m³]	1990	33 - 70	6,5 - 29	15 - 32	19,5 - 25
	2000*	4 - 7	4,7 - 15,5	5 - 10	5,5 - 8
PM₁₀ [μg/m³]	1990	17,5 - 19,5	20,1 - 22,4	13,5 - 24	21 - 25,5
	2000*	10 - 11	18 - 21,6	8 - 18	12 - 14,5
NO₂ [μg/m³]	1990	17 - 38	54 - 94	28 - 81	21 - 75
	2000*	18,5 - 51	48 - 85	19 - 60	14 - 41
O₃ [μg/m³]	1990	22 - 52	18,5 - 30	22 - 40	23 - 40
	2000*	42,5 - 46,5	34,5 - 44	32 - 50	50 - 60
HNO₃ [μg/m³]	1990	0,7 - 1	1,27 - 1,32	0,98 - 1,24	0,83 - 1,1
	2000*	0,65 - 0,85	1,37 - 1,8	0,9 - 1,4	0,8 - 1,25

* = für Berlin 2001

6.2 Analyse der „Wichtigkeit“ einzelner Input-Parameter (Sensitivitätstests, -analyse)

Unabhängig von den verschiedenen Kartierungen wurde anhand der Dosiswirkungsfunktionen analysiert welchen Einfluss die einzelnen Inputparameter auf den berechneten Massenverlust bzw. die Oberflächenrückschreitung haben. Dazu wurden Parameter einer „Standardbelastung“ festgelegt, die einer mittleren bis hohen Verschmutzung entsprechen und die Klimaparameter auf für Deutschland „mittlere“ Werte gesetzt (vgl. Tabelle 7). Laut Dosiswirkungsfunktionen überschreitet die Korrosion die Hintergrundkorrosionsraten bei diesen Eingangsdaten um die Faktoren 2,72 bei Carbon Steel; 2,54 bei Zink; 1,94 bei Bronze; 3,14 bei Kupfer und 2,22 bei Portland Kalkstein.

Tabelle 7: gewählte Parameterwerte einer mittleren bis hohen Belastung

Parameter	Standardwert
Temperatur	10 °C
Niederschlag	600 l/m ²
Relative Luftfeuchte	77 %
SO ₂	8 µg/m ³
O ₃	45 µg/m ³
PM ₁₀	15 µg/m ³
HNO ₃	1 µg/m ³
H ⁺	0,02 mg/l = pH4,7

Anschließend wurde bei gleichzeitiger Konstanz aller anderen Komponenten jeweils ein Parameterwert erhöht oder erniedrigt. Die daraus resultierenden Veränderungen für den berechneten Massenverlust bzw. die Oberflächenrückschreitung wurden für jedes Material und jeden Parameter in Prozenten ausgedrückt, sie sind in Abbildung 11 veranschaulicht. Auf der X-Achse ist der Parameterwert in Prozent der „Standardbelastung“ angegeben (von links 200% nach rechts 0%). Auf der Y-Achse ist der Massenverlust bzw. die Oberflächenrückschreitung in Prozent angegeben. Alle Graphen treffen sich bei 100%, der „Standardbelastung“ mit den Parameterwerten aus Tabelle 7. Wird nun ein Parameterwert geändert, auf beispielsweise 80% des Standardwertes, so bewegt man sich auf der X-Achse nach rechts und kann am entsprechenden Graphen auf der Y-Achse ablesen auf wie viel Prozent der Standardkorrosion sich der Massenverlust bzw. die Oberflächenrückschreitung verringert.

Von allen Parametern hat bei den fünf Materialien die relative Luftfeuchte den bei weitem größten Einfluss. Schon geringe Veränderungen der Luftfeuchte haben erhebliche Veränderungen der Korrosionsrate zur Folge. Den geringsten Einfluss haben zumeist Niederschlagshöhe und Protonenkonzentration, bei Carbon Steel und Kalkstein hat die Partikelkonzentration jedoch einen noch etwas geringeren Einfluss. Selbst bei einer Reduzierung der Partikelkonzentration oder der Protonenkonzentration auf 0 läge der Massenverlust von Carbon Steel oder die Oberflächenrückweichung von Portland Kalkstein noch bei über 90% der Standardkorrosion. Die Höhe der HNO₃-Konzentration hat nach der der relativen Luftfeuchte und der Temperatur den drittstärksten Einfluss auf die Korrosion von Zink. Bei Portland Kalkstein ist die HNO₃-Konzentration der zweitwichtigste Einflussfaktor. Auch die Ozonkonzentration hat auf den Massenverlust von Kupfer, dem einzigen Material bei dem Ozon direkt in die Dosiswirkungsfunktion eingeht, die zweitgrößte Wirkung. Eine alleinige Reduzierung der Ozonkonzentration auf ca. 60% der „Standardbelastung“ (entspricht etwa 25 µg/m³) hat immerhin eine Reduzierung des Massenverlustes auf 80% zur Folge. Der Parameter SO₂-Konzentration hat aufgrund seines nichtlinearen Verlaufs vor allem bei sehr niedrigen SO₂-Konzentrationen (< 2 µg/m³) starke Auswirkungen auf den Massenverlust von Carbon Steel, Zink und Kupfer. Bei Bronze ist die SO₂-Konzentration nach der relativen Luftfeuchte der zweitwichtigste Parameter, beim Portland Kalkstein ist der Einfluss nur unwesentlich stärker als der von Niederschlagshöhe und Protonenkonzentration.

Die Graphen des Temperatureinflusses haben eine Dachform. Den maximalen Beitrag zur Korrosion leistet die Jahresmitteltemperatur bei dem gewählten Standardwert von 10 °C (außer bei Bronze, dort sind es 11 °C). Abweichungen von dieser Temperatur um wenige Grad nach oben oder unten führen jeweils zu geringeren Massenverlusten, am empfindlichsten reagiert die Dosiswirkungsfunktion von Carbon Steel auf Veränderungen der Temperatur.

Der bei weitem Einflussreichste Parameter ist mit der relativen Luftfeuchte ausgerechnet eine Komponente, die nicht unmittelbar beeinflussbar ist. Die Unterschiede in der Höhe der Korrosionsrate zwischen den einzelnen untersuchten Agglomerationsräumen sind in großem Ausmaß auf die relative Luftfeuchte zurückzuführen. Paris hat bei allen Materialien in beiden Jahren den geringsten berechneten Massenverlust (vgl. Tab. 8), aber auch mit 70 % (2000) und 72 % (1990) die absolut geringste relative Luftfeuchte von den vier betrachteten Städten. Bei Mailand mit einer relativen Luftfeuchte von 79 % in beiden Jahren treten hingegen auch die höchsten Korrosionsraten auf (vgl. Tab. 8). Wien liegt mit einer relativen Luftfeuchte von 74 % in beiden Jahren zwischen diesen Extremen (vgl. Tab. 8). Berlin ist der einzige untersuchte Großraum mit nicht konstanten relativen Luftfeuchten. Sie umfassen einen Wertebereich von 74,5 – 80,7 % (2001) bzw. 67 – 76% (1990). Es wäre daher logisch anzunehmen, dass das Wertespektrum der Massenverluste bzw. Oberflächenrückweichungen ebenfalls ein deutlich größeres wäre als bei den anderen Städten. Dies ist aber nur für das Jahr 1990 der Fall (Ausnahme: Zink, vgl. Tab. 8).

Tabelle 8: Massenverlust bzw. Oberflächenrückschreitung und Überschreitung der Hintergrundkorrosionsrate in den betrachteten Agglomerationsräumen

		Berlin		Mailand		Paris		Wien	
		g/m ² bzw. µm	BCR	g/m ² bzw. µm	BCR	g/m ² bzw. µm	BCR	g/m ² bzw. µm	BCR
Carbon Steel	1990	190-360	2,9-5,5	155-245	2,3-3,7	117-160	1,8-2,4	185-220	2,8-3,3
	2000*	125-145	1,9-2,2	130-190	2-2,9	96-123	1,45-1,9	120-140	1,8-2,1
Zink	1990	9-10	2,7-3	8,6-9,6	2,9-2,9	7,7-8,6	2,3-2,6	8,5-8,9	2,6-2,7
	2000*	7,5-8	2,24-2,4	8,4-9,6	2,5-2,9	7,1-8,2	2,15-2,5	7,5-8,2	2,2-2,5
Bronze	1990	6,3-12	3-5,7	3,8-6,7	1,8-3,2	3,2-4,6	1,4-2,2	4,7-6	2,2-2,9
	2000*	2,7-3,2	1,3-1,5	3,2-4,8	1,5-2,3	2,2-3	1,05-1,4	2,7-3,2	1,3-1,5
Kupfer	1990	7,5-13,1	2,5-4,4	7,1-9,5	2,4-3,2	5,7-6,9	1,9-2,3	7,1-9,3	2,4-3,1
	2000*	7,5-8,7	2,5-2,9	7,4-9,1	2,5-3	6-7	2-2,3	7,8-8,8	2,6-2,9
Portland Kalkstein	1990	8,5-13	2,6-4	7,9-10,3	2,5-3,2	6-7,4	1,9-2,3	7,6-8,5	2,4-2,7
	2000*	6,2-6,7	1,9-2,1	7,6-9,2	2,4-2,9	5,4-6,5	1,7-2	6-6,6	1,9-2,1

* = für Berlin 2001

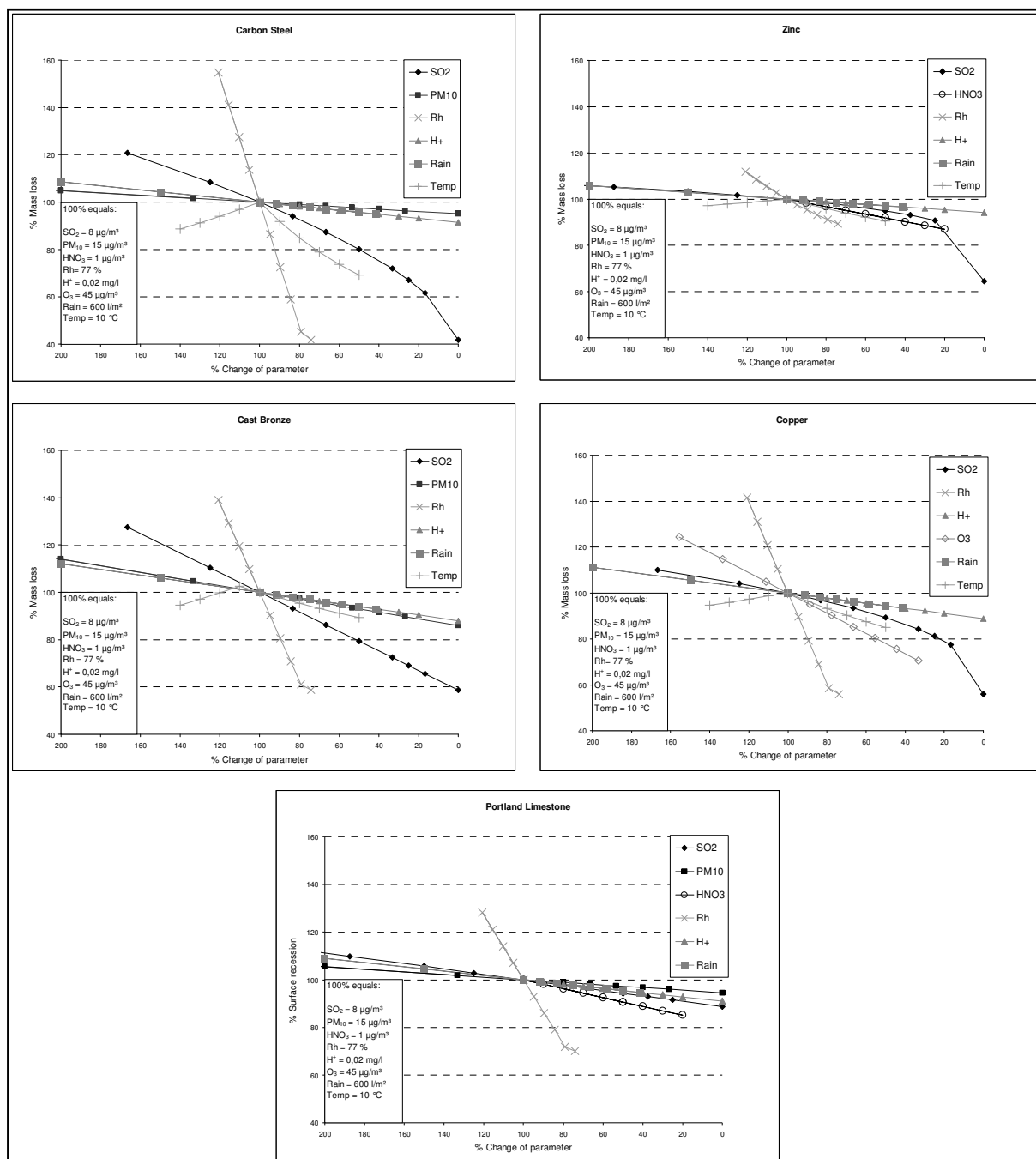


Abbildung 11: Sensitivität der Inputparameter der Dosiswirkungsfunktionen

7 Schlussfolgerungen und Ausblick

Die Durchführung der Kartierungsarbeiten zur Materialkorrosion hat gezeigt, dass die im Rahmen des MULTI-ASSESS-Programms neu entwickelten Dosis-Wirkungsfunktionen in verschiedenen räumlichen Maßstäben (national, international, regional) gut anwendbar sind. Differenzierte Aussagen im Sinne einer Risikoabschätzung für die betrachteten exponierten Materialien sind damit möglich. Die Dosis-Wirkungs-Funktionen wurden insbesondere unter der Maßgabe entwickelt, realistische Abschätzungen unter den inzwischen gegebenen, aufgrund von erfolgten Emissionsminderungen in Europa deutlich niedriger gewordenen Luftschadstoff-Niveaus zu liefern, während die in früheren Projekten verwendeten ICP-Materials Dosis-Wirkungs-Funktionen auf der Basis höherer Luftschadstoff-Konzentrationen, und dabei insbesondere im Hinblick auf die Wirkung von SO₂ entwickelt wurden. Außerdem berücksichtigen die neuen Dosis-Wirkungs-Funktionen weitere, unter den veränderten luftchemischen Verhältnissen für die Korrosion von exponierten Materialien relevanter gewordene Eingangsparmeter (PM₁₀, HNO₃).

Die Kartierungsarbeiten zeigen, dass die Belastung, und damit das Risiko von Materialkorrosion in dem betrachteten Zeitraum 1990-2000/2001 stark abgenommen hat, aber dennoch von Überschreitungen der Kritischen Schwellenwerte (1,5 bis 2-fache der Background Corrosion Rate, BCR) auszugehen ist.

Notwendig erscheint neben der Aktualisierung des Zeitbezuges der Kartierungsergebnisse auch eine Verbesserung der Eingangsdatenbasis. Dies ist aufgrund der mittlerweile besser zugänglichen Luftschadstoff-Daten, z.B. durch die Veröffentlichung der Luftschadstoffdaten europäischer Staaten im Internet durch das European Topic Centre on Air and Climate Change (ETC/ACC, AirView) auch zu erwarten.

Die hier erarbeiteten Ergebnisse und Erkenntnisse dieser Studie finden Eingang in das EU-CULTSTRAT- Programm. Sie werden dort weiterentwickelt und aktualisiert. Eine abschließende Publikation der dann innerhalb des gesamten CULTSTRAT Programms erstellten Ergebnisse ist für Ende 2007 geplant.

Fortschritte in der Kenntnis der tatsächlich exponierten Materialien (Stock at Risk) sind dringend erforderlich, um die Anwendbarkeit der bisher nur potentiellen Risikoabschätzungen mit Hilfe der Kartierung nach Dosis-Wirkungs-Funktionen zu konkretisieren und komplett in das international angewandte Konzept der Critical Loads und Critical Levels zu integrieren. Die Aufgabe der Zusammenstellung von exponierten Rezeptoren (Stock at Risk) wird ebenfalls innerhalb des EU-CULTSTRAT Projektes von der beteiligten Projektgruppe bearbeitet.

Die Ergebnisse und Erkenntnisse der hier vorgelegten Studie werden ausgewertet und zusammen mit weiteren Ergebnissen des EU-CULTSTRAT-Projektes über das ICP Materials u.a. in eine Aktualisierung des Mapping Manual (ICP Modelling & Mapping, <http://www.icpmapping.org/>) einfließen.

8 Zusammenfassung

Die im Rahmen des Forschungsvorhabens am Institut für Agrarökologie der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL-AOE) erzielten Kartierungsergebnisse wurden in enger Zusammenarbeit mit der Firma Geotechnik Südwest Frey Marx GbR, die im Auftrag des Umweltbundesamtes die Aufgabe der Bearbeitung einer fachtechnischen Beratung zum EU-Forschungsvorhaben "Assessment of Air Pollution Effects on Cultural Heritage – Management Strategies (Akronym: CULTSTRAT)" ausgeführt hat, erarbeitet

Für die Kartierungsarbeiten standen Dosis-Wirkungsbeziehungen des MULTI-ASSESS-Programms zur Verfügung. Die Kartierarbeiten setzen die Verfügbarkeit eines umfangreichen Pools räumlich hochaufgelöster Daten zu verschiedenen Klima- und Luftschadstoff-Parametern voraus. Daten zu folgenden Klima- und Luftschadstoffparametern wurden verwendet:

Klimaparameter:

Relative Luftfeuchte in %

Jahressumme der Niederschläge in mm

Jahresmitteltemperatur in °C

Schadstoffparameter (Jahresmittelwerte bzw. Jahressummen):

SO₂-Immission in µg/m³

O₃-Immission in µg/m³

NO₂-Immission in µg/m³

Protonenfracht (wet only) in mg/l

HNO₃-Immission in µg/m³

PM₁₀-Immission in µg/m³

Bei der Datenbeschaffung und Datenaufbereitung konnte für Deutschland auf eine umfangreiche Datensammlung zurückgegriffen werden, die am Institut für Navigation der Universität Stuttgart (INS) im Zusammenhang mit weiteren vom Umweltbundesamt geförderten Projekten ähnlicher Fragestellung aufgebaut worden ist (ANSHELM ET AL. 1998, GAUGER ET AL. 1997, GAUGER ET AL. 1999, GAUGER ET AL. 2002). Die Datenbank wurde ab dem Jahr 2003 an das Institut für Agrarökologie (FAL-AOE) transferiert und wird dort aktualisiert und fortgeschrieben. Die Daten zur relativen Luftfeuchte, zu Temperatur und Niederschlagssummen wurden beim Deutschen Wetterdienst (DWD) in Form von Rasterdatensätzen mit einer räumlichen Auflösung von 1 km · 1 km akquiriert. Die Daten zur Immission von SO₂, O₃ und NO₂ entstammen der Datenbank des Umweltbundesamtes (UBA). Hierbei handelt es sich um die Jahresmittelwerte von mehreren Hundert Immissionsmessstationen in Deutschland. Durch räumliche Interpolation (Kriging-Technik) wurden aus den Punktdaten Rasterkarten für das Bundesgebiet in einer räumlichen Auflösung von 1 km · 1 km erstellt. Die Karten zur Protonenfracht haben ebenfalls eine räumliche Auflösung von 1 km · 1 km. Sie wurden aus Daten von Messstationen berechnet, die von den Umweltbehörden der Länder, den Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalten, vom Umweltbundesamt, vom FAL-AOE und anderen Forschungseinrichtungen zur Verfügung gestellt wurden.

Frau Dr. Irena Skorepova vom Czech Environmental Institute (CEI) und das Czech Hydrometeorological Institute (CHMI) haben durch die Bereitstellung von Daten und Informationen zu einem erfolgreichen Abschluss der Kartierungsarbeiten beigetragen. Die Daten für die Schweiz wurden im Auftrag des BAFU/FOEN (Bundesamt für Umwelt/Federal Office for the Environment, Bern) von Herrn Beat Rihm von der Firma Meteotest (Bern) zur Verfügung gestellt.

Die Kartierungsergebnisse zeigen, dass die im Laufe der 90er Jahre aufgetretenen Veränderungen bezüglich der Konzentration und Deposition von Luftschadstoffen wirkungsseitig nicht ohne Folgen geblieben sind. Die Werte der aktuellen Korrosionsraten sind im Zeitraum 1990 bis 2000 bei vier der fünf hier betrachteten Materialien merklich zurückgegangen. Dies trifft in besonderem Maße für die Materialien zu, für deren Schädigung die SO₂-Konzentration der Luft von besonderer Bedeutung ist. Klare Trends hin zu einer Verbesserung zeigen sich außer bei Kupfer bei allen untersuchten Materialien.

9 Summary

The results of this mapping exercise have been carried out in close co-operation between the Federal Agricultural Research Centre, Institute of Agroecology (FAL-AOE) and Geotechnik Südwest Frey Marx GbR. The latter on behalf and for the account of UBA provided deliverables for the EU Project “Assessment of Air Pollution Effects on Cultural Heritage – Management Strategies (Acronym: CULTSTRAT)”.

For the mapping exercise carried out in this study, dose response functions could be used, which were elaborated during the MULTI-ASSESS programme. A comprehensive pool of data could be used, consisting of meteorological parameters and of air concentration or deposition flux of pollutants, which mainly were made available as high resolution fields. The data used as input into dose response functions is listed here:

Meteorological parameters:

Relative humidity [%]

Annual precipitation [mm]

Annual average temperature [°C]

Air pollutants (annual and/or annual mean data):

SO₂ air concentration [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]

O₃ air concentration [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]

NO₂ air concentration [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]

Concentration of protons in precipitation (wet only) [mg/l]

HNO₃ air concentration [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]

PM₁₀ air concentration [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]

The data sets for Germany could mainly be retrieved from a comprehensive data base, which primarily has been set up in previous projects on behalf of Federal Environment Agency at the Institute of Navigation, Stuttgart University (INS) (ANSHELM ET AL. 1998, GAUGER ET AL. 1997, GAUGER ET AL. 1999, GAUGER ET AL. 2002). The data base in 2003 has been transferred to FAL-AOE, where from then on it is continued and regularly updated. Data of relative humidity, temperature, and precipitation could be retrieved from German Weather Forecast (DWD). Those data are fields in 1 km · 1 km grid resolution. SO₂, O₃, and NO₂ air concentration data were provided by the Federal Environment Agency from its air concentration data base, which consists of the data of several hundred monitoring sites in Germany. Annual average air concentration from the monitoring plots was interpolated using kriging technique in order to derive high resolution fields (1 km · 1 km grid) covering all Germany. High resolution fields of protons in precipitation were derived from deposition monitoring data, provided by environmental agencies and forest research countries of the federate states in Germany, from the monitoring network of Federal Environment Agency, from FAL-AOE, and other research centres.

Dr Irena Skorepova from provided the respective data Czech Environmental Institute (CEI) and the Czech Hydrometeorological Institute (CHMI) and information necessary for this mapping exercise, and by this contribution made possible to extend the mapping domain on the Czech Republic. Data for Switzerland were provided by Beat Rihm, Meteotest, Berne, on behalf of BAFU/FOEN (Bundesamt für Umwelt/Federal Office for the Environment, Berne), which made possible to also include Switzerland into the mapping exercise.

The mapping results clearly show the effects of changes in air pollution from the 1990ies onward, mainly of falling concentration and deposition fluxes. Between 1990 and 2000 actual corrosion rates of four of the five of the materials considered in this study diminished remarkably. This can mainly be found for materials, which are sensitive for deterioration by the effect of high SO₂ concentration. Except for exposed copper clear trends of less deterioration caused by air pollutants can be observed for all other materials considered.

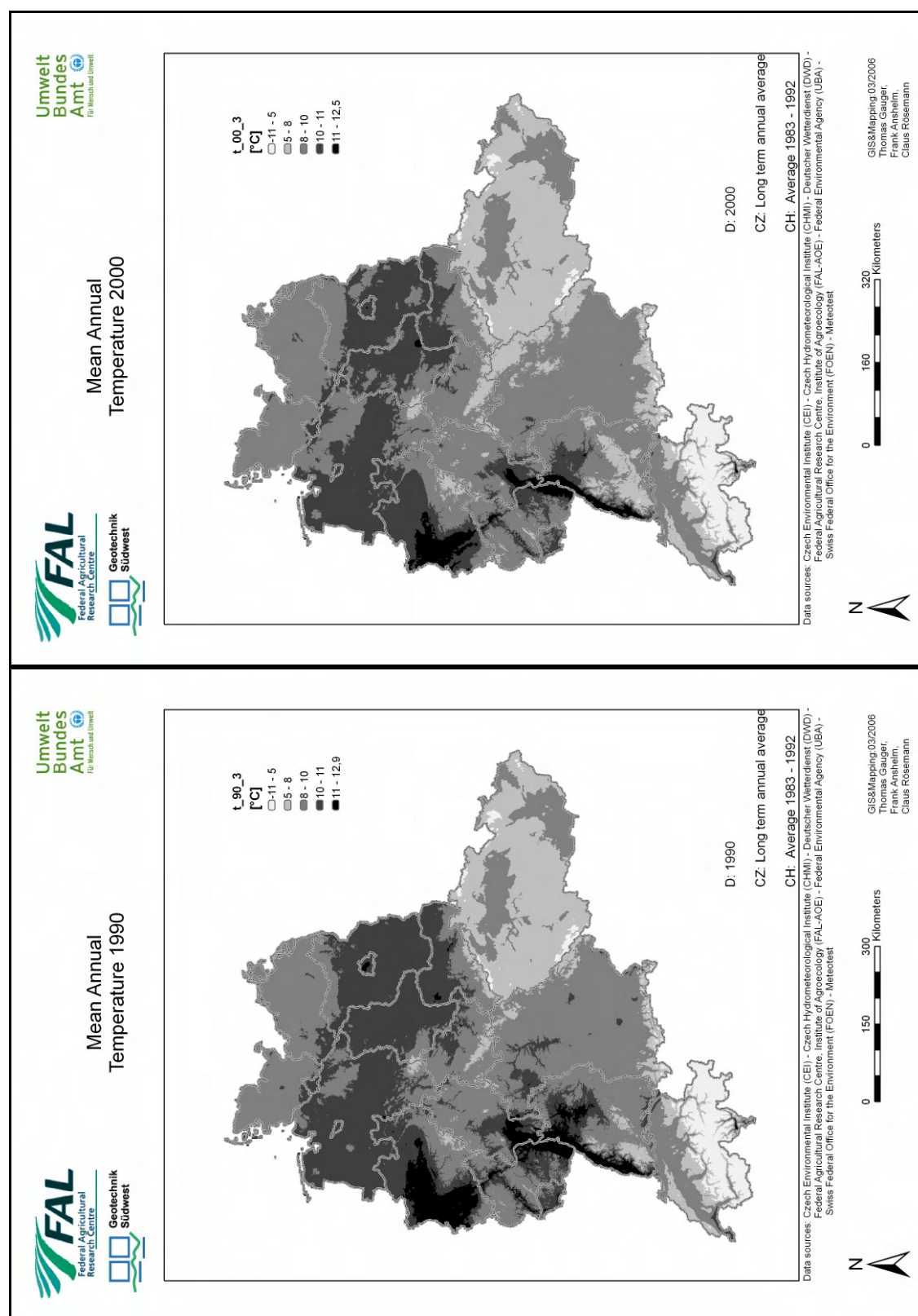
Literatur

- ANSHELM, F., DROSTE-FRANKE, B., GAUGER, TH., KÖBLE, R., MAYERHOFER, P. & FRIEDRICH, R. (1998): Kartierung von Toleranzgrenzwerten der Wirkung von Luftverunreinigungen auf Materialien in Deutschland. *Final Report FKZ 108 07 034. On behalf of Federal Environmental Agency (UBA). Berlin.*
- ANSHELM, F., GAUGER, TH. & KÖBLE, R. (1999): Mapping Acceptable Levels/Loads for Effects of Air Pollutants on Materials in Germany. In: *Quantification of Effects of Air Pollutants on Materials. UBA-Texte 24/99. PP 191-199.*
- ANSHELM, F., DROSTE-FRANKE, B., GAUGER, TH., REICHERT, TH., SCHUSTER, H. & FRIEDRICH, R. (2002a): Kartierung von Materialschäden in Deutschland. 1. Zwischenbericht FKZ 201 43 205. Im Auftrag des Umweltbundesamtes (UBA), Berlin.
- ANSHELM, F., DROSTE-FRANKE, B., GAUGER, TH., REICHERT, TH., SCHUSTER, H. & FRIEDRICH, R. (2002b): Kartierung von Materialschäden in Deutschland. 2. Zwischenbericht FKZ 201 43 205. Im Auftrag des Umweltbundesamtes (UBA), Berlin.
- ANSHELM, F., DROSTE-FRANKE, B., GAUGER, TH., REICHERT, TH., SCHUSTER, H. & FRIEDRICH, R. (2003): Kartierung von Materialschäden in Deutschland. Endbericht FKZ 201 43 205. Im Auftrag des Umweltbundesamtes (UBA), Berlin.
- BAUMBACH, G., BAUMANN, G. BAUMANN, K., DRÖSCHER, F., GROSS, H., STEISSLINGER, B. (1993): Luftreinhal- tung. 461 p.
- CLRTAP (1979): UN/ECE Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution. Published by the United Nations Economic Commission for Europe (UN ECE). <http://www.unece.org/env/lrtap>.
- DOMININGHAUS, H. (1992): Die Kunststoffe und ihre Eigenschaften, VDI Verlag, ISBN 3-18-401186-0.
- EBEL, W., EICKE, W. AND FEIST, W. (1990): Energiesparpotentiale im Gebäudebestand. *Institut Wohnen und Umwelt (IWU), Darmstadt.*
- EMEP/MSCW (2000): Analysis of UNECE/EMEP Emission Data – MSC-W Status-Report 2000.
- FRICKE, W. & UHSE, K. (1994): Anteile von Witterung und Emissionsminderung am SO₂ –Rückgang in Deutsch- land. In: *Staub – Reinhaltung der Luft. Vol. 54. PP 289-296.*
- GAUGER, TH., KÖBLE, R., SMIAŁEK, G. (1997): Kartierung kritischer Belastungskonzentrationen und -raten für empfindliche Ökosysteme in der Bundesrepublik Deutschland und anderen ECE-Ländern. Part 1: Depo- sition Loads and Part 2: Critical levels. *Final Report 106 01 061. On behalf of Federal Environmental Agency (UBA). Berlin. 126 p. and 75 p.*
- GAUGER, TH. & ANSHELM, F. (1999): Kartierung kritischer Luftschadstoffbelastungen unter ARC/INFO. In: *Schriftenreihe der Institute des Fachbereichs Vermessungswesen 1999/1. PP 21-26.*
- GAUGER, TH., KÖBLE, R. & ANSHELM, F. (1999): Kritische Luftschadstoff-Konzentrationen und Eintragsraten sowie ihre Überschreitung für Wald- und Agrarökosysteme sowie naturnahe waldfreie Ökosysteme. *Final Report FKZ 108 03 079. On behalf of Federal Environmental Agency (UBA). Berlin.*
- GAUGER, TH., Anshelm, F., Schuster, H., Erismann, J.W., Vermeulen, A. T., Draaijers, G., Bleeker, A. & Nagel, H.-P. (2002): Mapping of ecosystem specific long-term trends in deposition loads and concentrations of air pollutants in Germany and their comparison with Critical Loads and Critical Levels. Part 1 & Part 2. *Final Report FKZ 299 42 210. On behalf of Federal Environmental Agency, Berlin.*
- GAUGER, TH., HAENEL, H.-D., RÖSEMANN, C., DÄMMGEN, U., NAGEL, H.-D., SCHÜTZE, G., KRAFT, PH., SCHLUTOW, A., BECKER, R., DUYZEN, J., SCHAAP, M., BLEEKER, A., ERISMAN, J. W. UND VERMEULEN, A. (2005): Nationale Umsetzung UNECE-Luftreinhaltekonvention (Wirkungen): ICP Modelling&Mapping NFC; Schwermetalle (Critical Loads, Deposition); Stickstoff + Säure (Deposition); Stickstoff (Wirkungen); Materialkorrosion; kritische Ozonflüsse. 2. Zwischenbericht FKZ 204 63 252. *Institut für Agrarökologie der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL-AOE).*
- GÜLEC, T., KOLMETZ, S. & ROUVEL, L. (1994): Nutzenergiebedarf für Raumwärme in der Bun-desrepublik Deutschland (alte und neue Bundesländer, 1989). *Forschungszentrum Jülich. IKARUS-Teilprojekt 5 "Haus- halte und Kleinverbraucher". Bd. 5-11. Jülich.*
- HMULF (2002). Wärmedämmung von Außenwänden mit der hinterlüfteten Fassade, Wissens- wertes über die Außendämmung bei Alt- und Neubauten. *Hessisches Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft und Forsten, Energieinformationen, Nr. 10, Wiesbaden.*
- HOOS, D., JANSEN, R., KEHL, J., NOEKE, J. AND POPAL, K. (1987): Gebäudeschäden durch Luftverunreinigung - Entwurf eines Erhebungsmodells und Zusammenfassung von Projektergebnissen. *Institut für Umweltschutz, Dortmund.*
- HULLMANN, H., KRAFT, U. AND LICHTNECKER, H. (2001). Einsatz von Kupfer und Zink bei Dächern, Dachrinnen und Fallrohren. *Wirtschaftsvereinigung Metalle, Sachstandsbericht, Düsseldorf.*
- KOHLBECKER, G. (1999). Bauherren-Handbuch Sanierung: Wirtschaftliche Gebäudesanierung und Optimierung der Unterhaltskosten.. 1. Auflage, Verlag Bauwesen, Berlin.

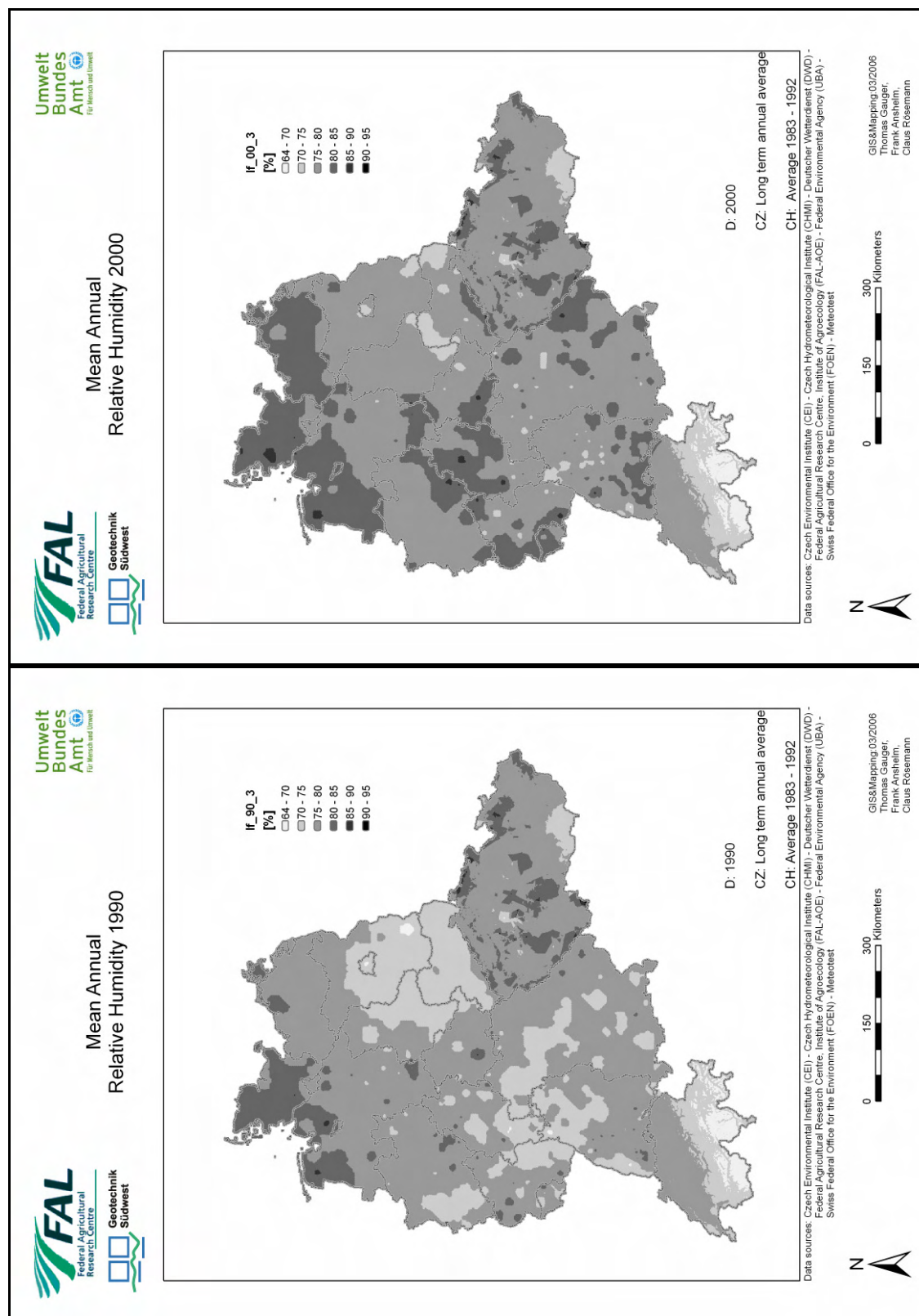
- KUCERA, V., HENRIKSEN, J., KNOTKOVA, D. AND SJÖSTRÖM, C. (1993): Model for Calculations of Corrosion Cost Caused by Air Pollution and Its Application in Three Cities. *Swedish Corrosion Institute, Report, No. 084, Roslagsvägen..*
- KUCERA, V., TIDBLAD, J., HENRIKSEN, J. ET AL. (1995): Statistical analysis of 4 year materials exposure and acceptable deterioration and pollution levels - *UN-ECE ICP on Effects on Materials, Including Historic and Cultural Monuments. Report No. 18, Swedish Corrosion Institute, Stockholm.*
- KUCERA, V. & GREGOR, H.-D. (HRSG.) (2000): Mapping Air Pollution Effects on Materials Including Stock at Risk. Proceedings of a UN ECE Workshop. Stockholm, June 14-16, 2000.
- LEHMANN, J., (2001): Der Einfluss von Benässungszyklen und von mechanischer Spannung auf Ergebnisse der natürlichen und künstlichen Bewitterung; Beitrag zum Seminar der Technischen Akademie Wuppertal, *Bestrahlen und Bewittern von Polymeren 2001.*
- LEISEN, P. (1992): Abschätzung verkehrsbedingter Luftbelastungen durch Modelluntersuchungen und anhand praktischer Beispiele. *VDI-Bericht Vol. 952. PP 253-275.*
- MEYER, B. UND WOLTER, M. I. (2002). Aufschwung schaffen, Gesamtwirtschaftliche und ökologische Wirkungen der Förderung von Investitionen zur Verbesserung der Wärmedämmung von Fenstern. *Gesellschaft für Wirtschaftliche Strukturforshung (GWS) mbH, Gutachten im Auftrag der Initiative fenstermarkt-plus.de, Osnabrück*
- MAYERHOFER, P., DROSTE-FRANKE, B. & FRIEDRICH, R. (1998): Ökonomische Abschätzung der Materialschäden in Deutschland. In F. Anshelm, T. Gauger, and R. Köble: *Kartierung von Toleranzgrenzwerten der Wirkung von Luftverunreinigungen auf Materialien in Deutschland. Endbericht (FKZ 108 07 034), Umweltbundesamt, Berlin.*
- NAGEL, H.-D. & GREGOR, H.-D. (1999): Ökologische Belastungsgrenzen – Critical Loads & Levels: Ein internationales Konzept für die Luftreinhaltepolitik. *Springer publishing. 320 p.*
- RABEK, J. F. (1995) Polymerphotodegradation- Mechanics and Experimental Methods, 1995 Chapman & Hall, ISBN 0 412 58480 8. Page 596.
- REICHERT, T., POHSNER UTE (2002) Wirkungen von Luftverunreinigungen auf Polymere: Teil II: Freibewitterung, *Abschlussbericht zum Vorhaben Förderkennzeichen UBA FB 108 07 022, 134 Seiten, Pfinztal und Berlin.*
- REICHERT, T. (2003). Beitrag des Fraunhofer-Instituts für Chemische Technologie (ICT) zum 3. Zwischenbericht des zum Forschungsvorhaben Kartierung von Materialschäden in Deutschland, *BMU/UBA FE Nr.: 201 43 205. Fraunhofer-Institut für Chemische Technologie, Pfinztal.*
- RICHTLINIE DES RATES VOM 15. JULI 1980 ÜBER GRENZWERTE UND LEITWERTE DER LUFTQUALITÄT FÜR SCHWEFELDIOXID UND SCHWEBSTAUB (80/779/EWG), *Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaft Nr. L229/30*
- RICHTLINIE DES RATES VOM 21. JUNI 1989 ZUR ÄNDERUNG DER RICHTLINIE 80/779/EWG ÜBER GRENZWERTE UND LEITWERTE DER LUFTQUALITÄT FÜR SCHWEFELDIOXID UND SCHWEBSTAUB (89/427/EWG), *Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaft Nr. L201/53*
- RICHTLINIE DES RATES VOM 07. MÄRZ 1985 BETREFFEND LUFTQUALITÄTSNORMEN FÜR STICKSTOFFDIOXID (85/203/EWG), *Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaft Nr. L87/1*
- RICHTLINIE DES RATES VOM 21. SEPTEMBER 1992 ÜBER DIE LUFTVERSCHMUTZUNG DURCH OZON (92/72/EWG), *Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaft Nr. L297/1*
- RICHTLINIE DES RATES VOM 27. SEPTEMBER 1996 ÜBER DIE BEURTEILUNG UND KONTROLLE DER LUFTQUALITÄT (96/62/EG; EU-Rahmenrichtlinie, EU-RRL)
- RICHTLINIE 1999/30/EG DES RATES VOM 22. APRIL 1999 ÜBER GRENZWERTE FÜR SCHWEFELDIOXID, STICKSTOFFDIOXID UND STICKSTOFFOXIDE, PARTIKEL UND BLEI IN DER LUFT (1. Tochterrichtlinie, EU-1.-TRL).
- ROSIN, R., GLITZ, P., BORGES, H. & LORENZ, G. (1994): Gebäudetypologie und spezifischer Energiebedarf für den Wohnungsbestand in den neuen Bundesländern. *Forschungszentrum Jülich. IKARUS-Teilprojekt 5 "Haushalte und Kleinverbraucher". Bd. 5-06. Jülich.*
- ROTH, U., HÄUBI, F., ALBRECHT, J., BISCHOFF, M., DEUCHER, A., HARDER, L., LANGRAF, B. AND PAPE, G. (1980): Wechselwirkungen zwischen der Siedlungsstruktur und Wärmeversorgungs-systemen. *Forschungsprojekt BMBau RS II 4 - 70 41 02 - 77.10 (1980). B. u. S. Bundesminister für Raumordnung, Schriftenreihe 'Raumordnung', Bonn.*
- RUNDUMSHAUS (2003). Baupreise, Grundpreise für die Renovierung und Modernisierung von Einfamilienhäusern. <http://www.rundumshaus.com/>, Status: 02/2003.
- SAECHTLING, H.-J., & ZEBROWSKI, W., (1998) Kunststoff-Taschenbuch, ISBN 3-446-19054-6. Seite 157.
- STAATLICHES UMWELTAMT ITZEHOE (HRSG.) (2000): Messbericht 1999 – Immissionsüberwachung der Luft in Schleswig-Holstein.
- STATISTISCHES BUNDESAMT (1990): Bautätigkeit und Wohnungen, Gebäude und Wohnungszählung vom 25. Mai 1987. *Fachserie 5, Statistisches Bundesamt, Wiesbaden.*
- STATISTISCHES BUNDESAMT (1991-2001): Bautätigkeit und Wohnungen. *Fachserie 5, Reihe 3: Bestand an Wohnungen, Statistisches Bundesamt, Wiesbaden.*

- STATISTISCHES BUNDESAMT (1997): Bautätigkeit und Wohnungen, Gebäude und Wohnungszählung vom 30. September 1995 in den neuen Ländern und Berlin-Ost. *Fachserie 5, Statistisches Bundesamt, Wiesbaden.*
- STATISTISCHES BUNDESAMT (2000): Gebäude und Wohnungen, Bestand an Wohnungen und Wohngebäuden, Abgang von Wohnungen und Wohngebäuden, Lange Reihen ab 1968. *Statistisches Bundesamt, Wiesbaden.*
- TECHNISCHE ANLEITUNG ZUR REINHALTUNG DER LUFT 1986 VOM 27. FEBRUAR 1986 (TA LUFT) (GMBI. S. 95).
- TIDBLAD, J. (1999): Annahmen für den Anteil an angestrichenem Stahl und angestrichenen, galvanisiertem Stahl für die Berechnungen in dem EU-Projekt ExternE Core Transport, *Persönliche Mitteilung.*
- ULLRICH, J., RAPP, J. & FUCHS, T. (2000): Gibt es in Deutschland nur noch zu warme Monate? [HTTP://www.dwd.de/research/kliis/produkte/monitoring/t0500/folgen.html](http://www.dwd.de/research/kliis/produkte/monitoring/t0500/folgen.html)
- UMWELTBUNDESAMT (2000): Jahresbericht 1999 aus dem Messnetz des Umweltbundesamtes.- *UBA-Texte 58/00.*
- UN ECE (1996): Manual on methodologies for Mapping Critical Loads/Levels and geographical areas where they are exceeded. *Umweltbundesamt Texte 71/96. Berlin.*
- UN ECE (1998): Statistical analysis of 8 year materials exposure and acceptable deterioration and pollution levels (outline version). Stockholm, 45 S..
- UN ECE (2004): Manual on methodologies for Mapping Critical Loads/Levels and geographical areas where they are exceeded (2004, revised version). <http://www.icpmapping.org/>
- VDI (1974): VDI-Richtlinie 2310.- Maximale Immissionswerte.
- VDI (1984): VDI-Richtlinie 2310, Blatt 11.- Maximale Immissions-Werte zum Schutze des Menschen, Maximale Immissions-Konzentration für Schwefeldioxid.
- VDI (1985): VDI-Richtlinie 2310, Blatt 12.- Maximale Immissions-Werte zum Schutze des Menschen, Maximale Immissions-Konzentration für Stickstoffdioxid.
- VDI (1987): VDI-Richtlinie 2310, Blatt 15.- Maximale Immissions-Werte zum Schutze des Menschen, Maximale Immissions-Konzentration für Ozon (und photochemische Oxidantien).
- VDI (1989): VDI-Richtlinie 2310, Blatt 6.- Maximale Immissions-Werte zum Schutz der Vegetation, Maximale Immissions-Konzentration für Ozon.
- VDI (2001): VDI-Richtlinie 3789, Blatt 3.- Umweltmeteorologie, Wechselwirkungen zwischen Atmosphäre und Oberflächen, Berechnung der spektralen Bestrahlungsstärke im solaren Wellenlängenbereich, Beuth Verlag, Berlin.

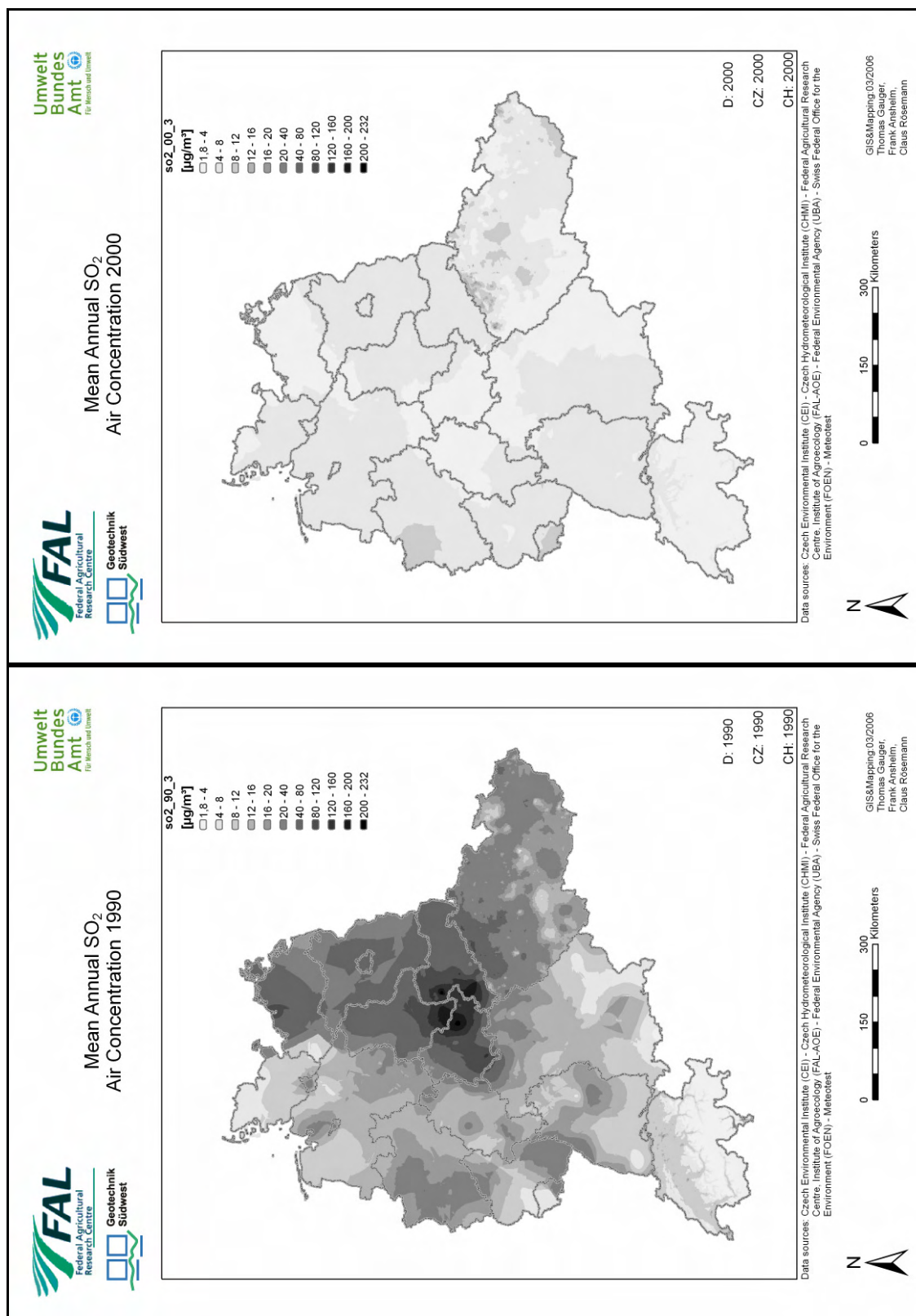
Kartenanhang



Karte 1: Jahresmitteltemperatur 1990 und 2000



Karte 3: Relative Luftfeuchte 1990 und 2000



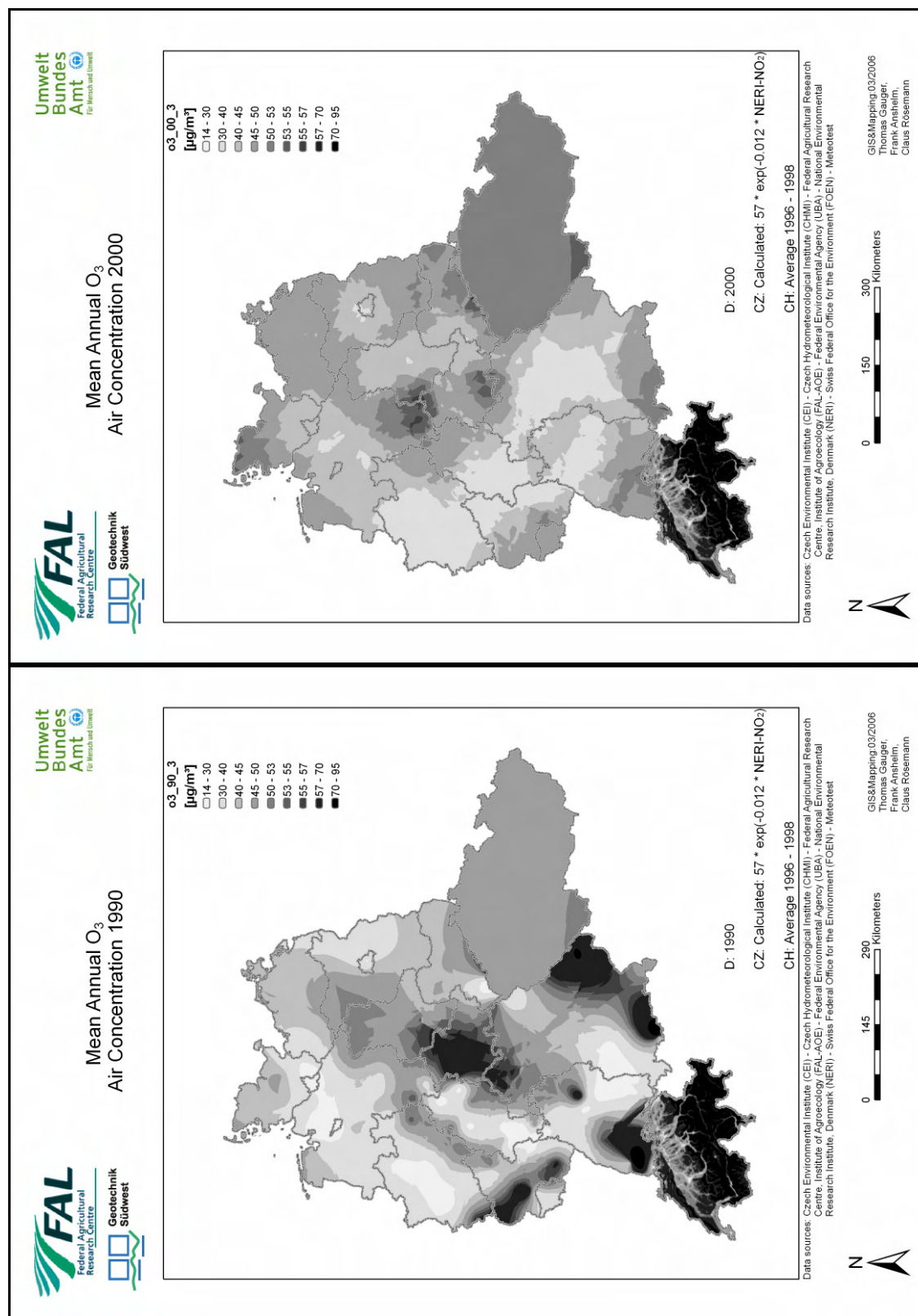
Umwelt Bundes Amt
Für Mensch und Umwelt

FAL
Federal Agricultural Research Centre

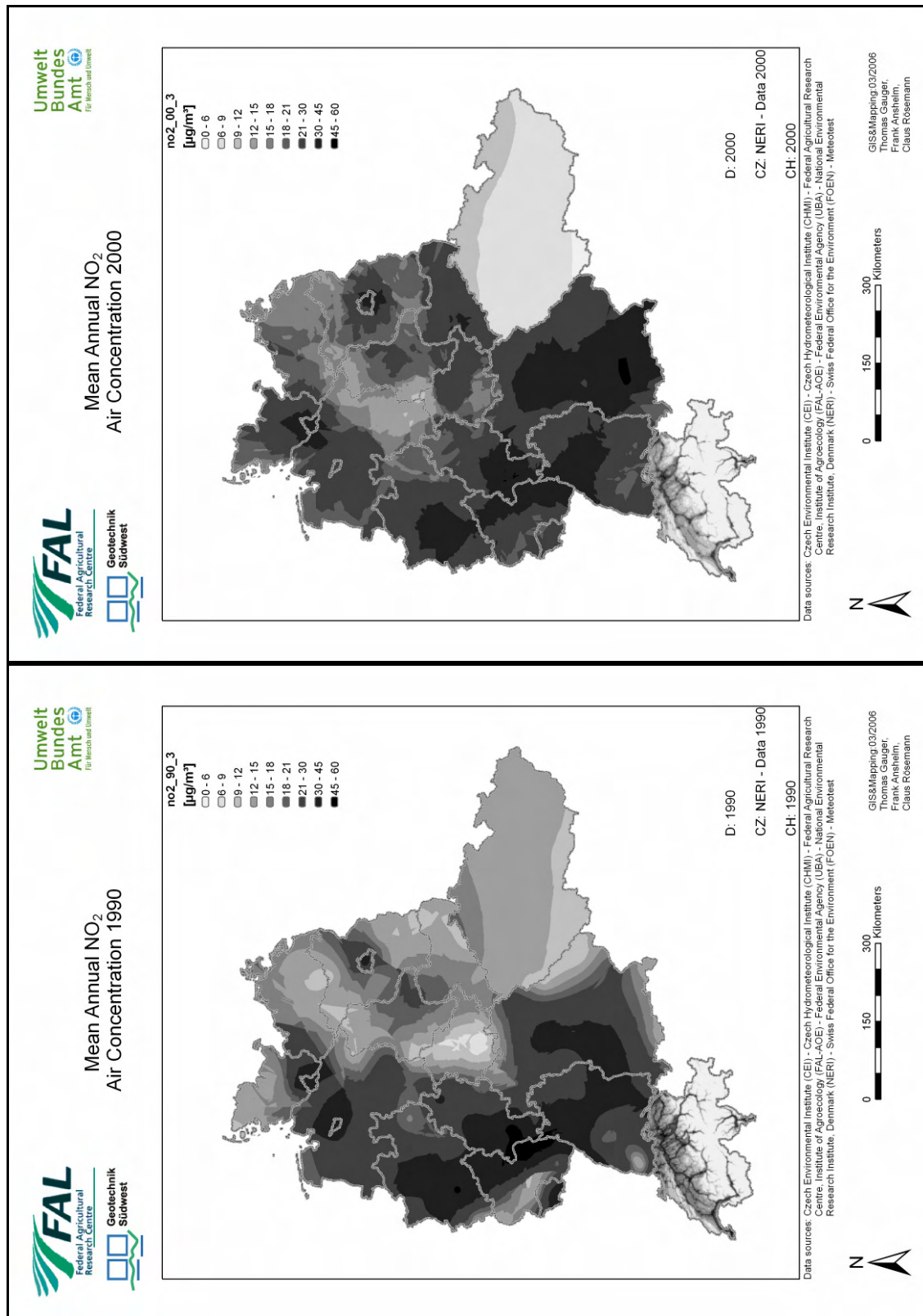
Geotechnik Südwest

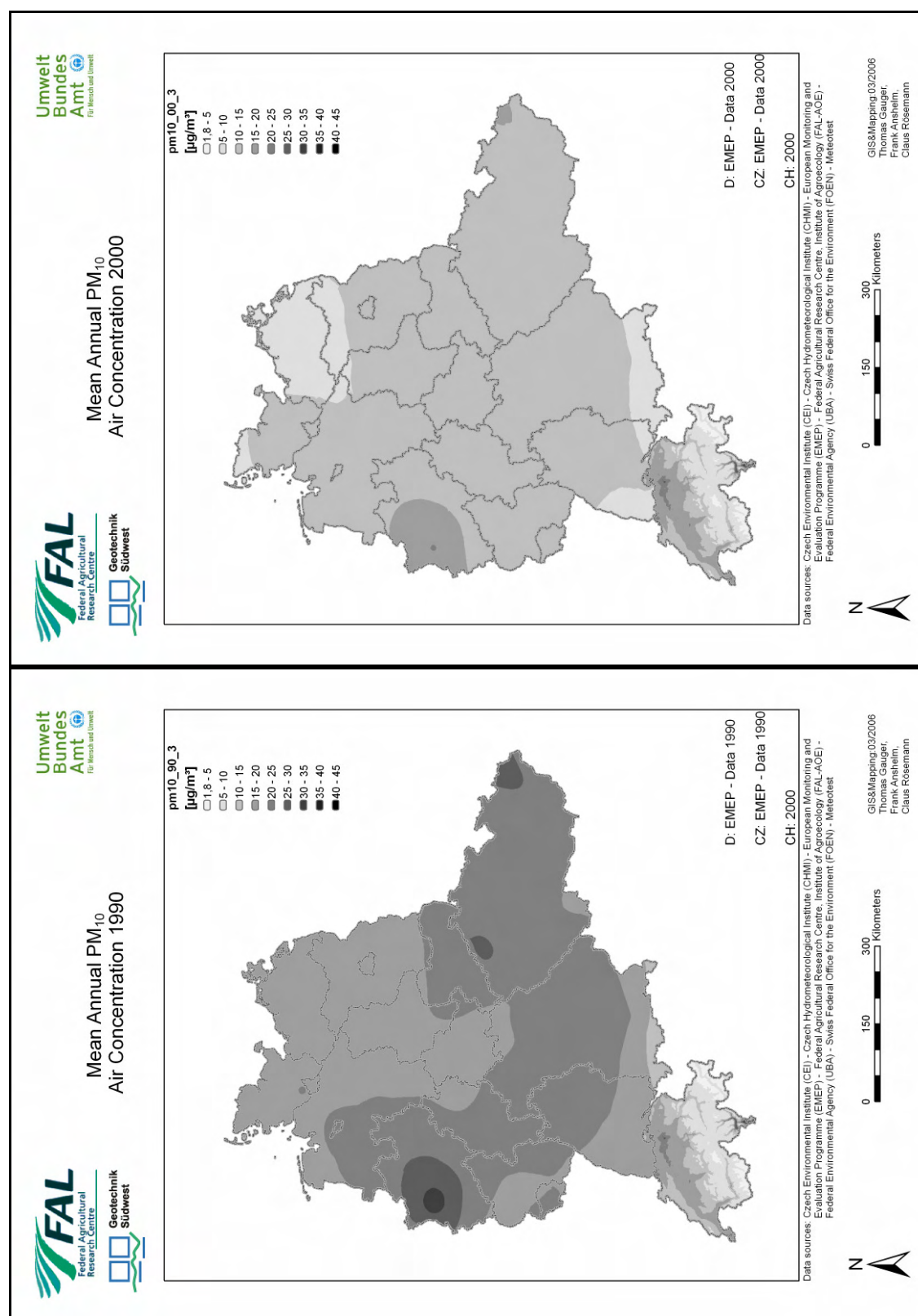
**Mean Annual SO₂
Air Concentration 1990**

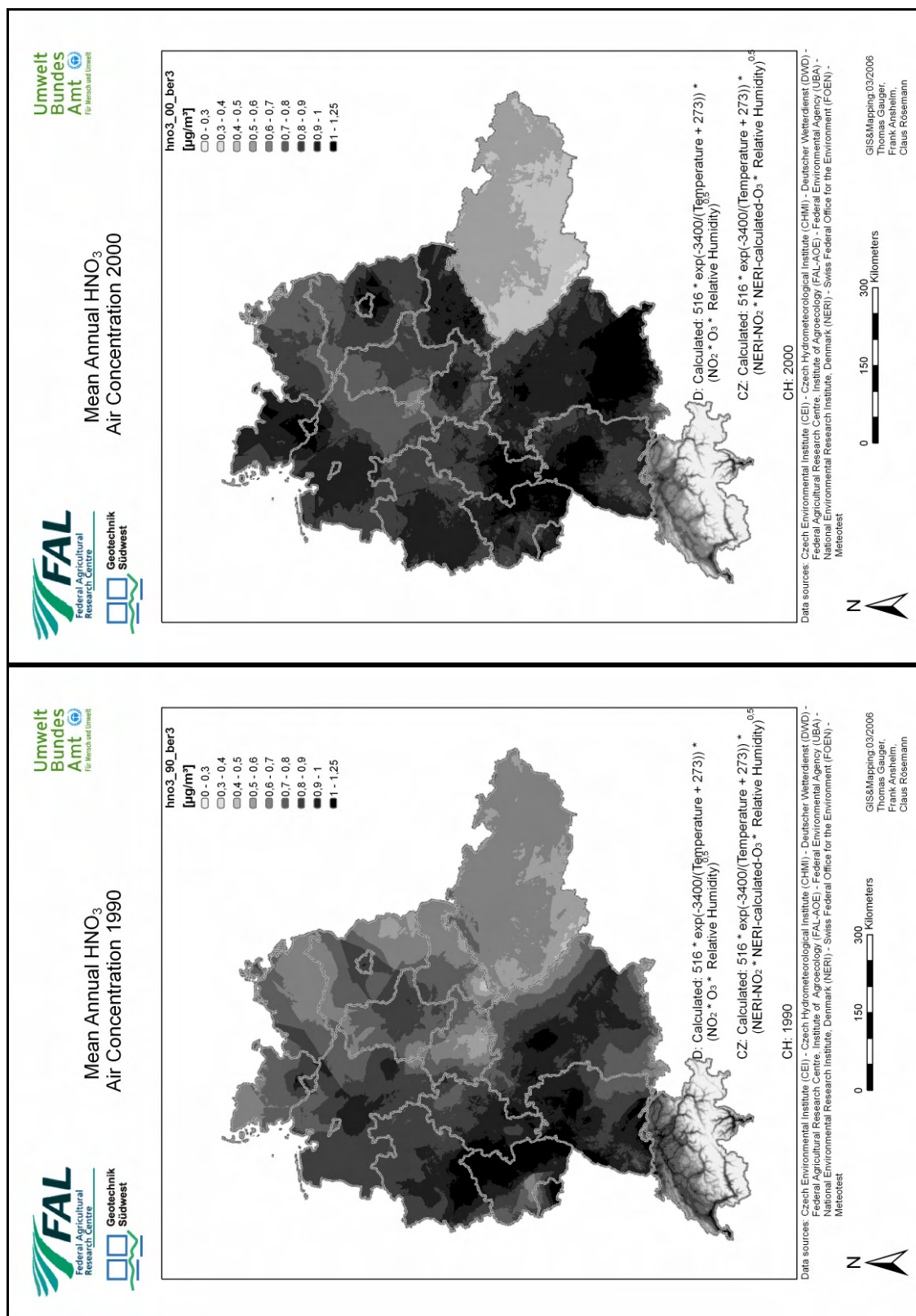
Karte 4: SO₂-Immission 1990 und 2000



Karte 5: Ozon-Immission 1990 und 2000

Karte 6: NO₂-Immission 1990 und 2000

Karte 7: PM₁₀-Konzentration 1990 und 2000



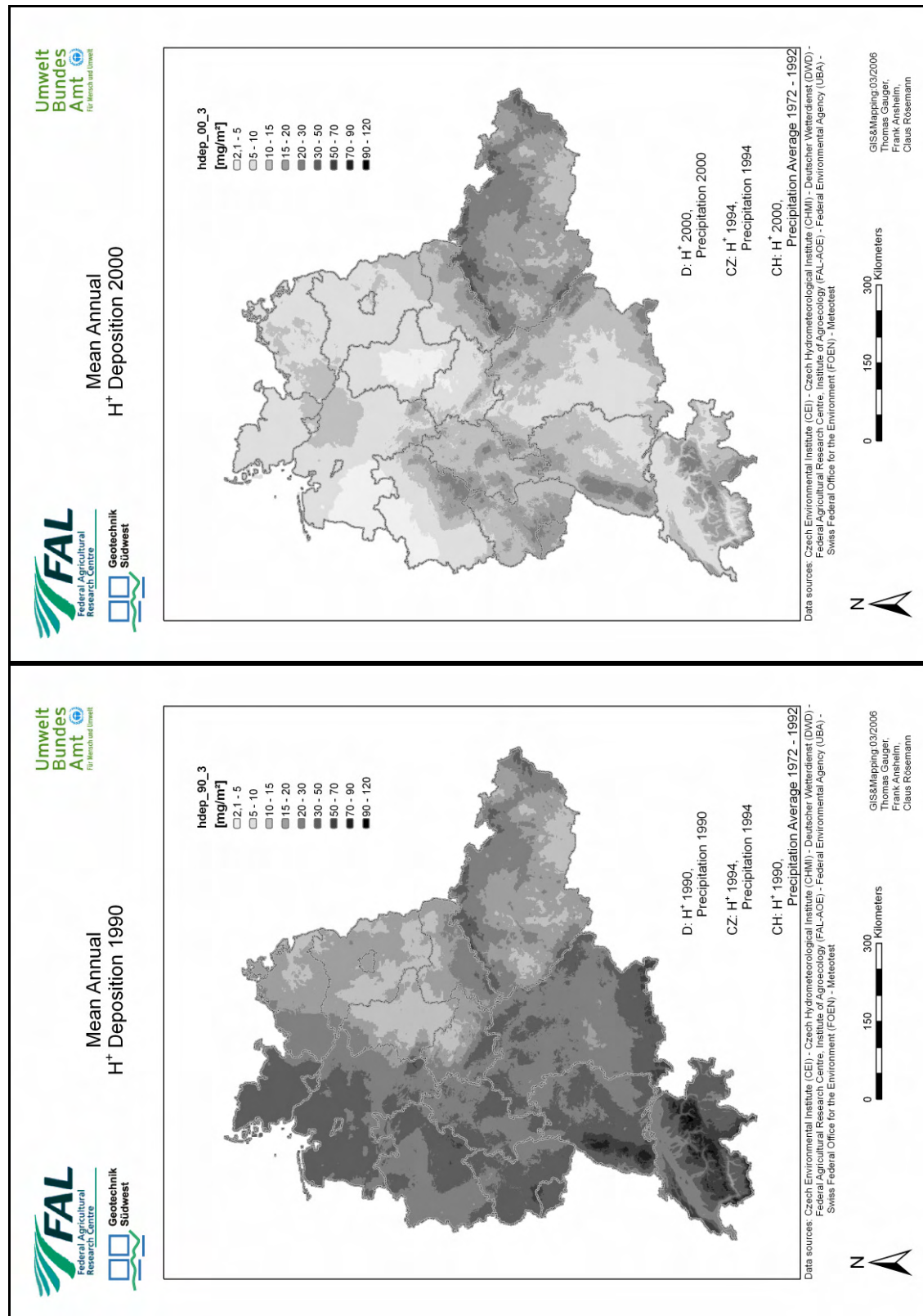
FAL
Federal Agricultural
Research Centre

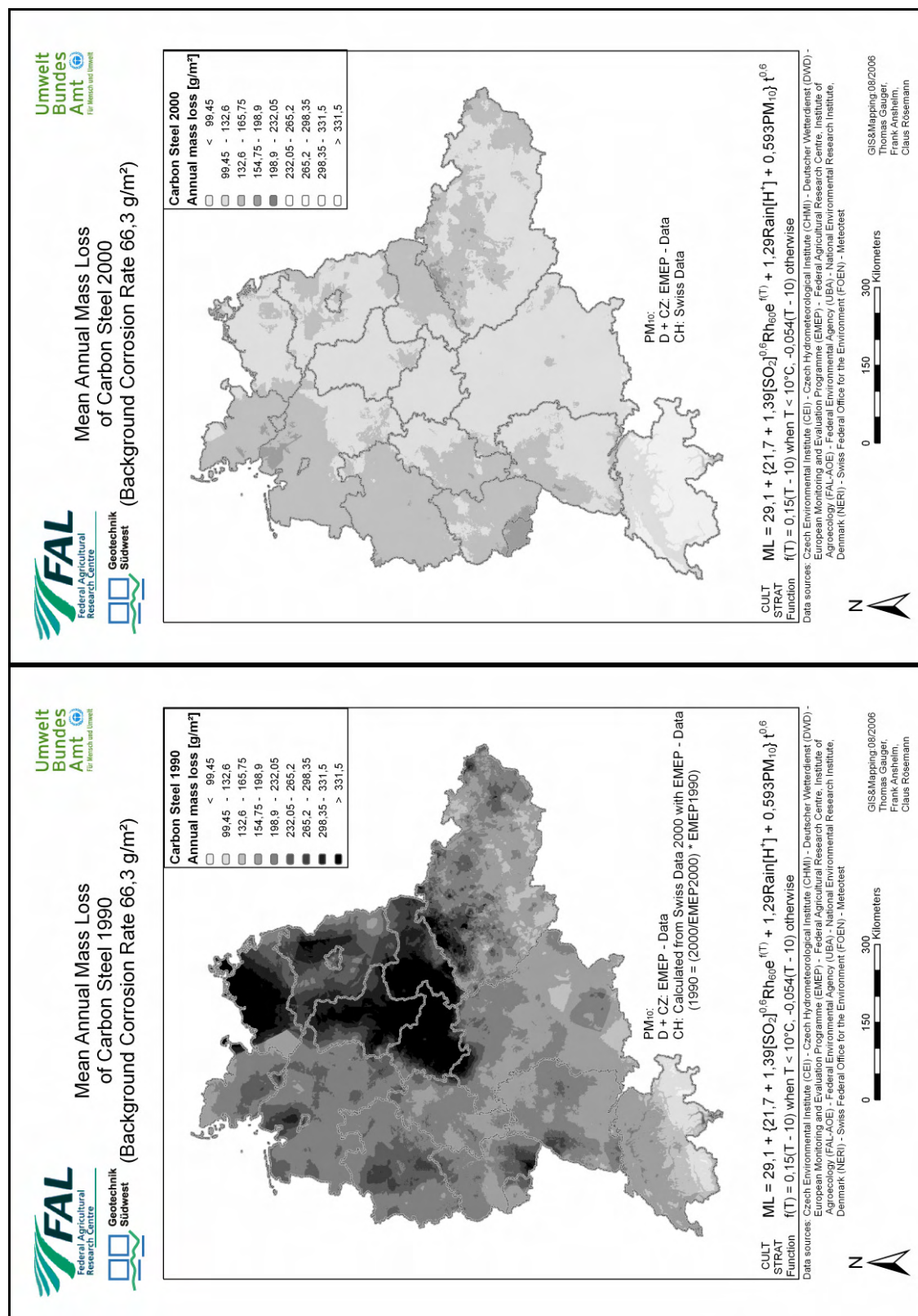
**Geotechnik
Südwest**

**Umwelt
Bundes
Amt**
für Mensch und Umwelt

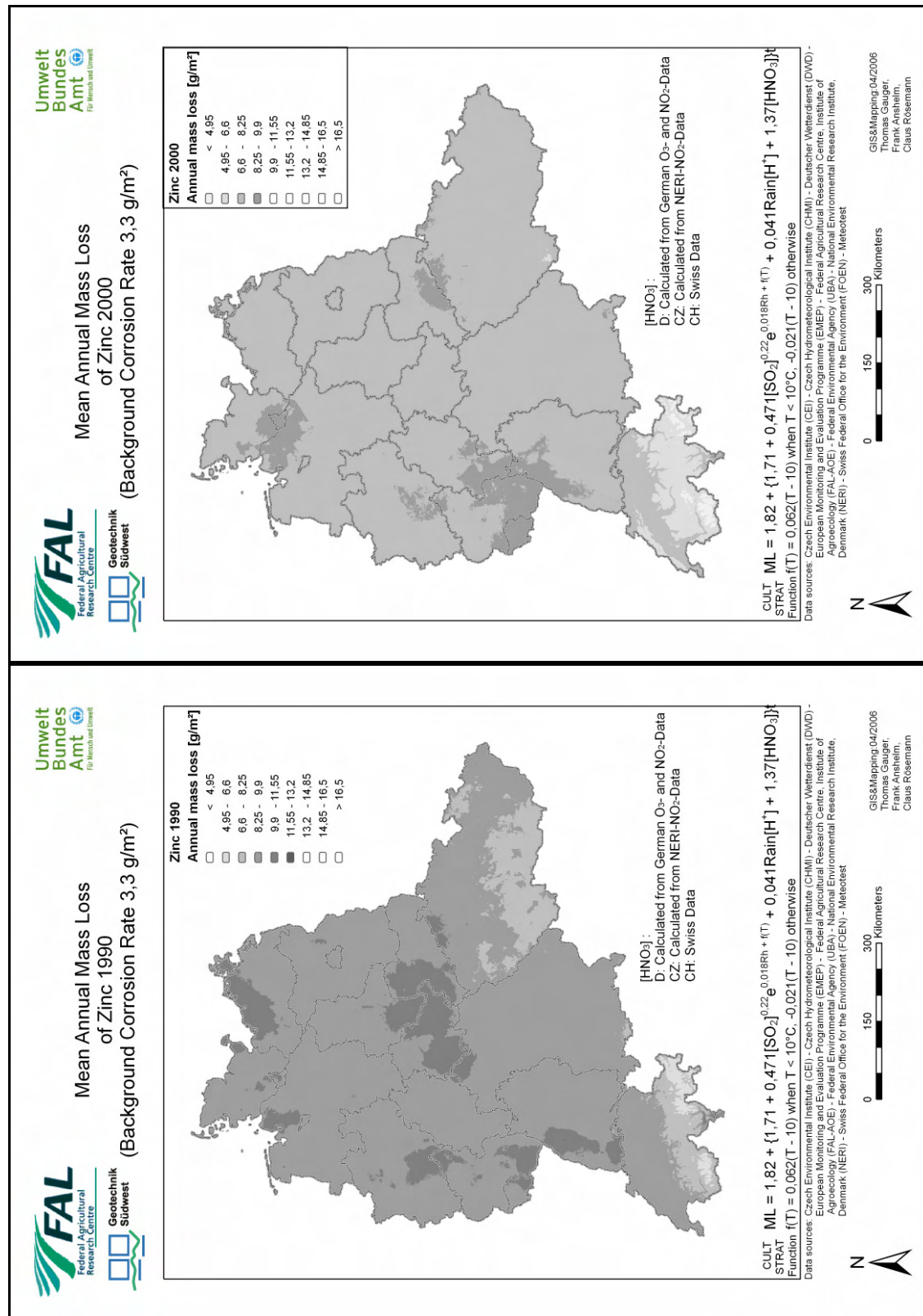
**Mean Annual HNO_3
Air Concentration 1990**

Karte 8: HNO_3 -Immission 1990 und 2000

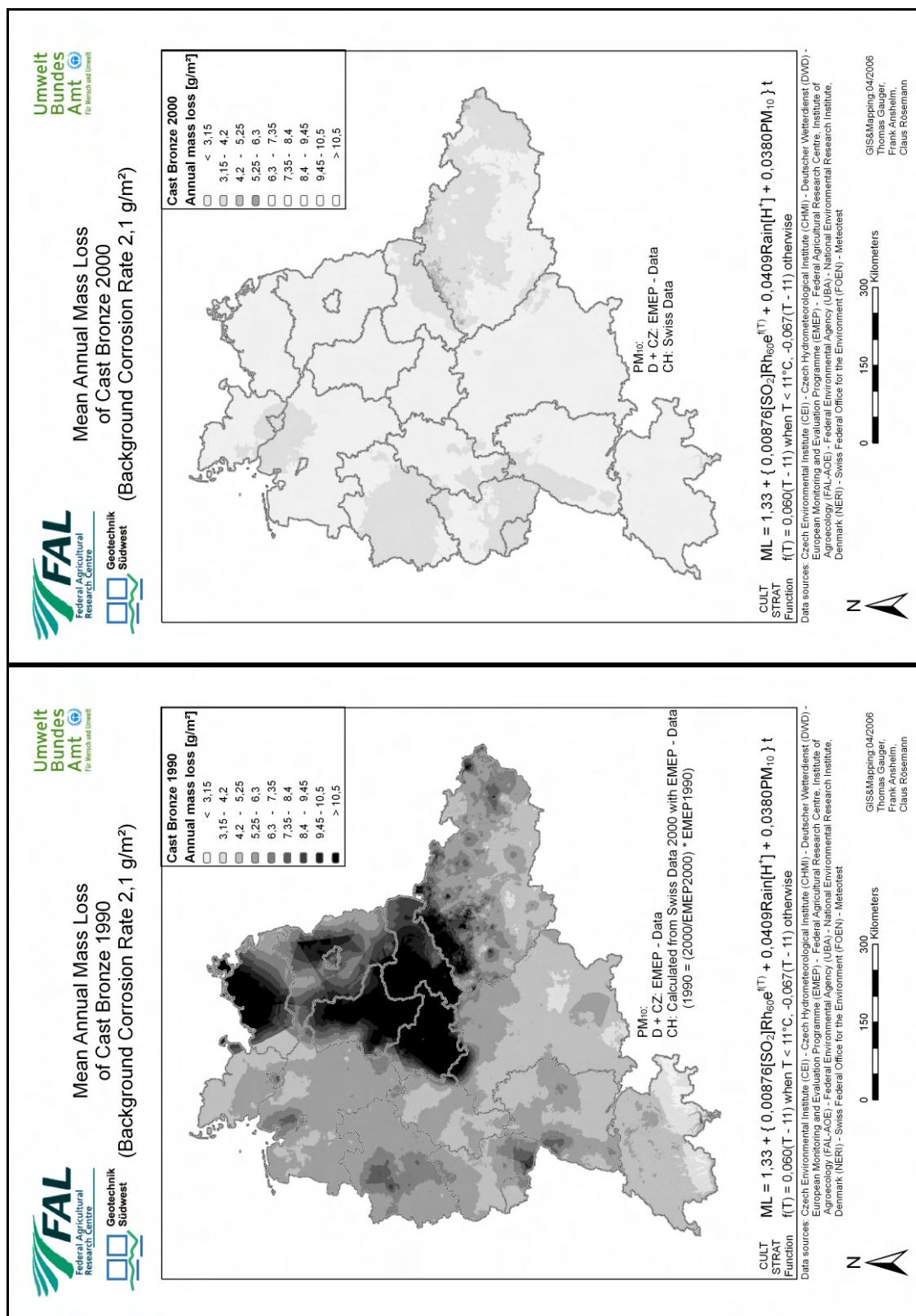
Karte 9: H⁺-Deposition 1990 und 2000



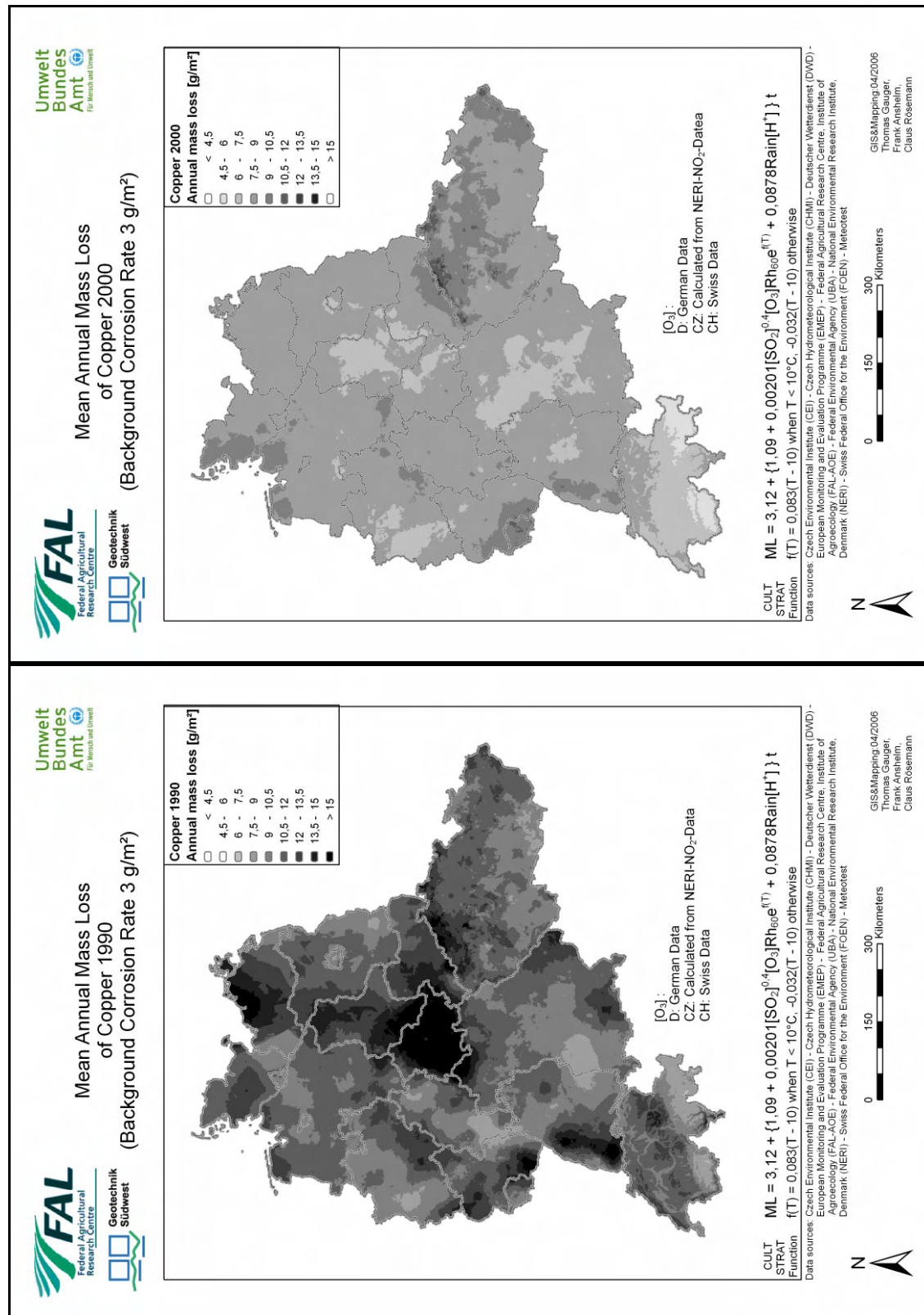
Karte 10: Aktuelle Korrosion - Carbon Steel 1990 und 2000



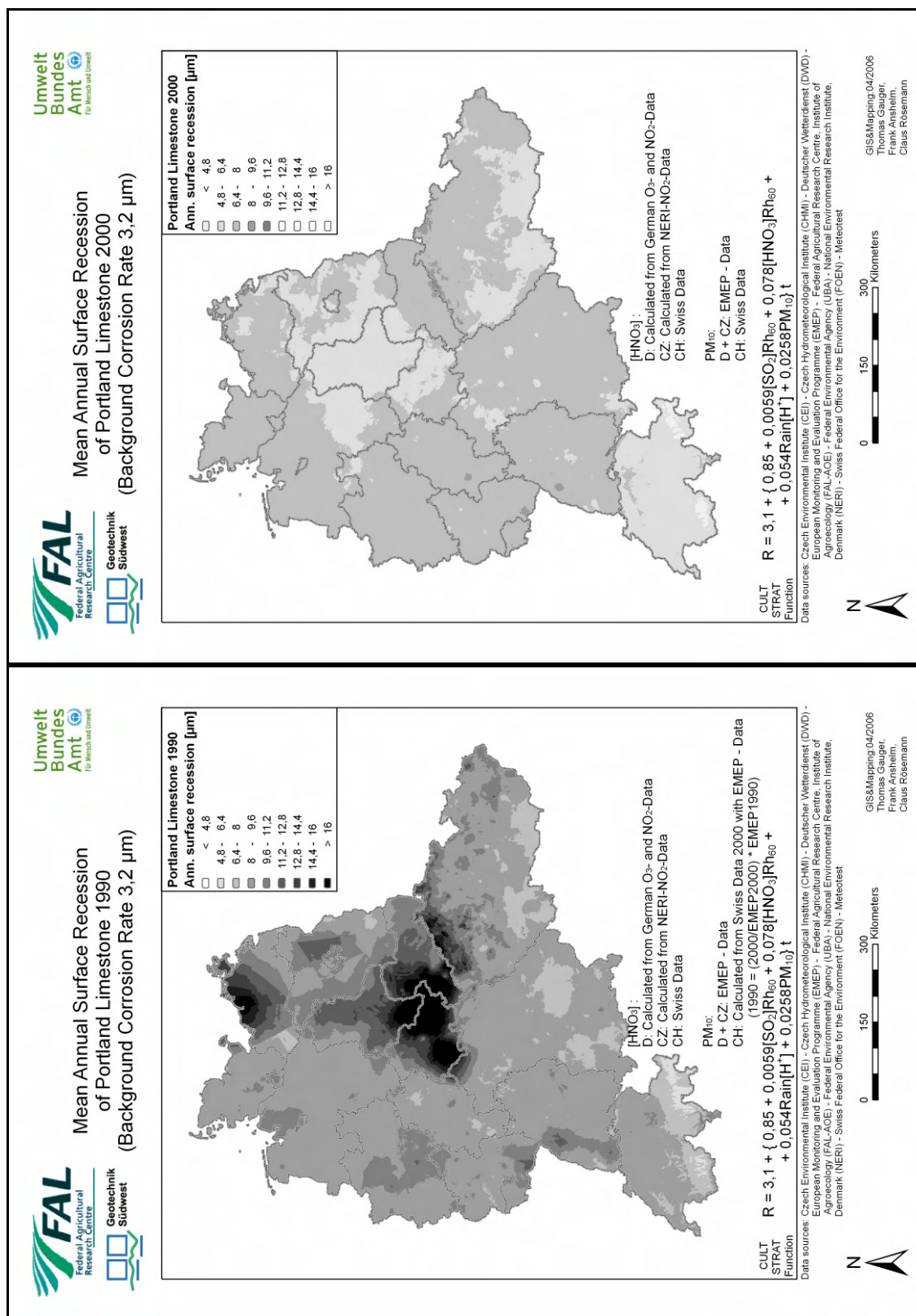
Karte 11: Aktuelle Korrosion - Zink 1990 und 2000



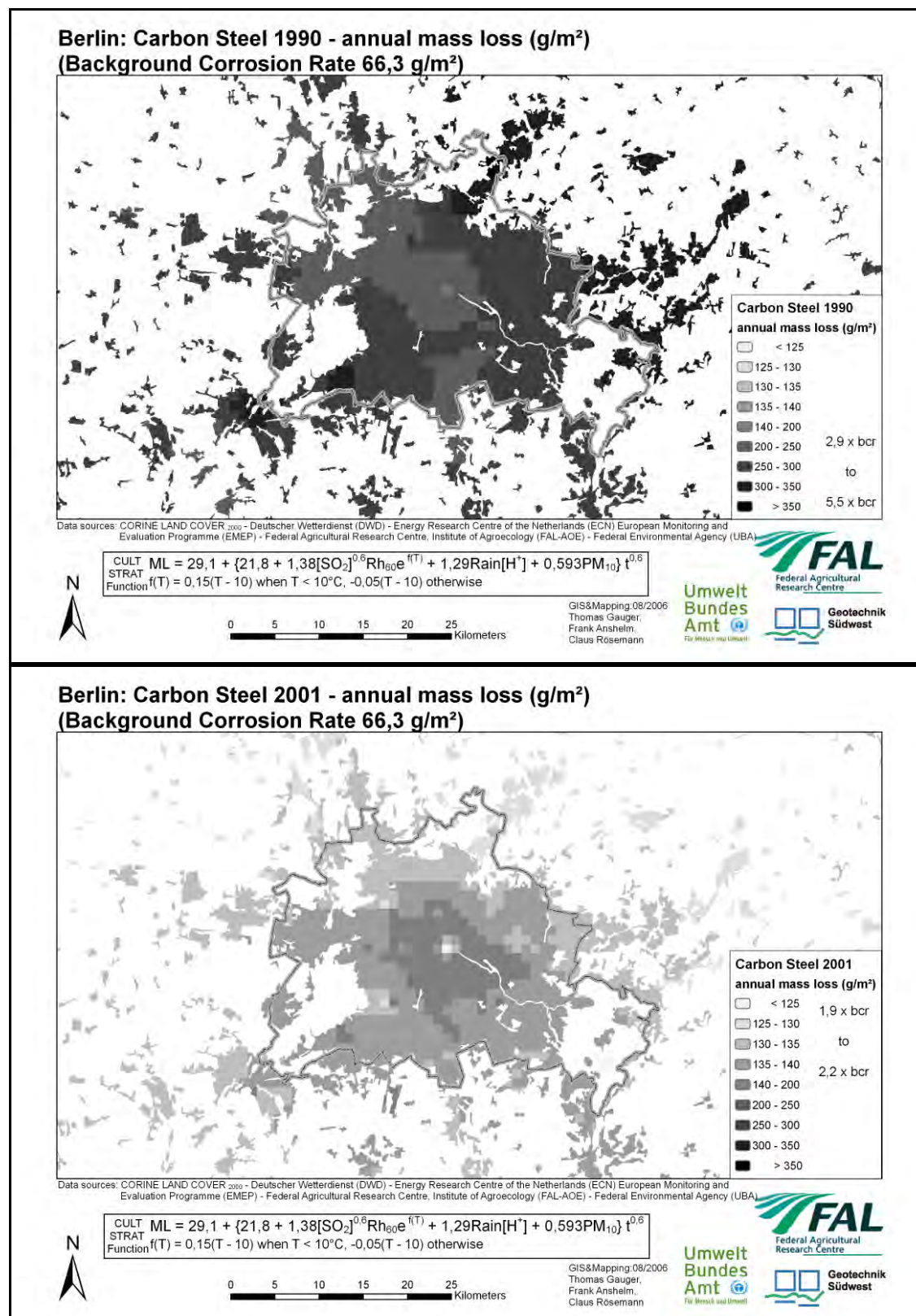
Karte 12: Aktuelle Korrosion – Bronze 1990 und 2000



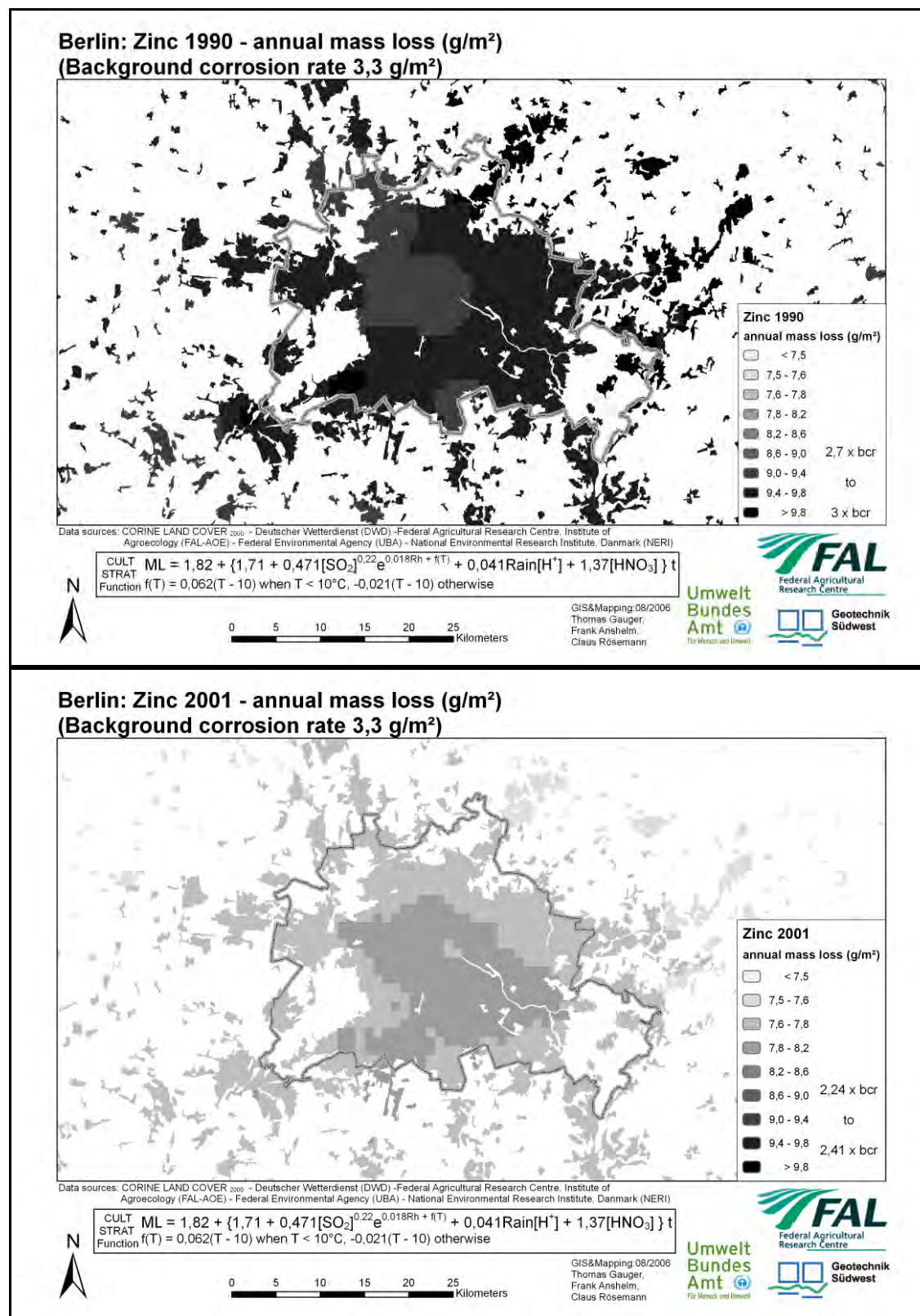
Karte 13: Aktuelle Korrosion – Kupfer 1990 und 2000



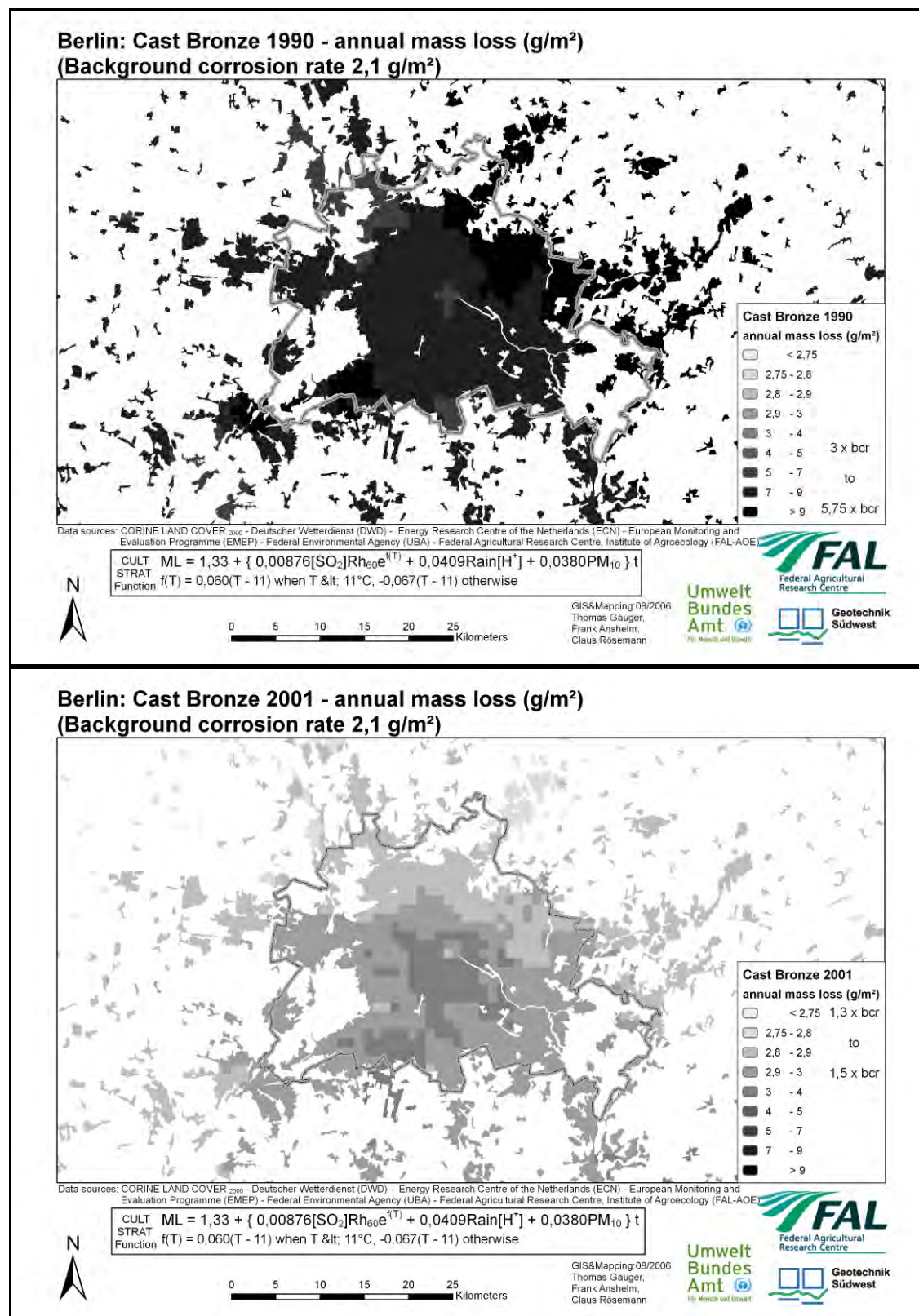
Karte 14: Aktuelle Korrosion – Portland Kalkstein 1990 und 2000



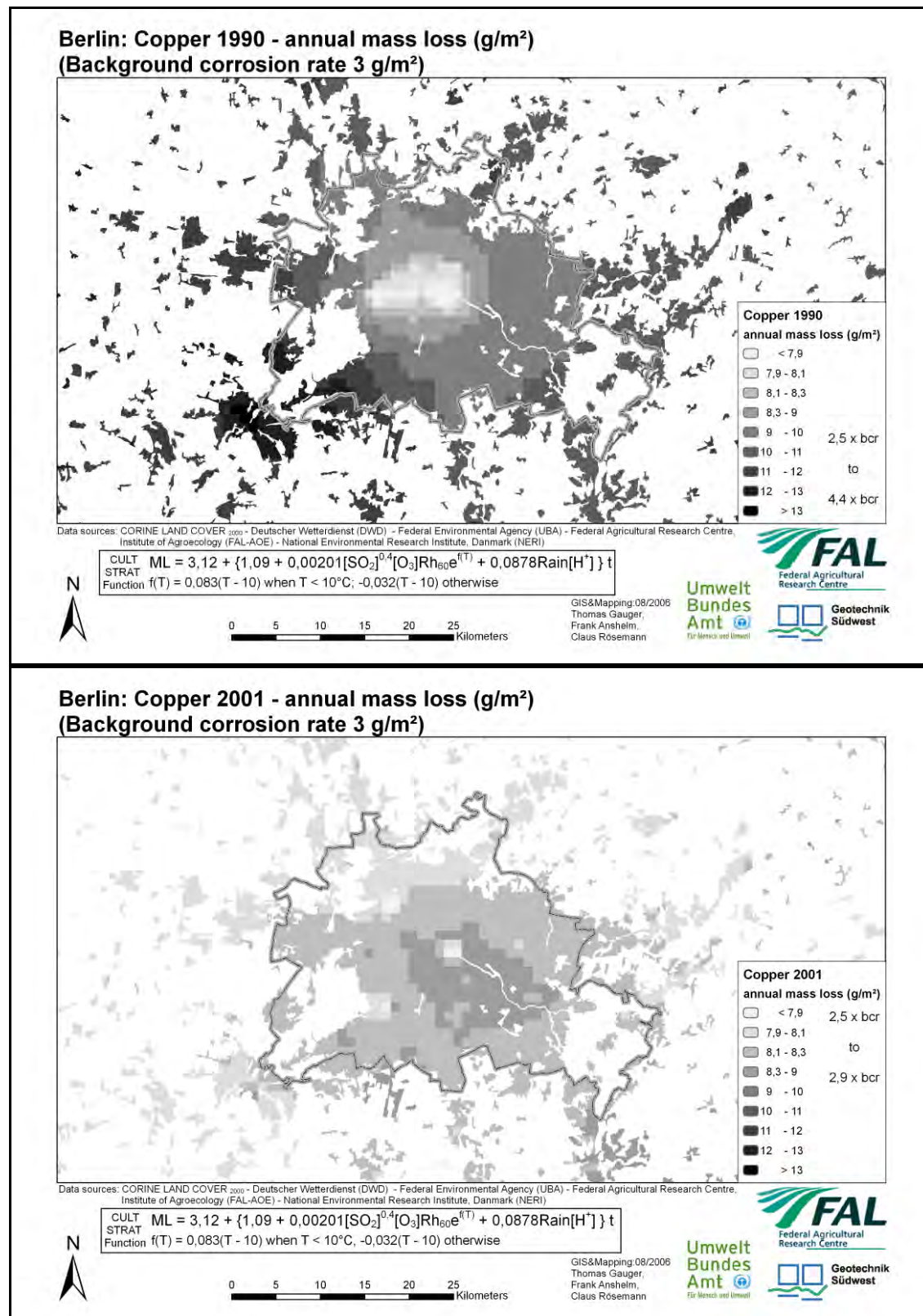
Karte 15: Berlin: Aktuelle Korrosion - Carbon Steel 1990 und 2001



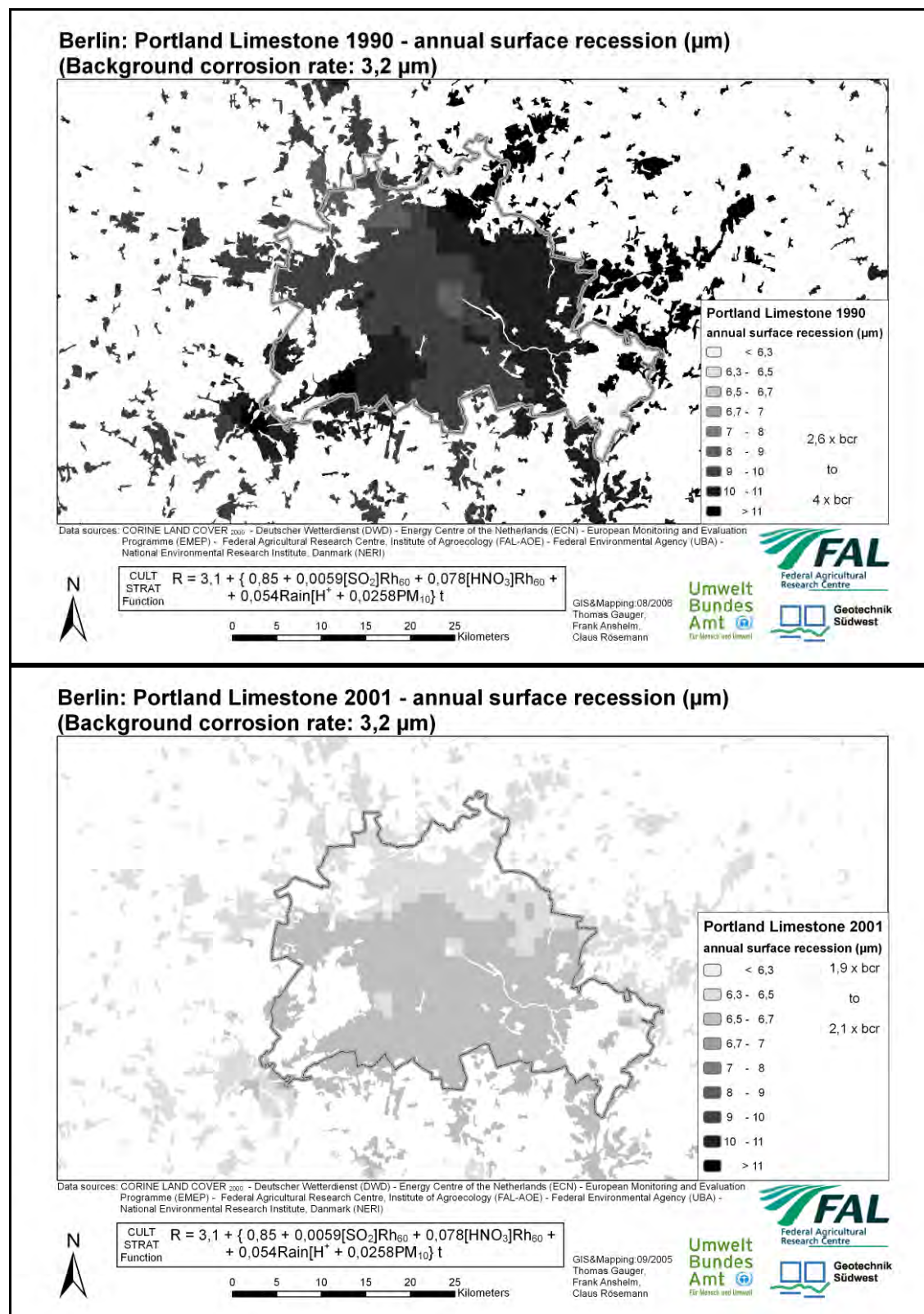
Karte 16: Berlin: Aktuelle Korrosion - Zink 1990 und 2001



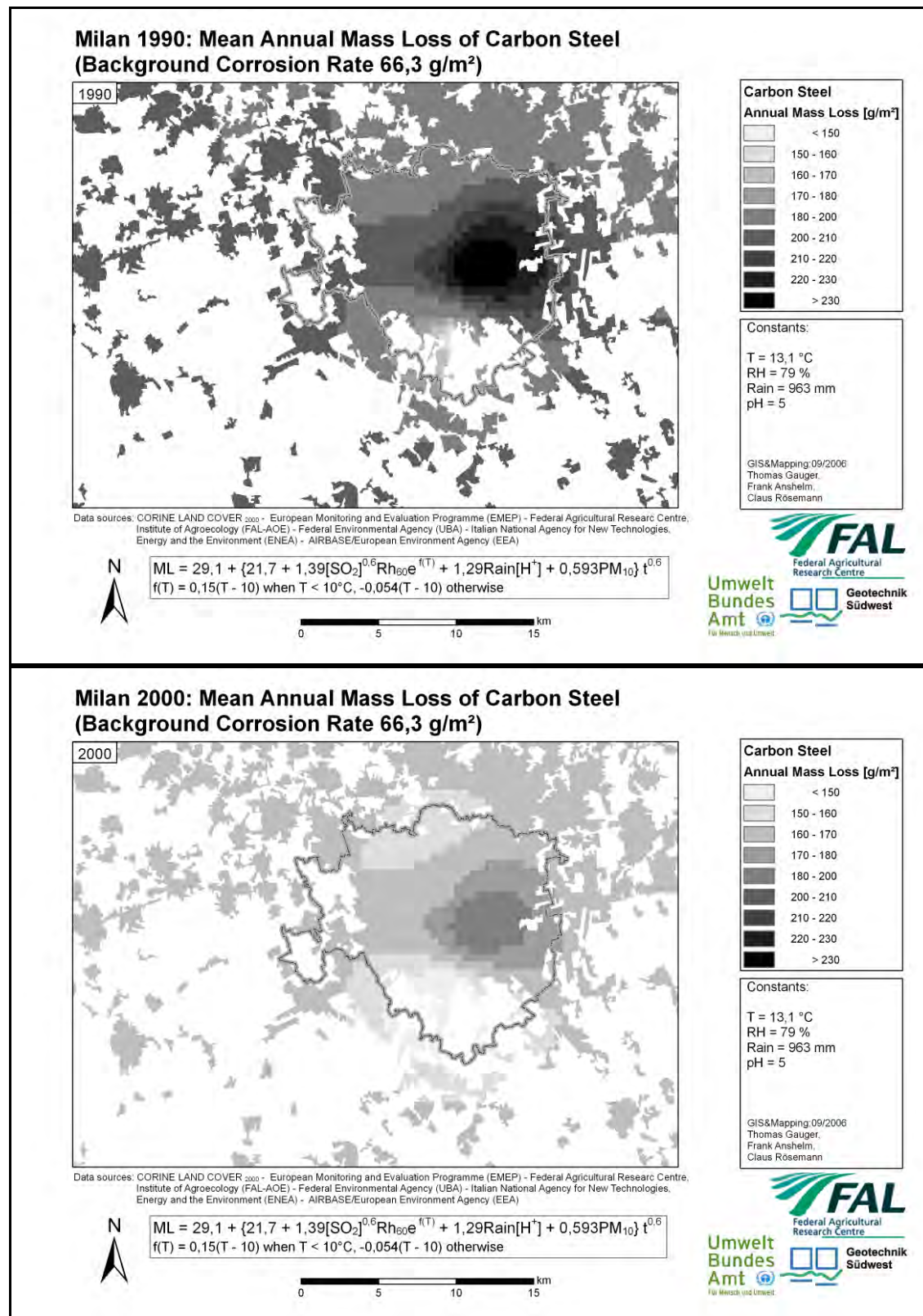
Karte 17: Berlin: Aktuelle Korrosion – Bronze 1990 und 2001



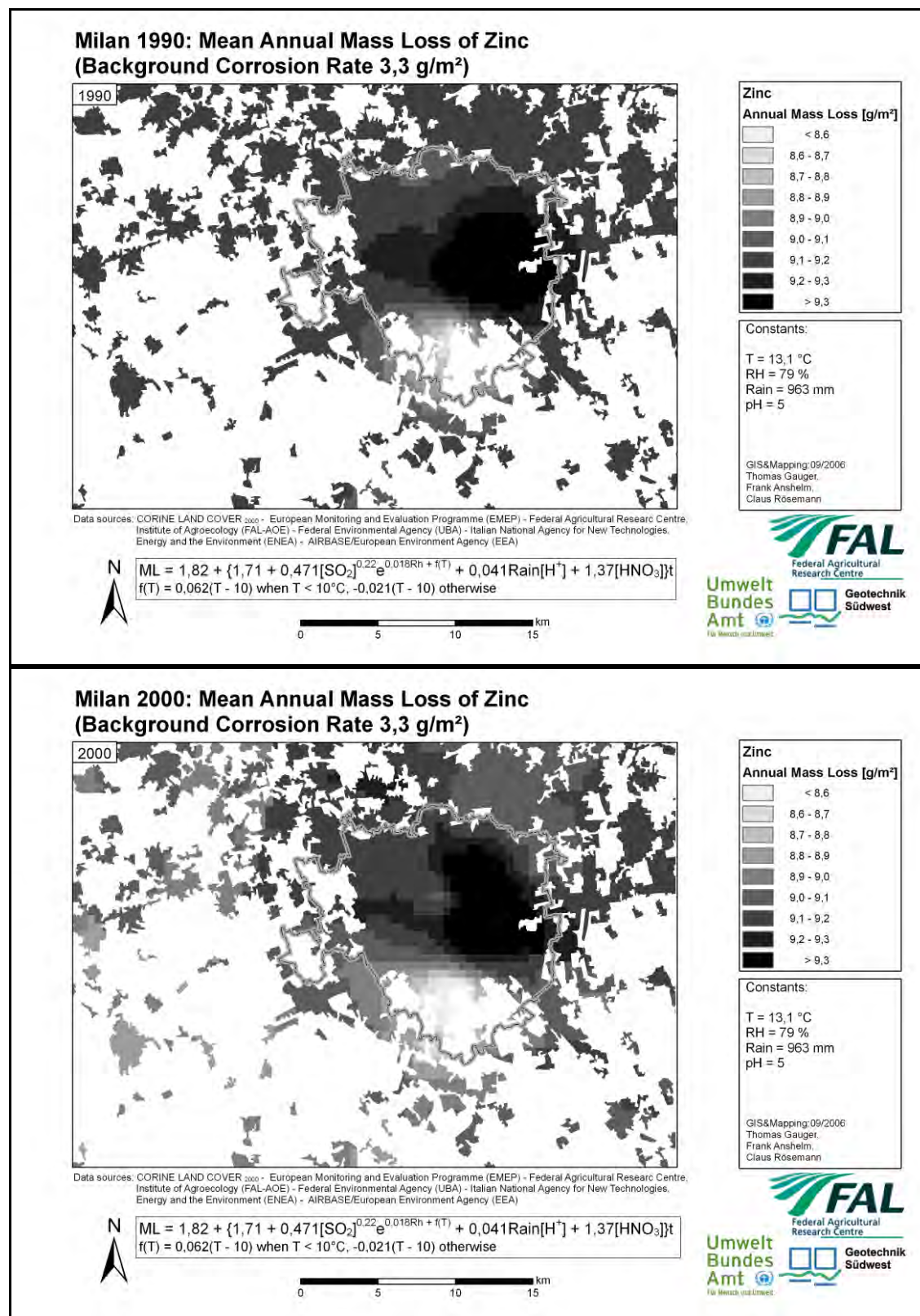
Karte 18: Berlin: Aktuelle Korrosion – Kupfer 1990 und 2001



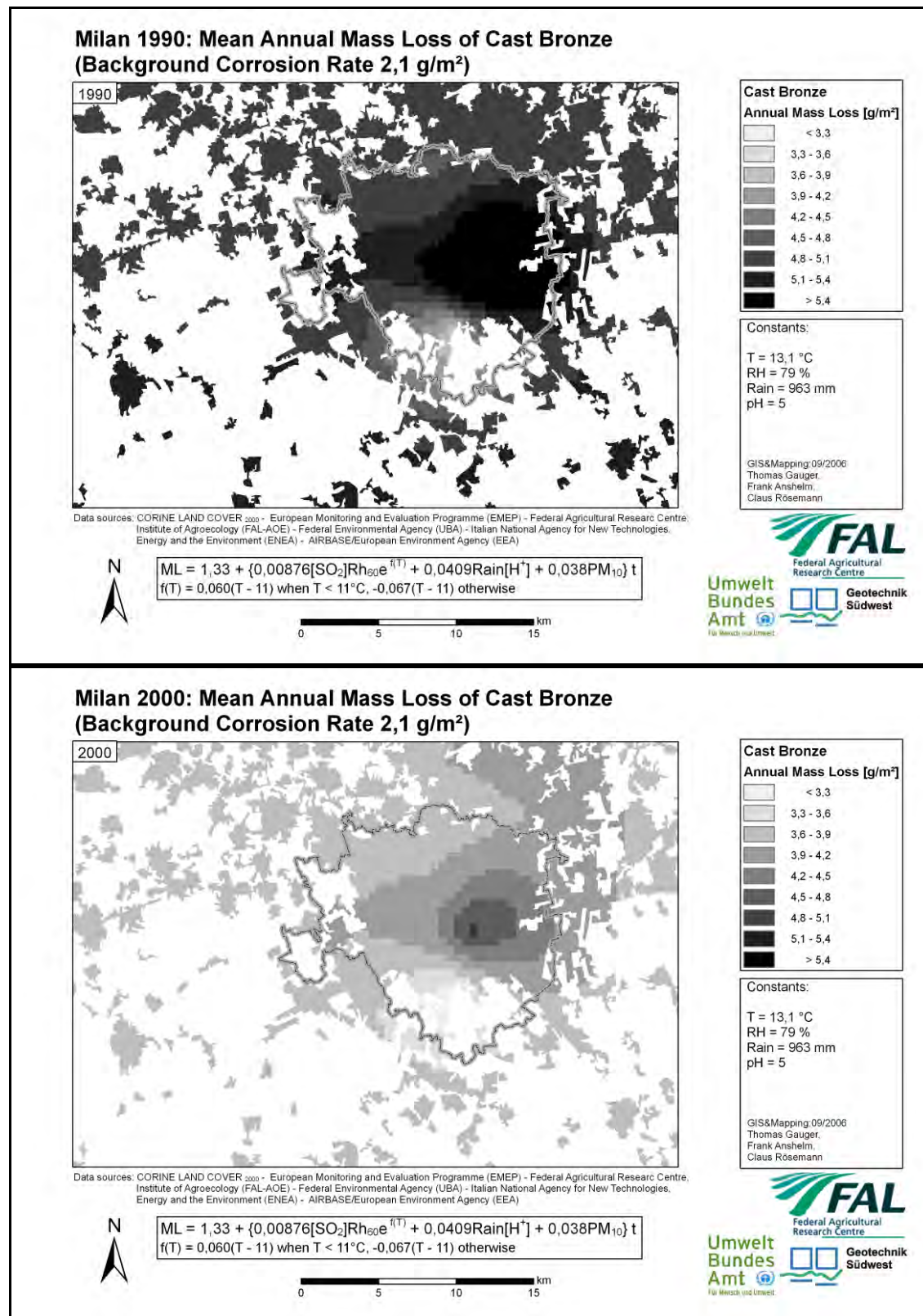
Karte 19: Berlin: Aktuelle Korrosion – Portland Kalkstein 1990 und 2001



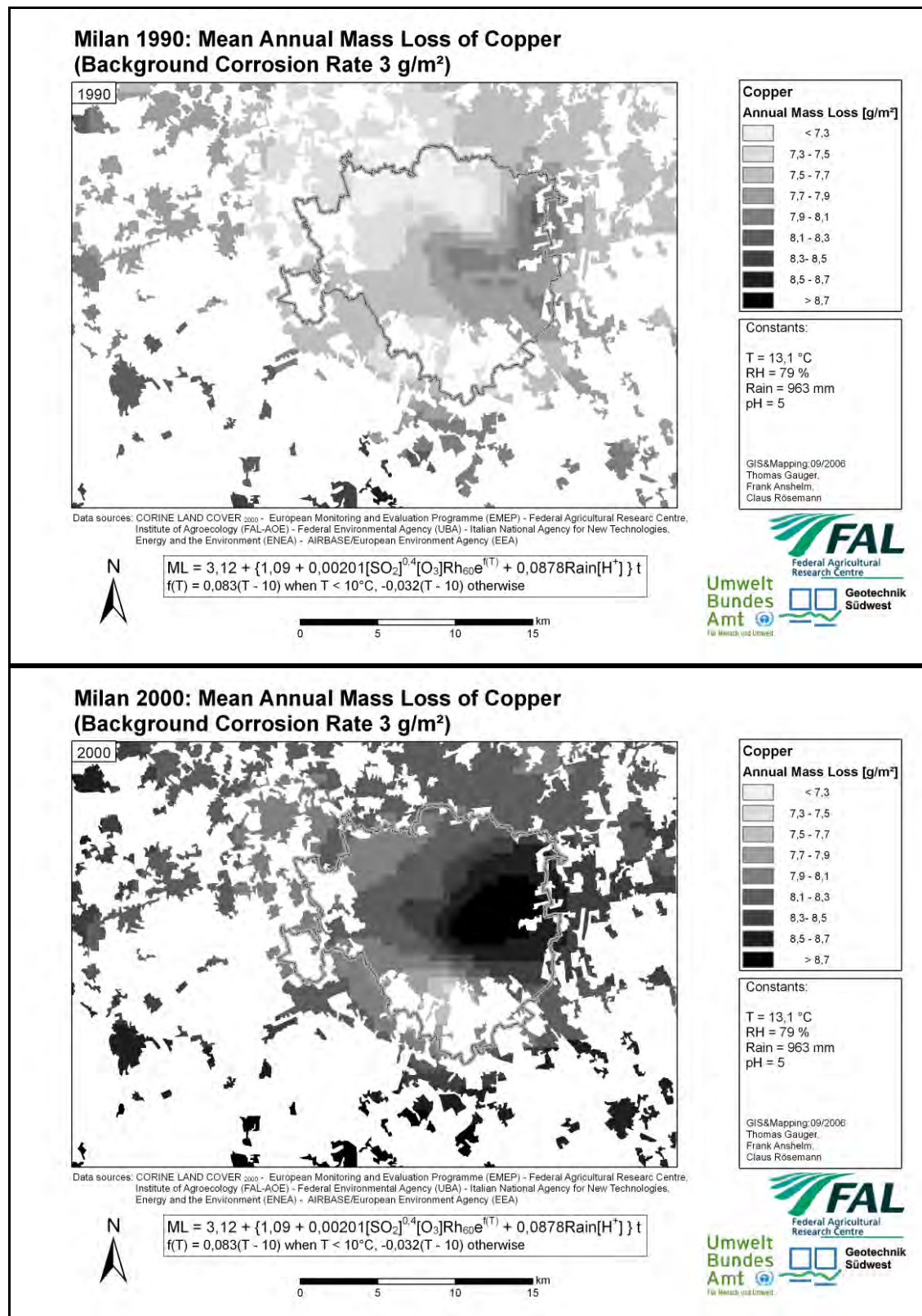
Karte 20: Mailand: Aktuelle Korrosion - Carbon Steel 1990 und 2000



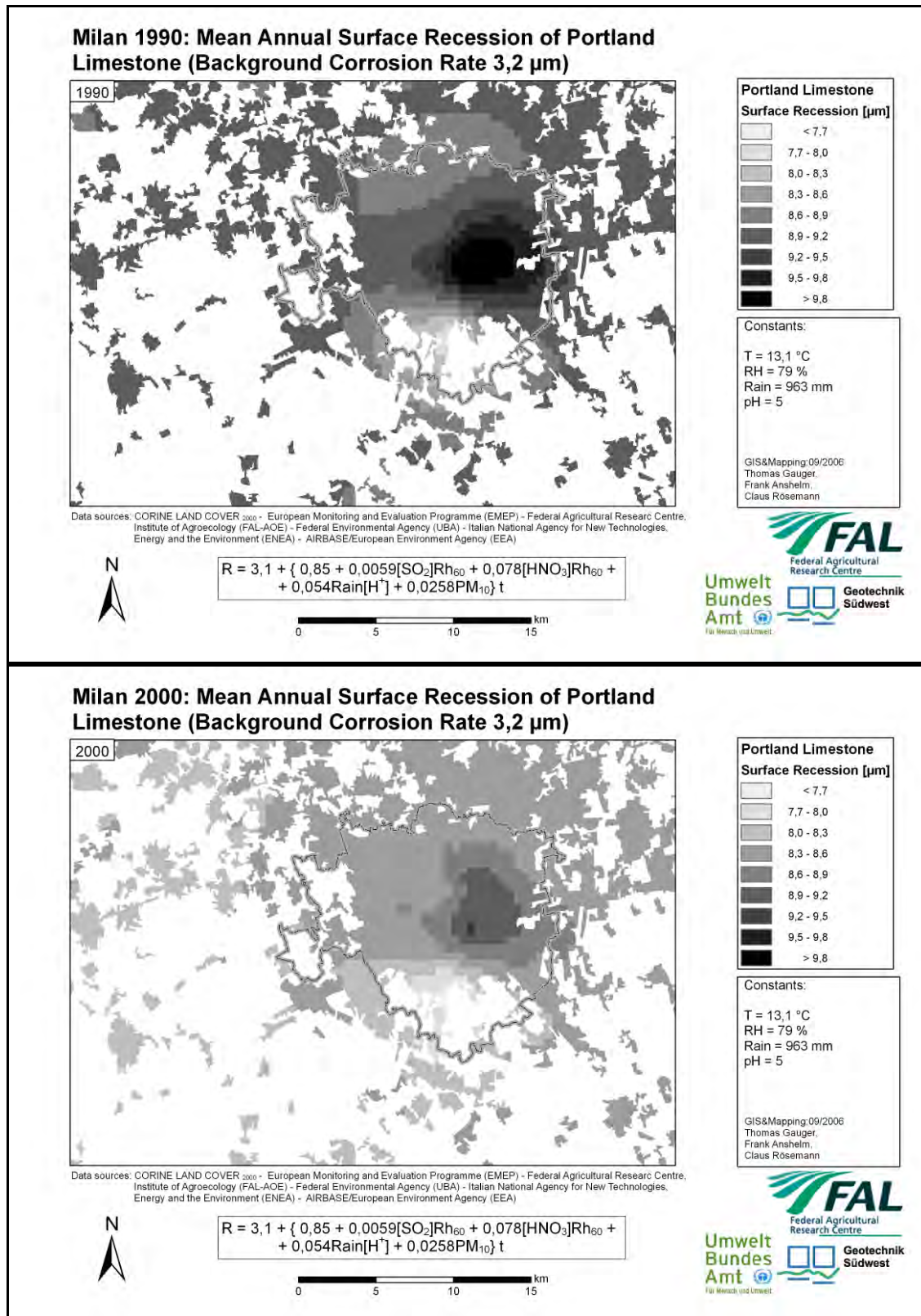
Karte 21: Mailand: Aktuelle Korrosion - Zink 1990 und 2000



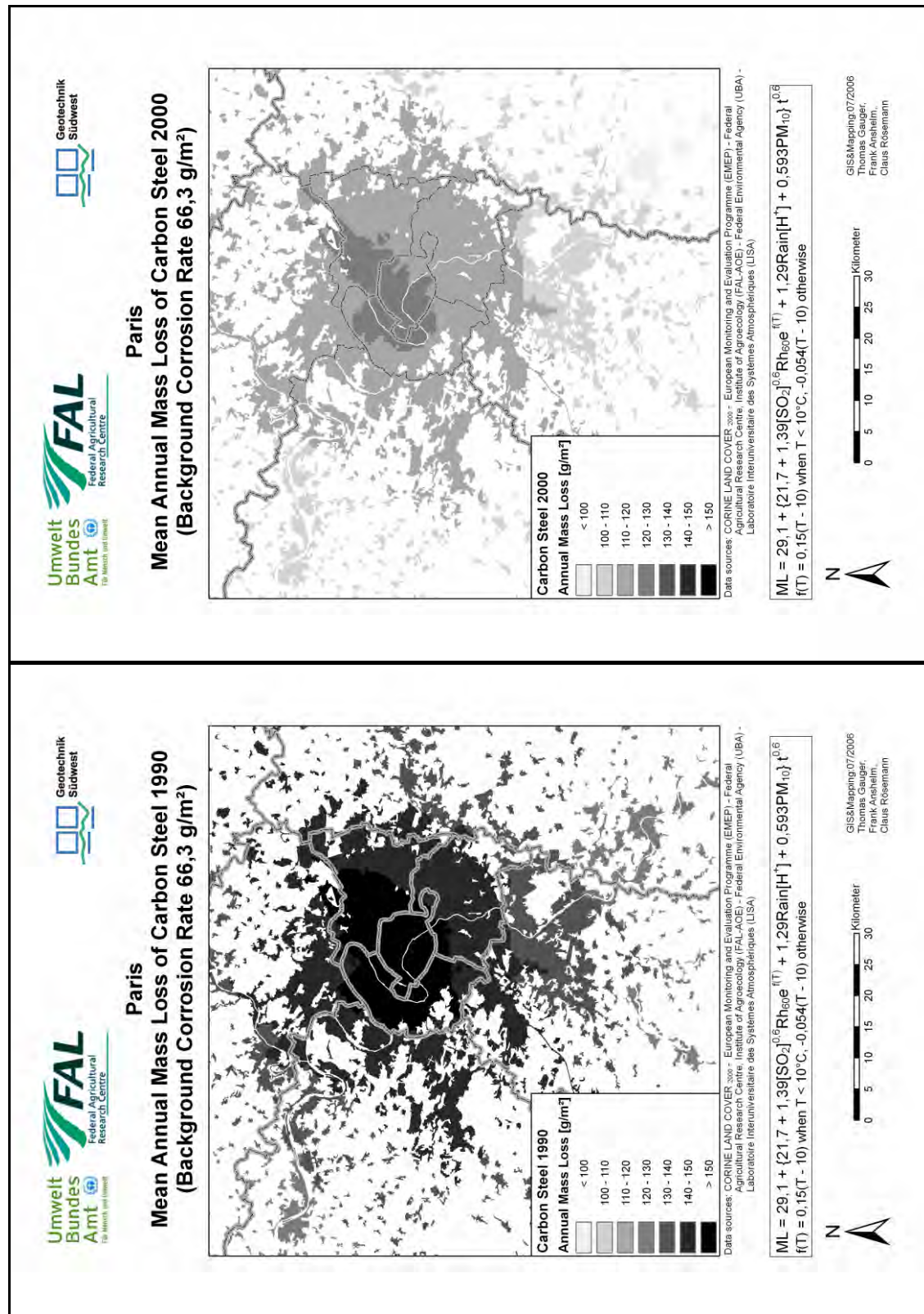
Karte 22: Mailand: Aktuelle Korrosion – Bronze 1990 und 2000



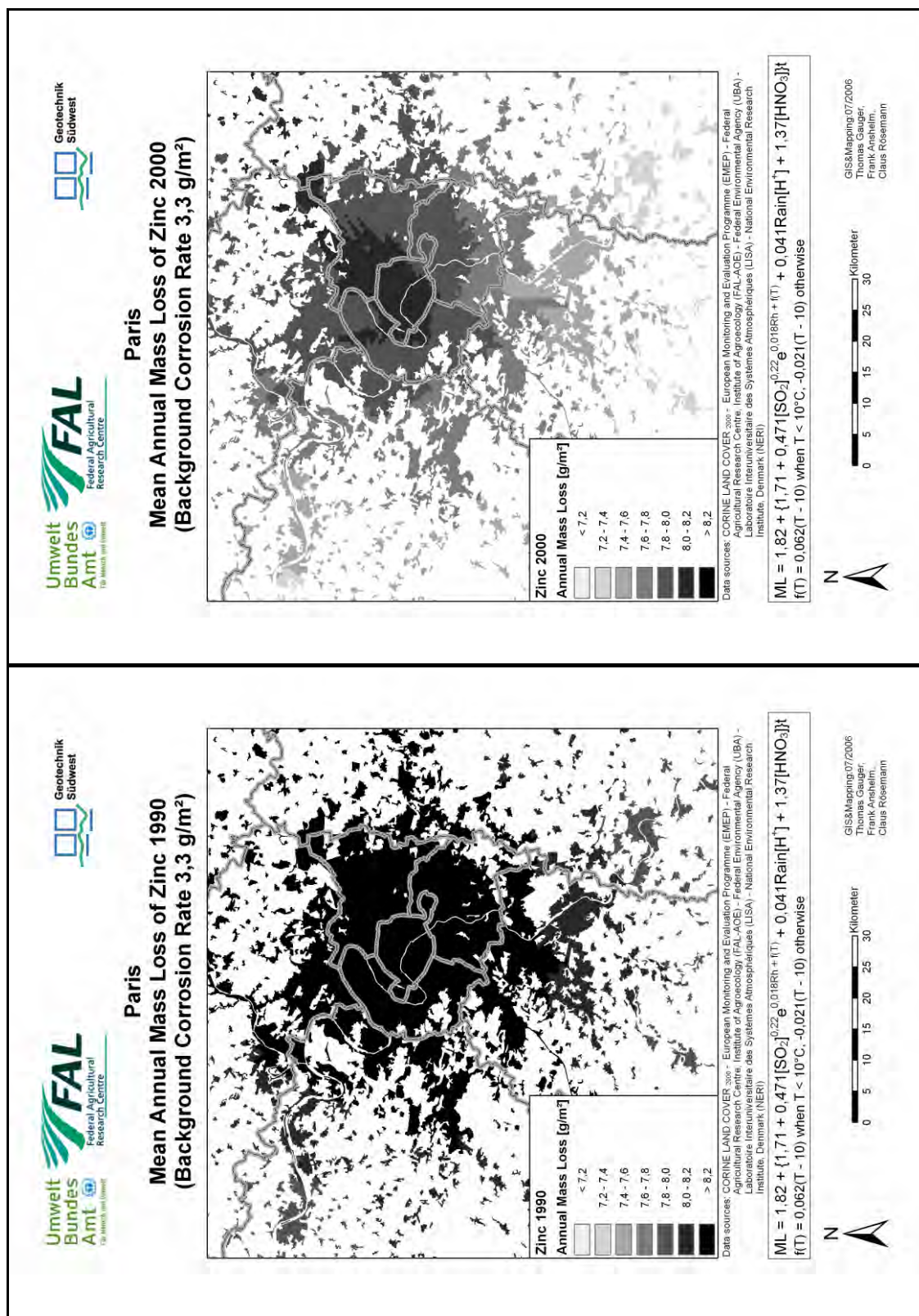
Karte 23: Mailand: Aktuelle Korrosion – Kupfer 1990 und 2000



Karte 24: Mailand: Aktuelle Korrosion – Portland Kalkstein 1990 und 2000



Karte 25: Paris: Aktuelle Korrosion - Carbon Steel 1990 und 2000



Umwelt Bundes Amt
Federal Agricultural Research Centre
For Research and Innovation

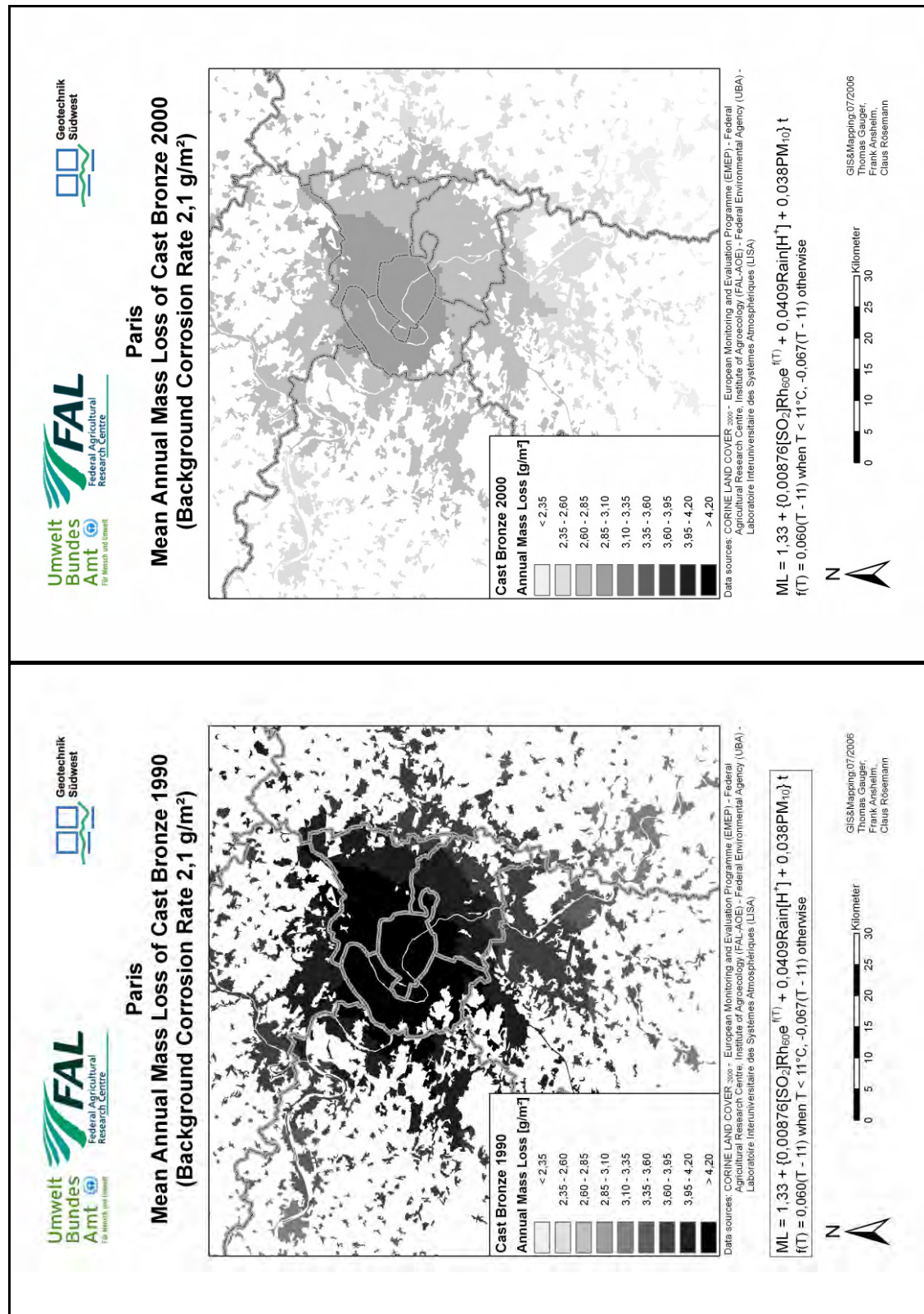
FAL
Federal Agricultural Research Centre

Geotechnik Südwest

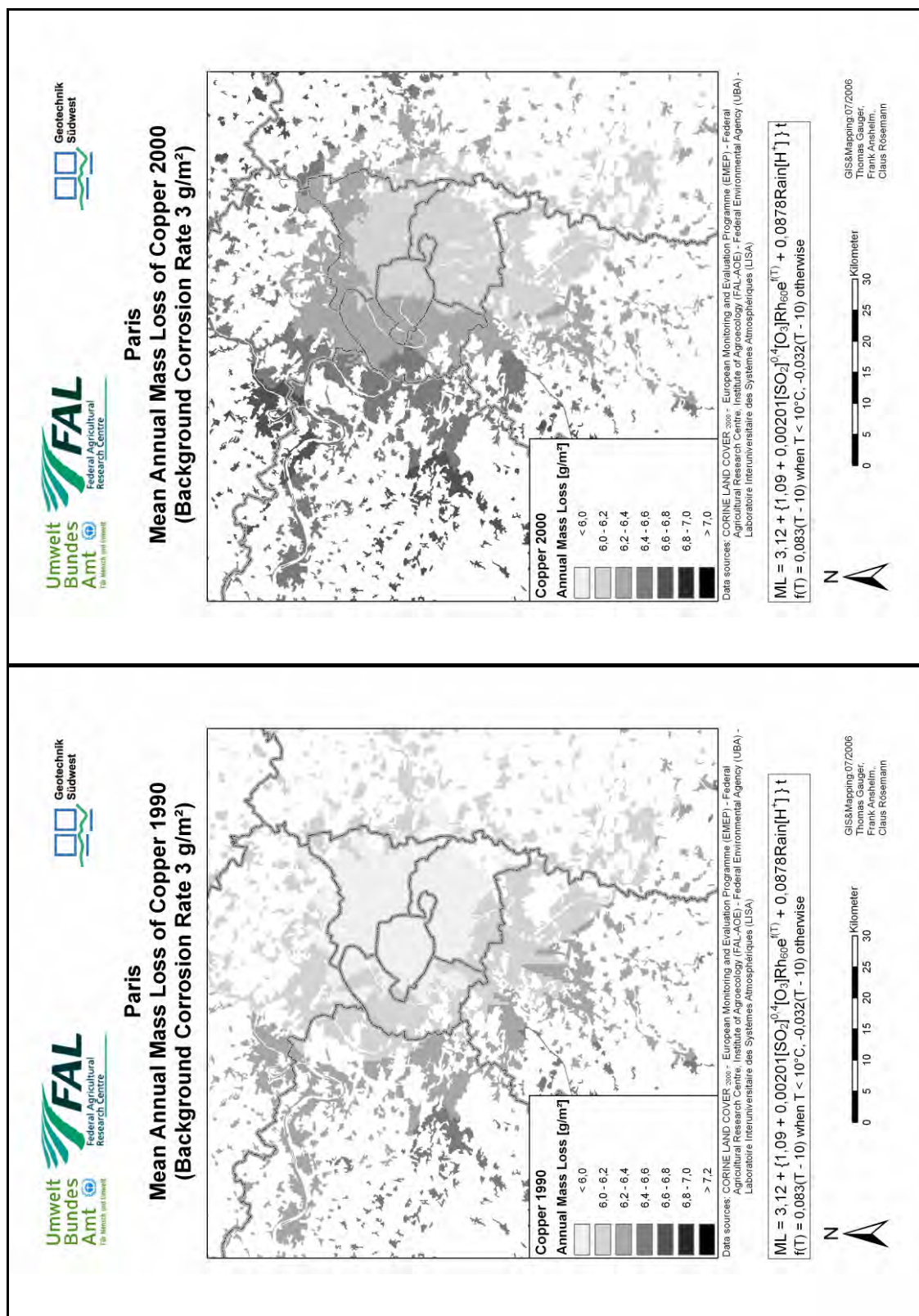
Paris

Mean Annual Mass Loss of Zinc 1990
(Background Corrosion Rate 3,3 g/m²)

Karte 26: Paris: Aktuelle Korrosion - Zink 1990 und 2000



Karte 27: Paris: Aktuelle Korrosion – Bronze 1990 und 2000



Umwelt Bundes Amt
Federal Agricultural Research Centre
For Research and Innovation

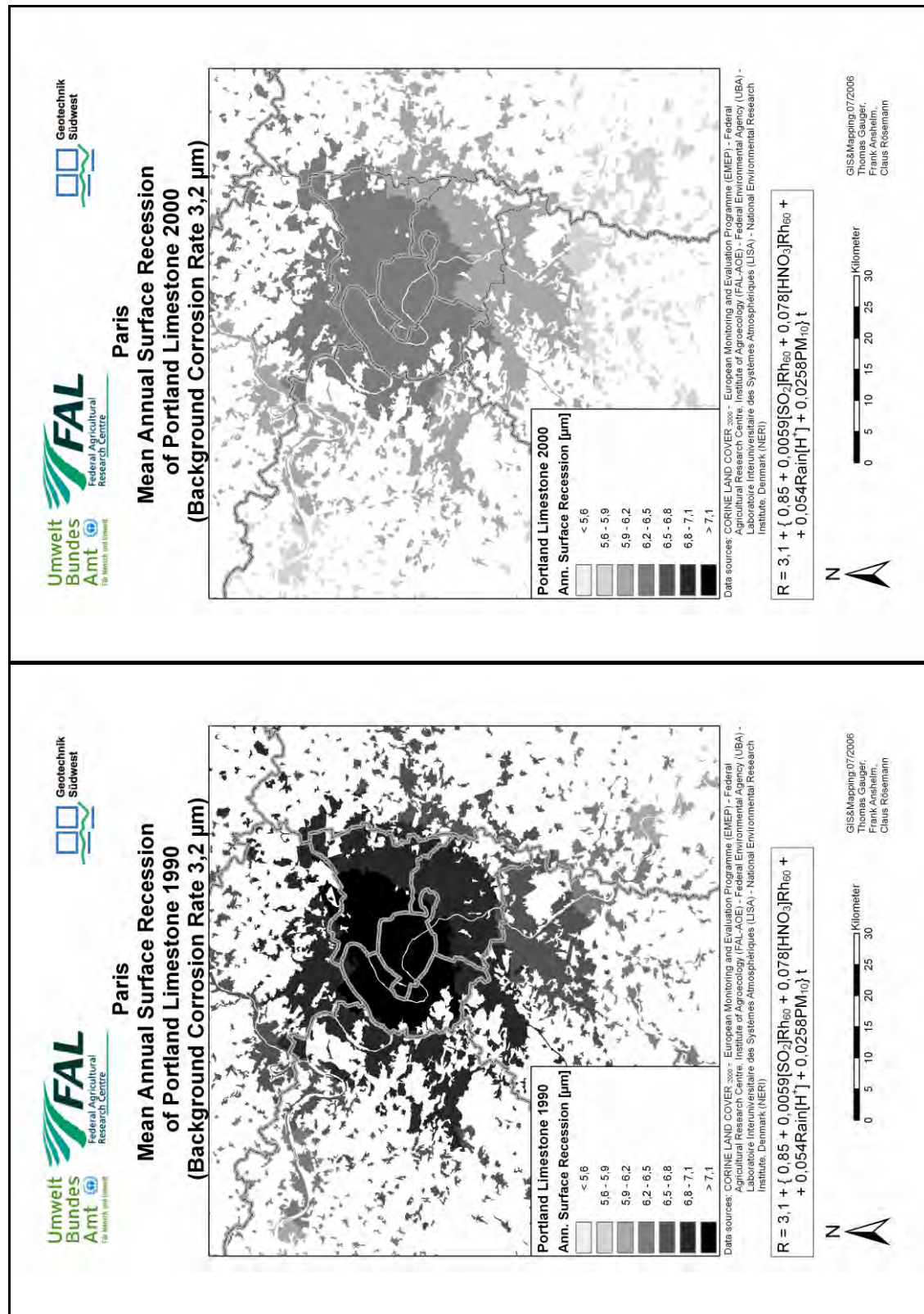
FAL
Federal Agricultural Research Centre

Geotechnik Südwest

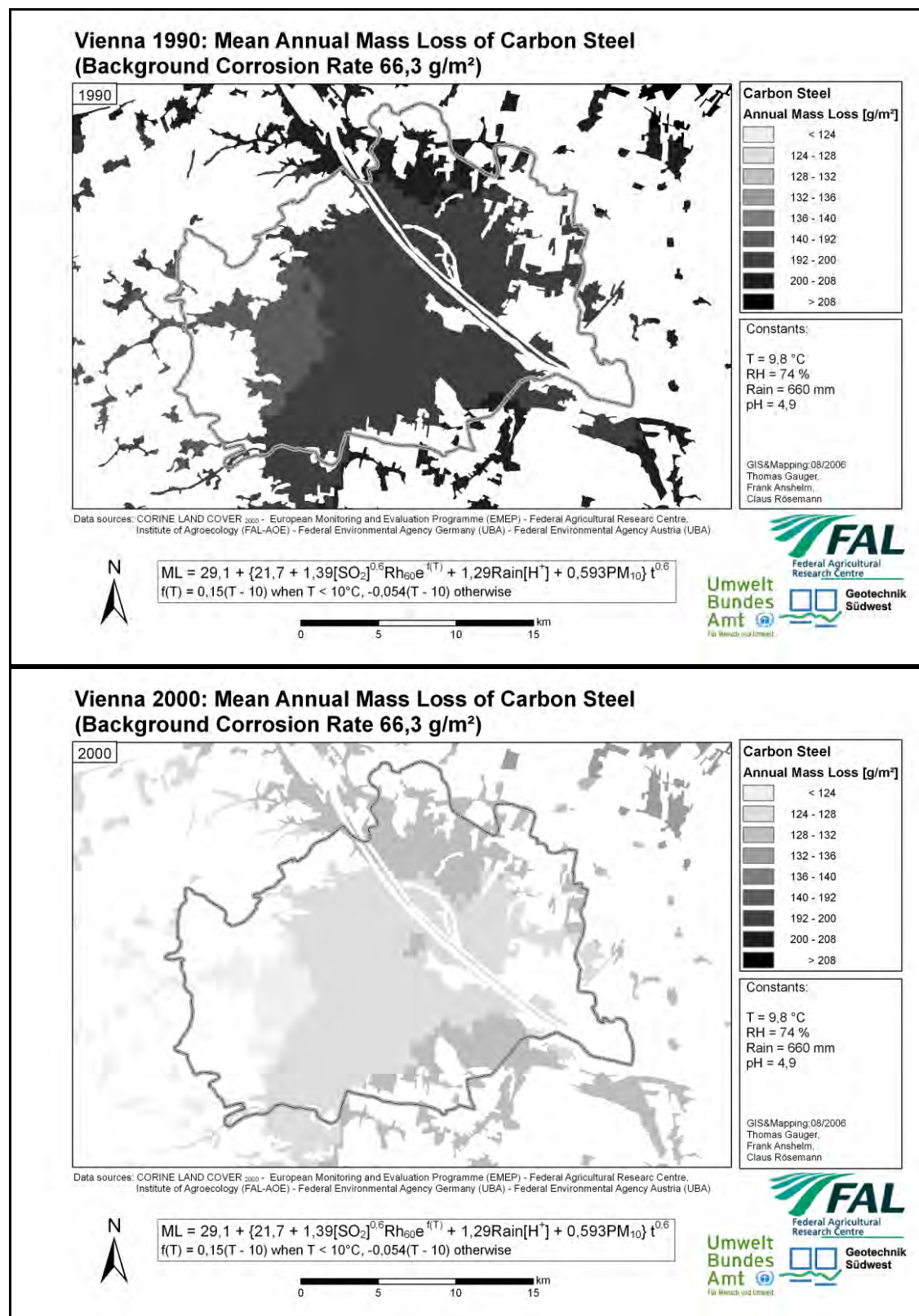
Paris

Mean Annual Mass Loss of Copper 2000
(Background Corrosion Rate 3 g/m²)

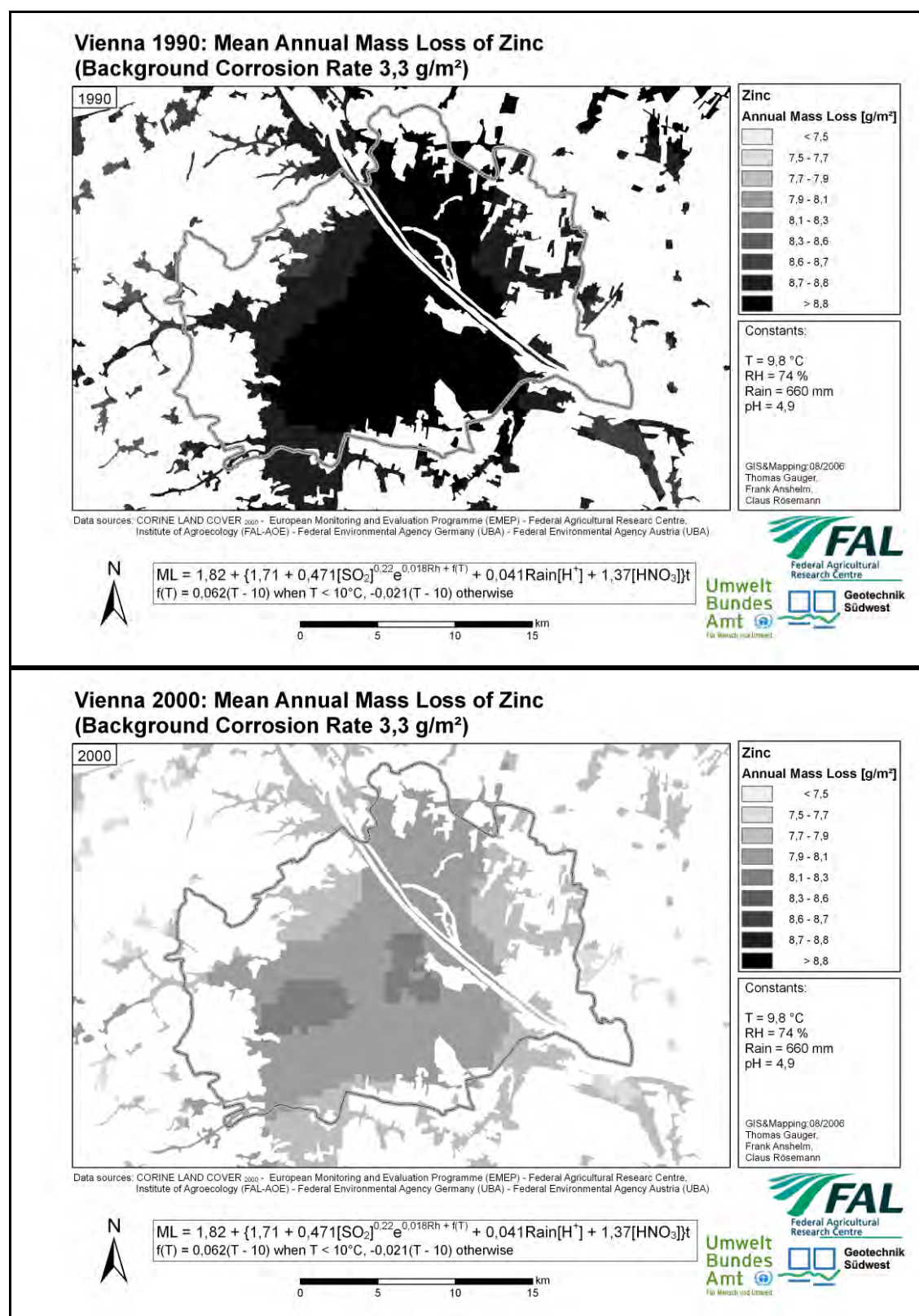
Karte 28: Paris: Aktuelle Korrosion – Kupfer 1990 und 2000



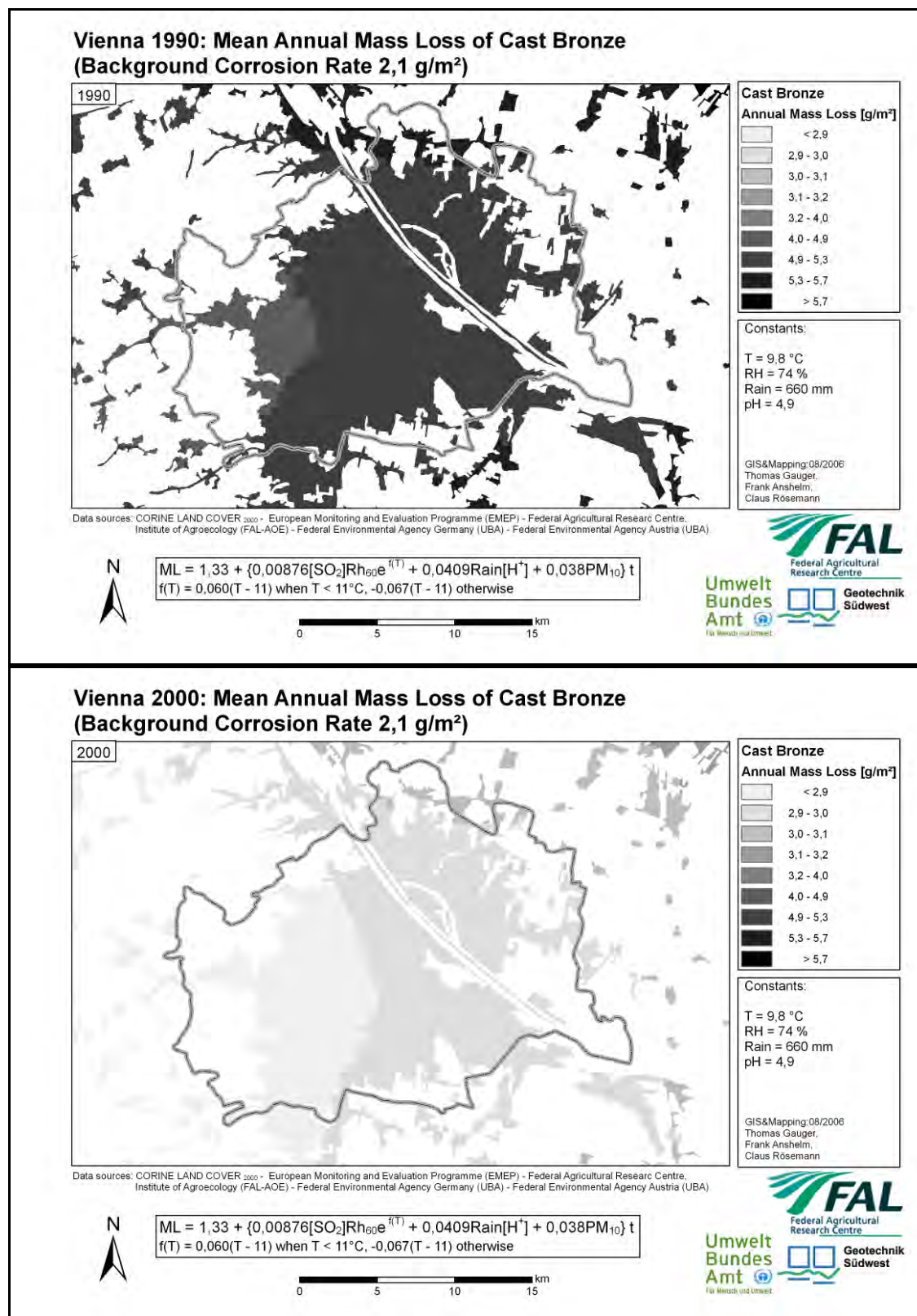
Karte 29: Paris: Aktuelle Korrosion – Portland Kalkstein 1990 und 2000



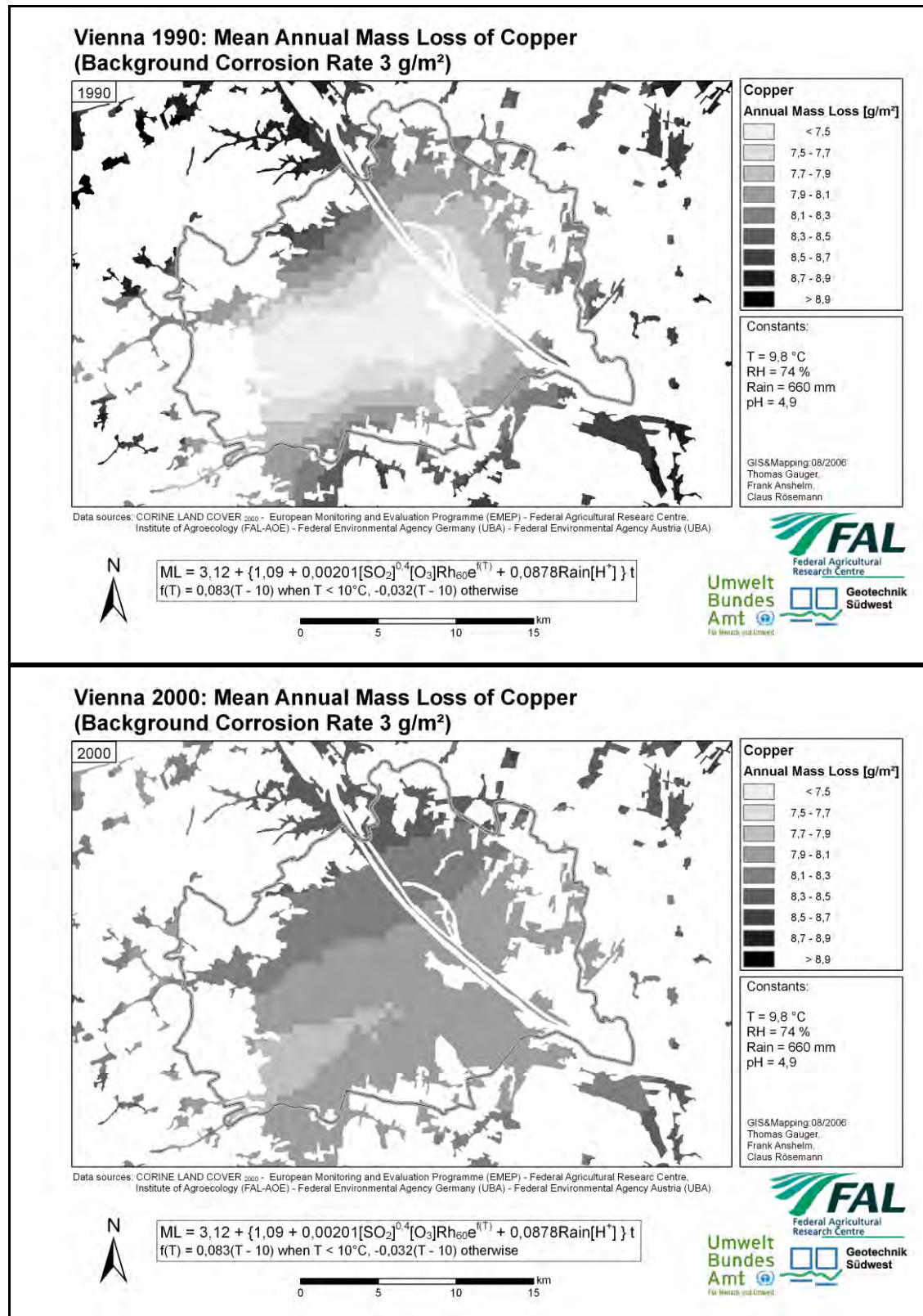
Karte 30: Wien: Aktuelle Korrosion - Carbon Steel 1990 und 2000



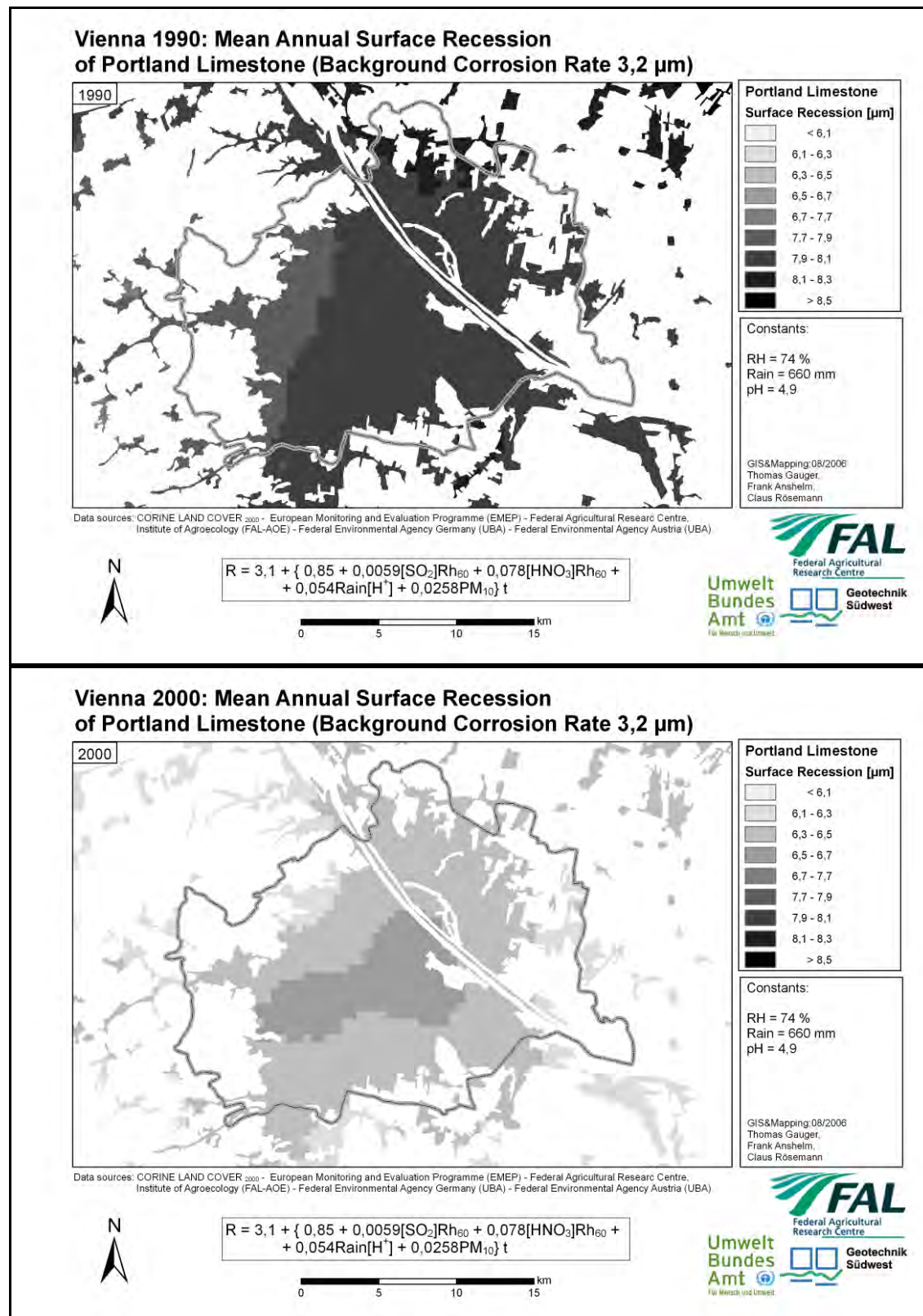
Karte 31: Wien: Aktuelle Korrosion - Zink 1990 und 2000



Karte 32: Wien: Aktuelle Korrosion – Bronze 1990 und 2000



Karte 33: Wien: Aktuelle Korrosion – Kupfer 1990 und 2000



Karte 34: Wien: Aktuelle Korrosion – Portland Kalkstein 1990 und 2000

Umweltforschungsplan
des Bundesministeriums für Umwelt,
Naturschutz und Reaktorsicherheit

Luftreinhal tung

Förderkennzeichen 204 63 252

Nationale Umsetzung der UNECE Luftreinhaltekonvention

Kartierung von Critical Level Überschreitungen

Thomas Gauger^(1,2), Hans-Dieter Haenel⁽¹⁾, Claus Rösemann⁽¹⁾

⁽¹⁾ Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft, Institut für Agrarökologie (FAL-AOE), Braunschweig

⁽²⁾ Institut für Navigation, Universität Stuttgart (INS)

IM AUFTRAG
DES UMWELTBUNDESAMTES

Februar 2007

Inhaltsverzeichnis

Inhaltsverzeichnis	I
Tabellenverzeichnis	I
Abbildungsverzeichnis	I
Kartenverzeichnis	II
1 Einführung	247
2 Datenbasis / Messstationen	247
3 Kartierung der Schadgasimmissionen	248
3.1 Kartierung der SO ₂ Konzentration	248
3.2 Kartierung der NO ₂ und NO Konzentration	252
3.3 Kartierung der O ₃ Konzentration.....	259
4 Kartierung der Überschreitung der Critical Levels	263
4.1 Überschreitung der Critical Levels für SO ₂	263
4.2 Überschreitung der Critical Levels für NO _x	263
4.3 Überschreitung der Critical Levels für O ₃	266
5 Zusammenfassung	272
6 Summary	273
Literatur	274

Tabellenverzeichnis

Tabelle 2.1: Immissionsdatenbestand der FAL/UBA Datenbank	247
Tabelle 3.1: Anzahl der zur Interpolation herangezogenen Messstationen	248
Tabelle 3.2: Grenz- und Richtwerte für die SO ₂ Konzentration in der Luft.....	249
Tabelle 3.3: Grenz- und Richtwerte für die NO ₂ Konzentration in der Luft.....	253
Tabelle 3.4: Grenz- und Richtwerte für die O ₃ Konzentration in der Luft.....	260

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 3.1: SO ₂ Emissionen in Deutschland 1985-2004 (EMEP/MSCW 2000, 2006)	249
Abbildung 3.2: Statistische Kennwerte der SO ₂ -Konzentration 1985-2004	250
Abbildung 3.3: NO _x Emissionen in Deutschland 1985-2004 (EMEP/MSCW 2000, 2006)	252
Abbildung 3.4: Statistische Kennwerte der NO ₂ -Konzentration 1985-2004.....	253
Abbildung 3.5: Statistische Kennwerte der NO-Konzentration 2000-2004.....	254
Abbildung 3.6: Statistische Kennwerte der NO _x -Konzentration 1992-2004.....	255
Abbildung 3.7: NMVOC Emissionen in Deutschland 1985-2004 (EMEP/MSCW 2000, 2006).....	259
Abbildung 3.8: Statistische Kennwerte der O ₃ -Konzentration 1990-2004.....	261
Abbildung 4.1: Statistische Kennwerte des AOT40forests 1990-2004.....	267
Abbildung 4.2: Statistische Kennwerte des AOT40crops 1990-2004.....	267
Abbildung 4.3: Statistische Kennwerte des AOT40seminatural Vegetation 2000-2004	268

Kartenverzeichnis

Karte 1: SO ₂ -Konzentration 2000-2004	251
Karte 2: NO ₂ -Konzentration 2000-2004	256
Karte 3: NO-Konzentration 2000-2004.....	257
Karte 4: NO _x -Konzentration 2000-2004	258
Karte 5: O ₃ -Konzentration 2000-2004	262
Karte 6: SO ₂ -Überschreitung des Critical Levels für Flechten 2000-2004	264
Karte 7: NO _x -Überschreitung des Critical Levels für Vegetation 2000-2004.....	265
Karte 8: O ₃ -AOT40-Werte für Agrargebiete und Waldgebiete bzw. Gebiete mit perennierender seminatürlicher Vegetation 2000-2004.....	269
Karte 9: O ₃ -AOT40 Überschreitung des Critical Levels in Agrargebieten und Waldgebieten und Gebieten mit perennierender mehrjähriger Vegetation 2000-2004	270
Karte 10: O ₃ -AOT40 Überschreitung des Critical Levels, Fünfjahresdurchschnitt 2000-2004	271

1 Einführung

Critical Levels sind definiert als Konzentrationen von Luftinhaltsstoffen in der Atmosphäre oberhalb derer direkte Schadeffekte an Rezeptoren nach derzeitigem Wissen zu erwarten sind (UN ECE 2004, Nagel & Gregor 1999). Rezeptoren können Wälder, natürliche Ökosysteme, landwirtschaftliche Nutzpflanzen, Flechten oder aber auch Menschen, Tiere oder Materialien sein. Die zu beobachtenden Schadeffekte können sich in Form von Wachstumsstörungen oder verminderter Vitalität einzelner Individuen, Veränderungen in der Artenzusammensetzung eines Ökosystems oder frühzeitig auftretender Materialschäden bemerkbar machen.

Im Rahmen der UN ECE Konvention über weit reichende, grenzüberschreitende Luftverschmutzung (Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution - CLRTAP) wurden Critical Levels für verschiedene Schadgase vereinbart (UN ECE 2004).

Die Kartierung von Überschreitungen von Critical Levels ist eine der Aufgaben dieses Forschungsprojekts. Grundlage für die Kartierung sind Messdaten der Immission von mehreren hundert Monitoringstationen die in einer Datenbank vorliegen. Diese Datenbank wurde in den Jahren 1993-2002 im Institut für Navigation (INS) der Universität Stuttgart aus Datenlieferungen der UBA Datenbank für Luftinhaltsstoff-Konzentrationen (UBA Fg. II 5.2) aufgebaut und 2003 zum Institut für Agrarökologie in der FAL, Braunschweig transferiert und um die Daten der Jahre 2000-2004 erweitert. Enthalten sind Konzentrationsdaten von Ozon (O_3), Schwefeldioxid (SO_2), Stickstoffmonoxid (NO), Stickstoffdioxid (NO_2) und die Summe der letzten beiden Gase, im Weiteren bezeichnet als oxidiert Stickstoff (NO_x). In einem ersten Schritt werden aus den Daten dieser Monitoringstationen flächendeckend für Deutschland mittels Kriginginterpolation Konzentrations- bzw. Immissionskarten produziert. Die Kartierung der Konzentrationen wird in Kapitel 3 beschrieben. In Kapitel 4 werden die Ergebnisse dieser Kartierung mit den Critical Levels verglichen.

2 Datenbasis / Messstationen

Die Konzentration von Schadgasen wird durch stationäre Monitoringstationen überwacht. Entsprechend dem Bundes-Immissionsschutzgesetz (BImSchG) sind die Länder dazu verpflichtet. Es bestehen 17 Messnetze in Deutschland, eines in jedem Bundesland und ein länderübergreifendes Messnetz der Umweltbundesamtes. Die Konzentrationsdaten der Stationen werden nach einem ersten Qualitätscheck in halbstündlicher Auflösung ans UBA Fg. II 5.2 übermittelt. Dort werden die Daten harmonisiert und in eine nationale Datenbank übernommen. Diese Daten dienen als Grundlage der Kartierung. In der FAL sind sie als Jahresmittelwerte in einer ACCESS Datenbank gespeichert. Zurzeit enthält die Datenbank Daten von 1112 Messstationen. Folgende Informationen sind u. a. gespeichert: ID und Name der Station, Koordinaten, Meereshöhe, Datum der In- und Außerbetriebnahme, Adresse, Typ der Station (ländlich, städtisch, Verkehr, andere), Informationen zur Umgebung der Station und die Konzentrationsdaten von SO_2 , O_3 , NO_2 , NO und NO_x . In früheren Arbeiten ähnlicher Thematik (Köble et. al. 1997, Gauger et. al. 2000, Anshelm & Gauger, 2002) war es notwendig eine aufwändige Reklassifizierung der Stationen durchzuführen, da Stationen die direkt durch Verkehrsemissionen beeinflusst sind aufgrund ihrer geringen Repräsentativität nicht bei der Kartierung von Ozon- und Stickstoff-Konzentrationen verwendet werden sollten und in der Datenbank diesbezügliche Informationen nicht für alle Stationen vorhanden waren. Diese Reklassifizierung entfällt, da mittlerweile die Meta-Informationen aller Stationen in der UBA-Datenbank vorliegen. Diese Meta-Informationen können von der Webseite des UBA herunter geladen werden.

Neben den mittleren jährlichen Konzentrationen werden zur Berechnung der AOT40-Werte (siehe Kap 4.3) die Ozonkonzentrationen zusätzlich auch in stündlicher Auflösung in der FAL/UBA Datenbank vorgehalten (Tabelle 2.1).

Tabelle 2.1: Immissionsdatenbestand der FAL/UBA Datenbank

	Zeitbezug	K ⁽¹⁾	hPa ⁽²⁾	Jahre
NO_2	Jahresmittelwerte	293	1013	1985-2004
NO	Jahresmittelwerte	293	1013	1992-2004
SO_2	Jahresmittelwerte	273	1013	1985-2004
O_3	Jahresmittelwerte	293	1013	1990-2004
O_3	Stundenmittelwerte	293	1013	1990-2004

⁽¹⁾Bezugstemperatur, ⁽²⁾Bezugsluftdruck

3 Kartierung der Schadgasimmissionen

Die Kartierung von Luftschadstoffkonzentration ist eine der Hauptaufgaben dieses Projekts. Das Hauptziel des Kartierungsprozesses ist hochauflösende Datensätze zu produzieren, die über die Konzentrationen von SO₂, NO, NO₂ und O₃ flächenhaft für ganz Deutschland Informationen bereitstellen. Zur Berechnung werden Kriging-techniken eingesetzt mit deren Hilfe die Messwerte der Messstationen in die Fläche interpoliert werden.

Die Qualität der interpolierten Karten wird bestimmt durch die Qualität der Messdaten und der Dichte des Messnetzes im jeweiligen Jahr. Eine hohe Dichte und gleichmäßige Verteilung von Messstationen liefert die besten Resultate. Die Anzahl und Verteilung der Messstationen kann von Jahr zu Jahr und von Schadgas zu Schadgas erheblich variieren. Der Fehler der Interpolation lässt sich mit Hilfe der Krigingvarianz flächenhaft als Schätzfehler in den gleichen Einheiten wie in den Konzentrationskarten angeben:

$$\text{Schätzfehler} = 2 * (\text{Krigingvarianz})^{1/2}$$

Tabelle 3.1 zeigt die Anzahl der Datensätze, die pro Jahr für die Interpolation zur Verfügung stehen.

Im Fall von SO₂ wurden alle zur Verfügung stehenden Datensätze auch zur Interpolation herangezogen. Bei der Interpolation von NO₂, NO und O₃ wurden Daten von Messstationen, die durch Verkehrsemissionen direkt beeinflusst sind, nicht verwendet. Die Zuordnung, ob eine Station direkt durch den Verkehr beeinflusst wird oder nicht, geschieht anhand der Liste „Bericht EU-Meta-Stationen“ des Umweltbundesamtes aus dem Internet (<http://www.env-it.de/stationen/public/downloadRequest.do>).

Tabelle 3.1: Anzahl der zur Interpolation herangezogenen Messstationen

	2000	2001	2002	2003	2004
SO2	421	403	311	285	278
NO2	322	320	326	295	281
NO	321	320	323	294	281
O3	297	299	301	283	275
AOT40c	293	294	298	257	268
AOT40f	294	296	298	255	267

Die Anzahl der Messstationen geht bei allen Komponenten im betrachteten Zeitraum zurück, besonders stark ist die Abnahme der Stationen beim SO₂ zu beobachten. Dies ist auf den starken Rückgang der SO₂ Immissionen in den 1990er Jahren zurückzuführen, dem eine Ausdünnung der Messstellendichte, in der Regel aus Kostengründen gerechtfertigt, folgte.

3.1 Kartierung der SO₂ Konzentration

Anthropogenes Schwefeldioxid wird vor allem bei Verbrennungsprozessen freigesetzt. Der in fossilen Brennstoffen mit bis zu 4% vorhandene Schwefel wird oxidiert und gelangt so in die Atmosphäre. SO₂ Emissionen entstehen insbesondere bei der Aufbereitung von Rohöl oder Erdgas, der Metallproduktion und in der chemischen Industrie.

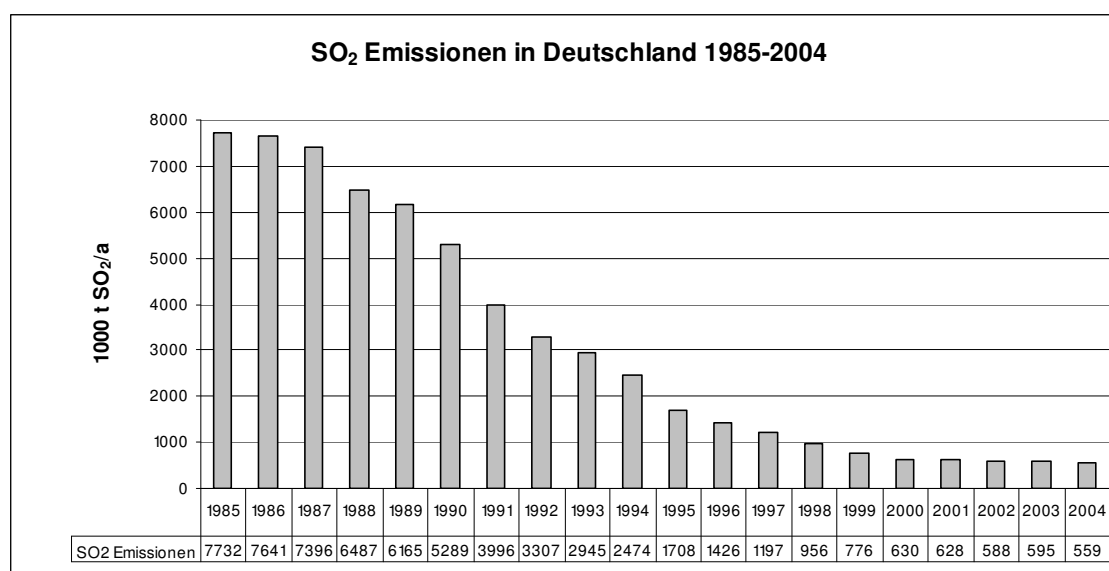
Schwefeldioxid ist seit langem als Schadgas bekannt. Es hat negative Effekte auf die menschliche Gesundheit, Pflanzen und Materialien. Pflanzen und Materialien werden vor allem durch die Bildung von Schwefelsäure („saurer Regen“) beeinträchtigt, beim Menschen wirkt es auf die Schleimhäute der Atmungsorgane und führt zu Atemproblemen.

Es existieren verschiedene nationale und internationale Richtlinien und Verordnungen unterschiedlicher Verbindlichkeit die Emission und Konzentration von SO₂ betreffend. Tabelle 3.2 gibt einen Überblick über einige derzeit gültige Grenz- und Richtwerte der SO₂ Konzentration in der Luft. Eine weitere, in der Tabelle nicht genannte, wichtige Verordnung ist die „Großfeuerungsanlagenverordnung vom 22. Juni 1983 (13. BImSchV), die durch eine Verschärfung der Emissionsgrenzwerte für Kraftwerke großen Einfluss auf den Rückgang der SO₂ Emissionen hatte. Abbildung 3.1 zeigt dass die verschiedenen Anstrengungen zur Reduzierung der SO₂ Emissionen tatsächlich zu einer raschen Abnahme der Emissionen von über 7700 kt/a 1985 auf 560 kt/a im Jahr 2004 (das entspricht einem Rückgang um 92,8%) führten, wobei sich die Emissionen seit 2000 allerdings nur noch in geringem Maße verringerten.

Tabelle 3.2: Grenz- und Richtwerte für die SO₂ Konzentration in der Luft

Quellen	Wert (µg/m ³)	gemittelt über	Schutzgut	Verbindlichkeit	Bemerkung
WHO (2006)	500	10 min	menschl. Gesundheit	Richtwert	
	20	24 h			
22. BImSchV (2002); TA Luft (2002); 1. Daughter Directive (1999/30/EC) to Air Quality Framework Directive (96/62/EC)	350	1 h	menschl. Gesundheit	Grenzwert	pro Jahr max. 24 Überschreitungen
	125	24 h			pro Jahr max. 3 Überschreitungen
	20	1 a oder 1.10.-31.3	Ökosysteme	Grenzwert	
TA Luft (2002)	50	1 a	menschl. Gesundheit	Grenzwert	
UN ECE „Göteborg Protocol“; Mapping Manual* (2004)	10	1 a	Flechten	Critical Level	
	20		Wälder/natürl. Vegetation	Critical Level	
	30		landw. Nutzpflanzen	Critical Level	

* ICP Modelling & Mapping (2004): Manual on methodologies and criteria for modelling and mapping Critical Loads & Levels and air pollution effects, risks and trends

**Abbildung 3.1: SO₂ Emissionen in Deutschland 1985-2004 (EMEP/MSCW 2000, 2006)**

Die Abnahme der SO₂ Emissionen wirkte sich unmittelbar auf die Konzentrationen aus. Abbildung 3.2 zeigt den Rückgang der SO₂ Konzentration seit 1985 (man beachte die logarithmische Skalierung der Y-Achse). Seit 1985 (Mittelwert: 52 µg/m³, Median 41 µg/m³) ist die mittlere SO₂ Konzentration in Deutschland auf 4 µg/m³ im Jahr 2001 zurückgegangen. Das entspricht einem Rückgang um 93,3%. Seitdem bleiben die Werte in etwa konstant. Noch etwas stärker ist der Rückgang bei den Maximalwerten (über 96% Abnahme seit 1985, nimmt man 1987 als Bezugsjahr sogar 97,6%) und beim Wertebereich, der von 453 µg/m³ zwischen Maximum und Minimum im Jahr 1987 auf 9 µg/m³ zurückgegangen ist.

Die Tatsache, dass die Immission nicht ebenso gleichmäßig wie die Emission zurückgegangen ist kann auf Witterungseinflüsse zurückgeführt werden, die den Effekt der Emissionsreduzierung maskieren. So ist das wieder Ansteigen der mittleren Konzentrationen in den Jahren 1987 und 1996 auf einen besonders kalten Winter mit einer längeren und intensiveren Heizperiode sowie häufig auftretenden Inversionswetterlagen zurückzuführen.

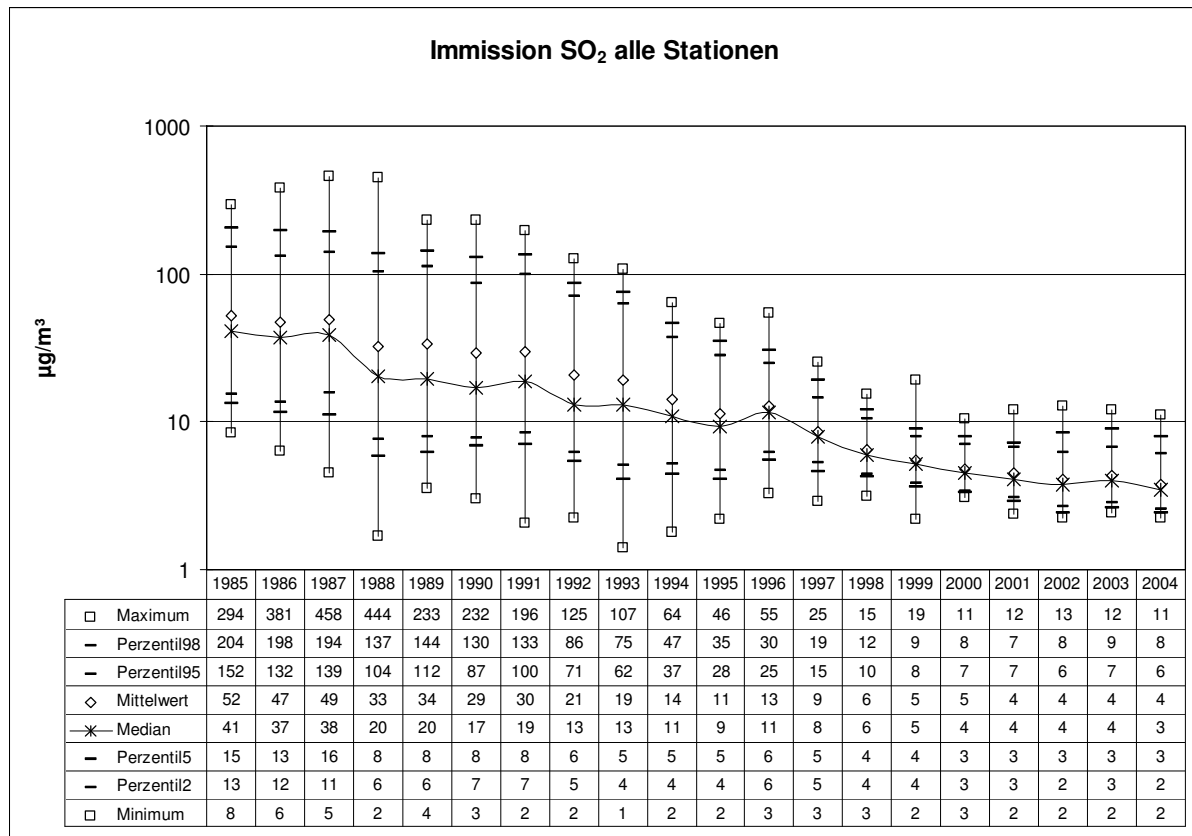
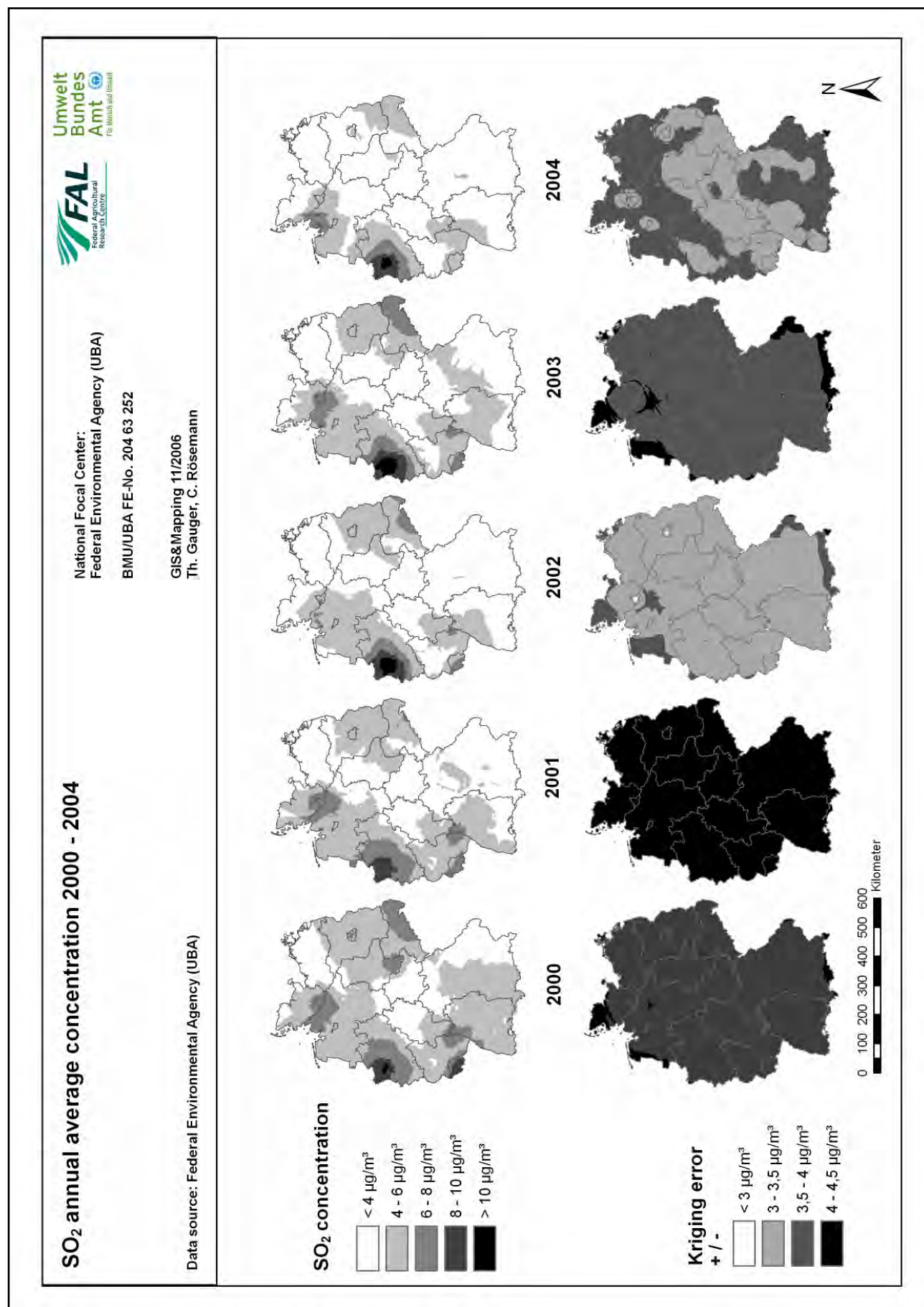


Abbildung 3.2: Statistische Kennwerte der SO₂-Konzentration 1985-2004

Karten der SO₂ Konzentration liegen für die Jahre 1985-2004 vor. Im vorliegenden Bericht werden nur die neu interpolierten Karten der Jahre ab 2000 gezeigt (Karten 1), für frühere Jahre siehe Gauger et. al. 2002.

Die regionale Verteilung der SO₂ Konzentrationen ist in den Jahren 2000-2004 weitgehend gleich. Die höchsten Werte treten im Ruhrgebiet mit maximal 12,7 µg/m³ im Jahre 2002 auf. Gehalte bis knapp unter 10 µg/m³ gibt es sonst nur noch 2000 im Saarland. Leicht erhöhte Gehalte bis 8 µg/m³ finden sich in manchen Jahren auch im Rhein-Main-Gebiet und in Süd-Sachsen, entlang der Grenze zur Tschechischen Republik. In großen Teilen Deutschlands (Ostseeküste /Mecklenburg-Vorpommern, Thüringen, Nordhessen, große Teile Bayerns) liegen die Schwefeldioxidkonzentrationen in allen Jahren unterhalb von 4 µg/m³.

Zusätzlich werden für jedes Jahr die Karten des Schätzfehlers dargestellt (siehe Karte 1). Der Fehler variiert in den einzelnen Jahren nur wenig, meist umfasst der Wertebereich weniger als 1 µg/m³. Der maximale Schätzfehler liegt immer im Bereich oder unterhalb des Mittelwertes der Konzentration. Insgesamt spricht dies trotz des starken Rückgangs der Anzahl der Monitoringstationen für eine immer noch ausreichende Messnetzdichte, der Schätzfehler ist als gering zu bewerten.

Karte 1: SO₂-Konzentration 2000-2004

3.2 Kartierung der NO₂ und NO Konzentration

Ähnlich wie Schwefeldioxid verursachen Stickstoffoxide (NO, NO₂ bzw. deren Summe NO_x) Schädigungen der Atmungsorgane und tragen durch die Bildung von Salpetersäure (HNO₃) zur Versauerung bei. Durch den so entstehenden „Saurer Regen“ werden Schäden an Pflanzen, Materialien und Bauwerken verursacht. Andererseits gibt es durch den Stickstoff auch einen Düngeneffekt für die Pflanzen, so dass der zusätzliche Stickstoff auch zu einer Überdüngung (Eutrophierung) der Ökosysteme führen kann.

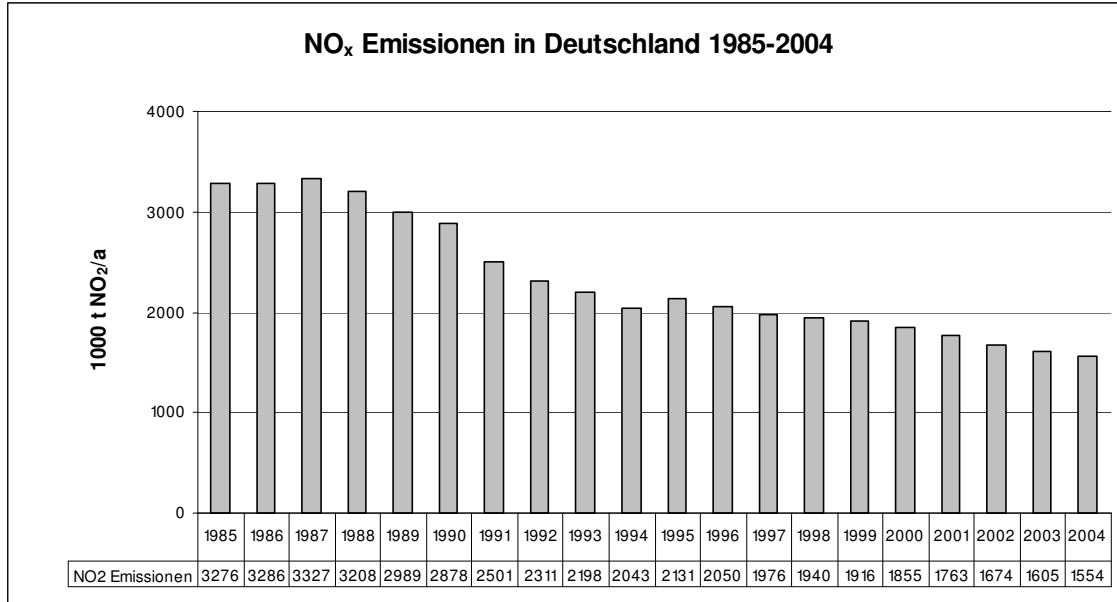


Abbildung 3.3: NO_x Emissionen in Deutschland 1985-2004 (EMEP/MSCW 2000, 2006)

Stickstoffoxide (NO₂, NO) sind chemische Nebenprodukte von Hochtemperaturverbrennungsprozessen z.B. im Kraftfahrzeugverkehr oder in Feuerungsanlagen (Oxidation von Stickstoff in der Abluft). Die Chemische Industrie ist eine weitere wichtige Quelle von Stickoxiden (Düngemittelproduktion, Produktion von Salpetersäure (HNO₃)). Hauptsächlich werden Stickstoffoxide als NO emittiert, welches in der Atmosphäre mit Sauerstoff und besonders effektiv mit Ozon weiter zu NO₂ oxidiert wird. Innerhalb weniger Minuten stellt sich ein Gleichgewicht zwischen NO, NO₂ und O₃ ein. Der Anteil von NO₂ überwiegt meist den Anteil von NO wenn die Gesamtkonzentration von NO_x gering ist oder die O₃ Konzentration hoch bzw. eine starke Strahlung vorliegt. In der Nähe von Emissionsquellen kann dagegen der NO-Anteil höher als der NO₂-Anteil sein. Mit zunehmender Entfernung von diesen Emissionsquellen nimmt der NO-Anteil stark ab, bis er vernachlässigbar gering ist. Da nur Stationen, die nicht direkt vom Verkehr beeinflusst sind, in die Interpolation einfließen, sind die NO-Werte verglichen mit den NO₂-Werten sehr viel kleiner (im Durchschnitt erreichen sie ungefähr 1/3 der NO₂-Werte).

Abbildung 3.3 stellt die NO_x Emissionen der Jahre 1985-2004 dar. Sie sind im betrachteten Zeitraum um ca. 53% gesunken. Besonders stark ist der Rückgang zwischen Ende der 80er bis Anfang der 90er Jahre. Dies ist insbesondere auf die Umsetzung der Großfeuerungsanlagenverordnung und den wirtschaftlichen Wandel nach 1989 auf dem Gebiet der fünf neuen Bundesländer zurückzuführen.

Es existieren zahlreiche nationale und internationale Richtlinien und Verordnungen, die sich mit der Reduzierung der Konzentration von Stickstoffoxiden in der Atmosphäre befassen. Tabelle 3.3 gibt einen Überblick über derzeit gültige Grenz- und Richtwerte der NO_x Konzentration in der Luft.

Mit Hilfe der Formel

$$\text{NO}_x [\mu\text{g}/\text{m}^3] = (\text{NO}_2 [\mu\text{g}/\text{m}^3] / 2,05 + \text{NO} [\mu\text{g}/\text{m}^3] / 1,34) * 2,05$$

wird NO_x als Summe von NO und NO₂ berechnet. Die Berechnung wird direkt mit den digitalen flächendeckenden Datensätzen durchgeführt.

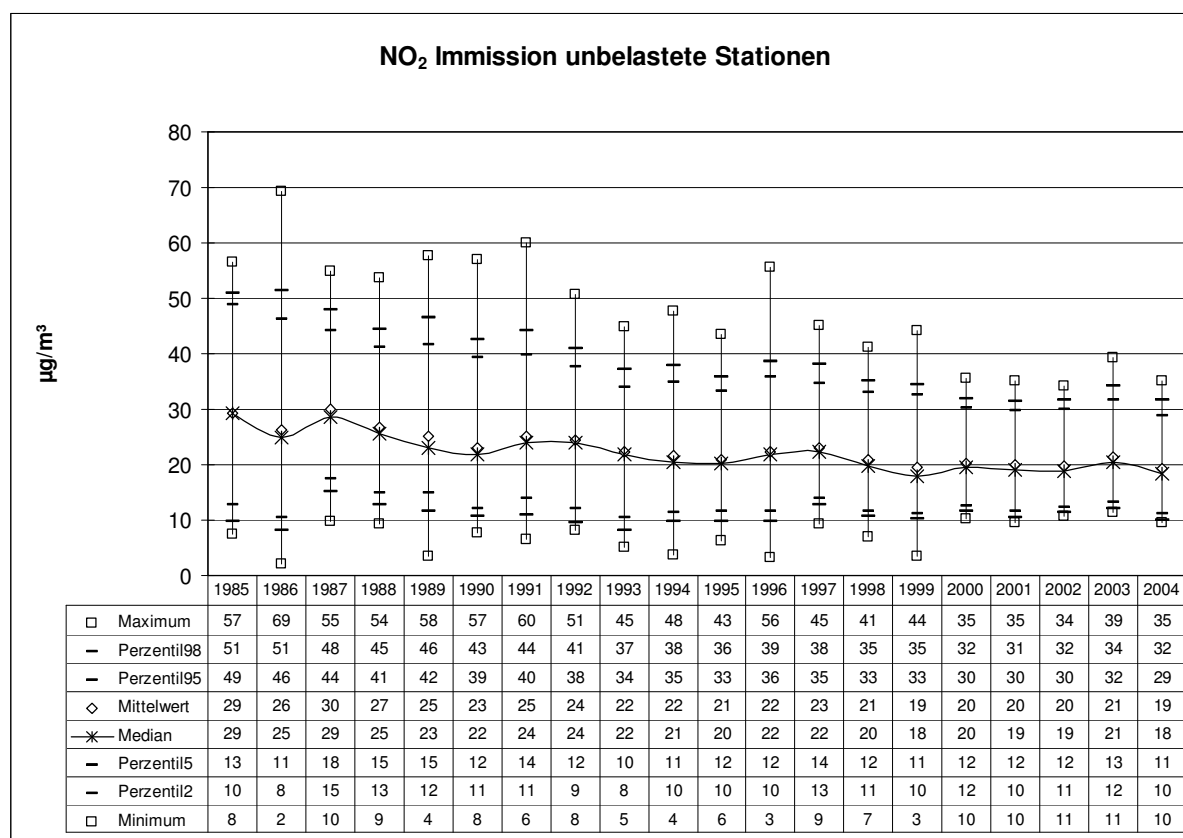
Tabelle 3.3: Grenz- und Richtwerte für die NO₂ Konzentration in der Luft

Quellen	Wert (µg/m³)	gemittelt über	Schutzgut	Verbindlichkeit	Bemerkung
WHO (2006)	200	1 h	menschl. Gesundheit	Richtwert	
	40	1 a			
22. BImSchV (2002); TA Luft (2002); 1. Daughter Directive (1999/30/EC) to Air Quality Framework Directive (96/62/EEC)	200	1 h	menschl. Gesundheit	Grenzwert	pro Jahr max. 18 Überschreitungen; einzuhalten bis 2010
	40	1 a			einzuhalten bis 2010
	30*	1 a	Vegetation		
UN ECE „Gothenburg Protocol“; Mapping Manual** (2004)	30*	1 a	Vegetation	Critical Level	

*NO_x, angegeben als NO₂

** ICP Modelling & Mapping (2004): Manual on methodologies and criteria for modelling and mapping Critical Loads & Levels and air pollution effects, risks and trends

Zwischen 1985 und 1999 ist anhand der Mittel- und Medianwerte ein leicht rückläufiger Trend der NO₂-Immissionen festzustellen, der mehr oder weniger wellenförmig verläuft. Nach 1999 scheint der Rückgang gestoppt zu sein und sich die Konzentration im Mittel um 20 µg/m³ zu stabilisieren (Abbildung 3.4).

**Abbildung 3.4: Statistische Kennwerte der NO₂-Konzentration 1985-2004**

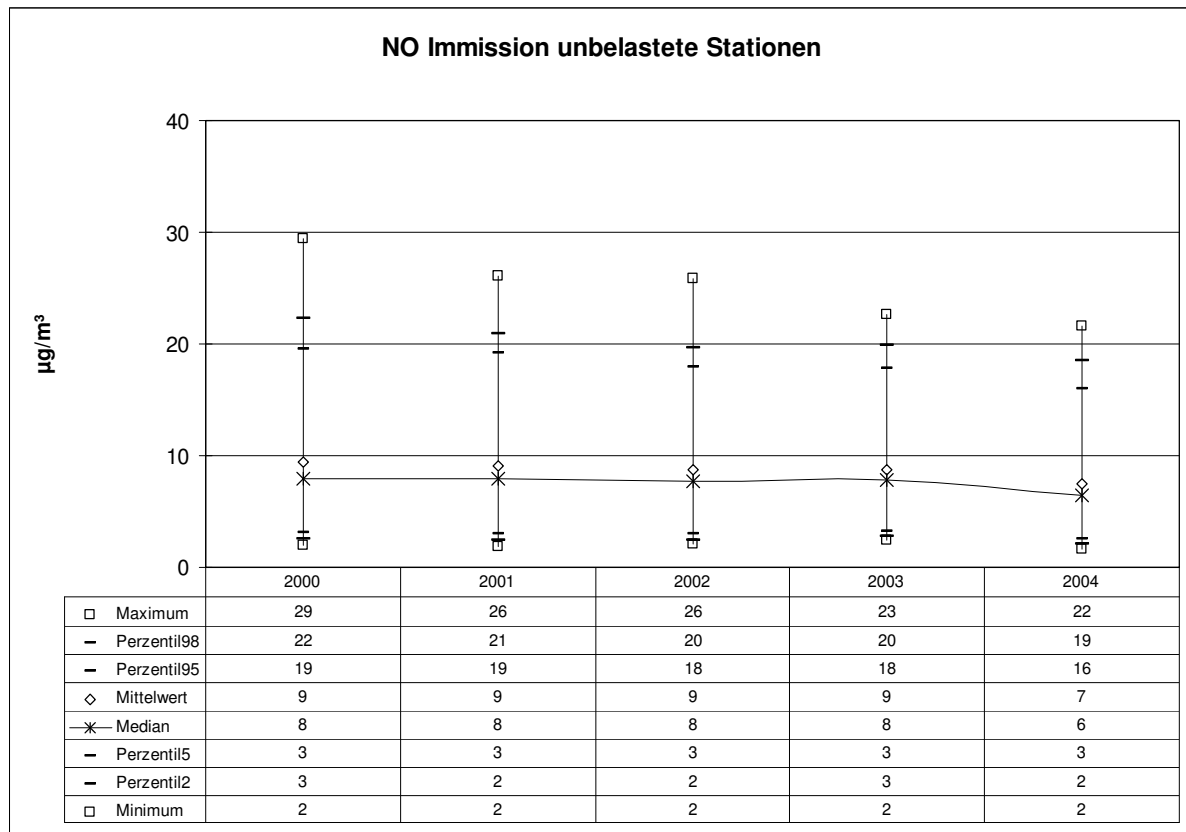


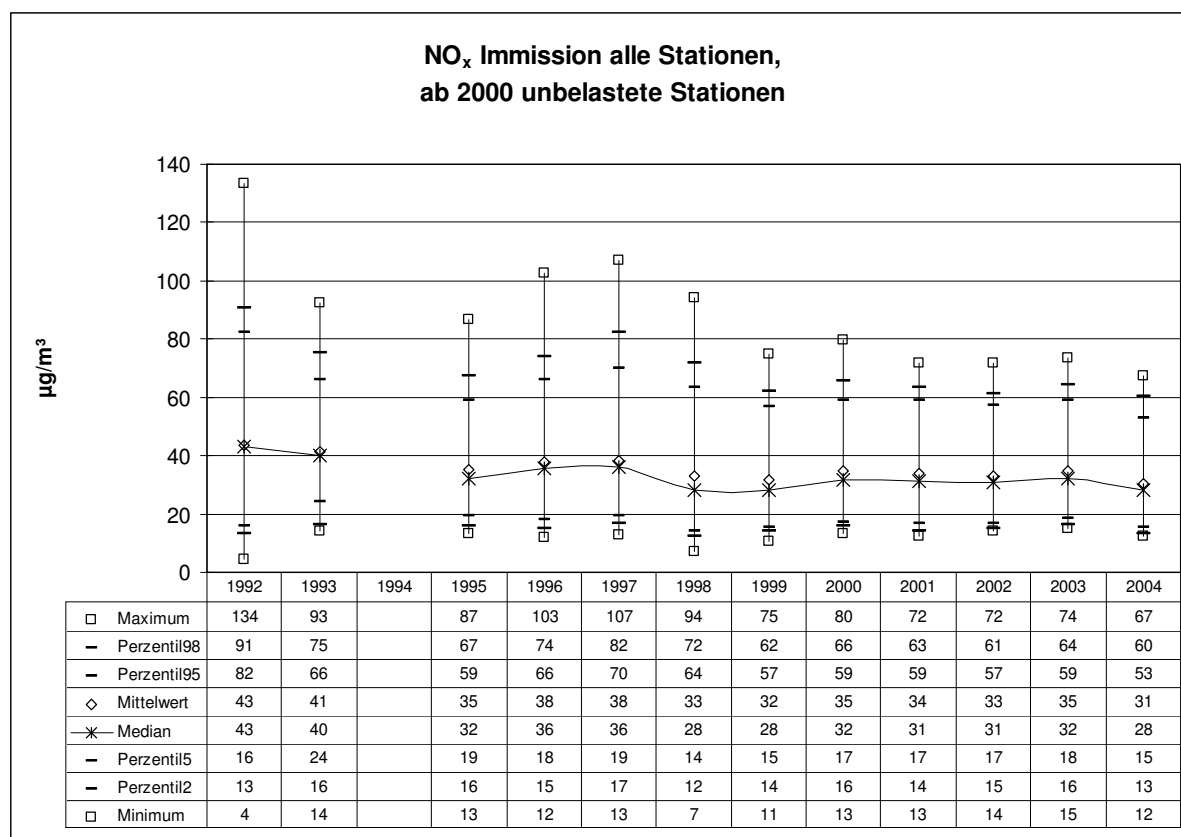
Abbildung 3.5: Statistische Kennwerte der NO-Konzentration 2000-2004

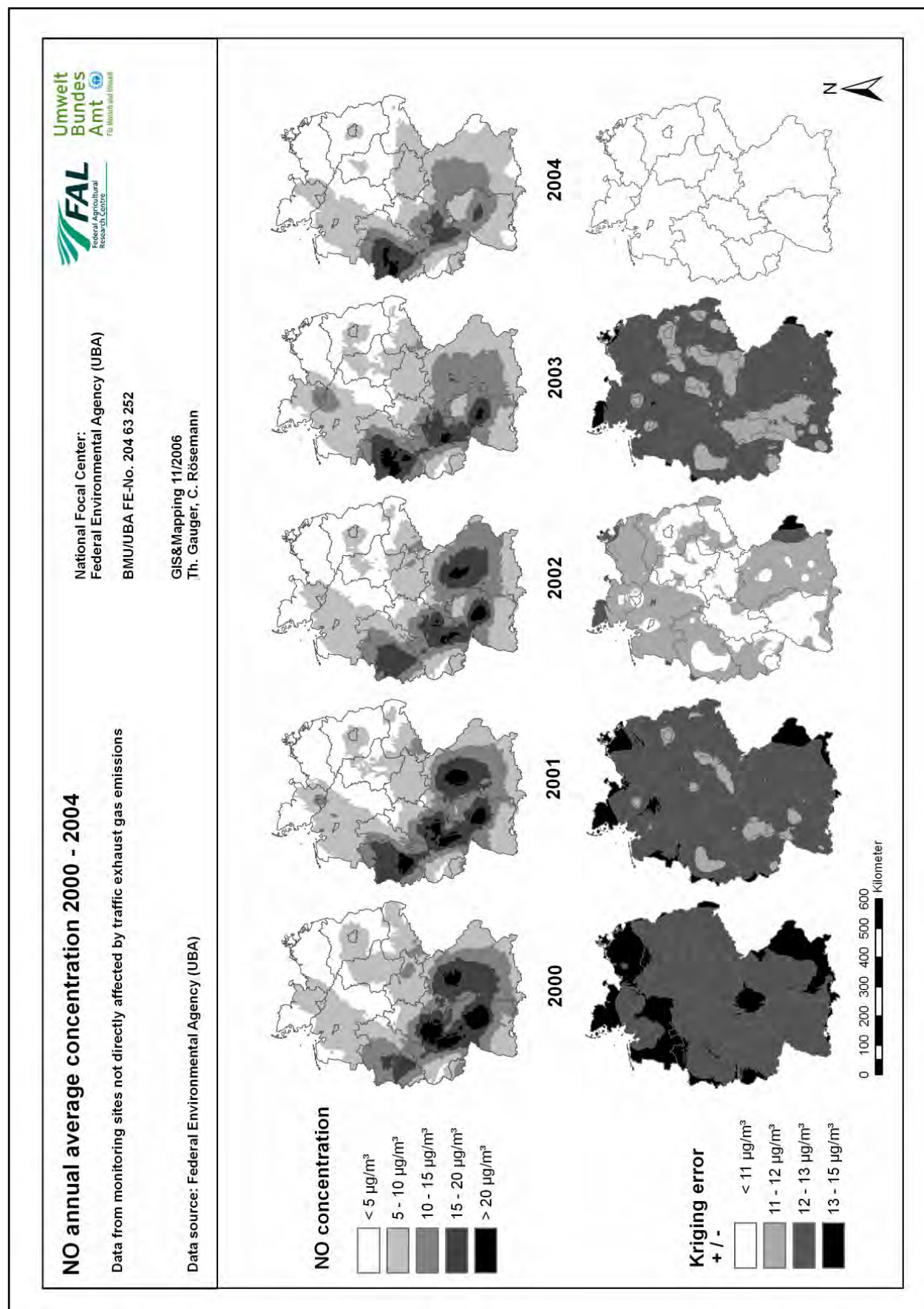
Die NO Konzentration hat sich seit 2000 im Mittel nicht wesentlich verändert, einzig im Jahr 2004 gehen Mittelwert und Median leicht zurück. Bei den Maxima ist dagegen in den fünf betrachteten Jahren ein leichter Rückgang von 29 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ auf 22 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ festzustellen (Abbildung 3.5).

Entsprechend der NO_2 und NO Konzentration verhält sich die Summe der beiden Stickstoffoxide. Einem leichten Rückgang der Konzentrationen bis etwa 1999 folgt die Stagnation der Mittelwerte bei etwa 33 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Abbildung 3.6).

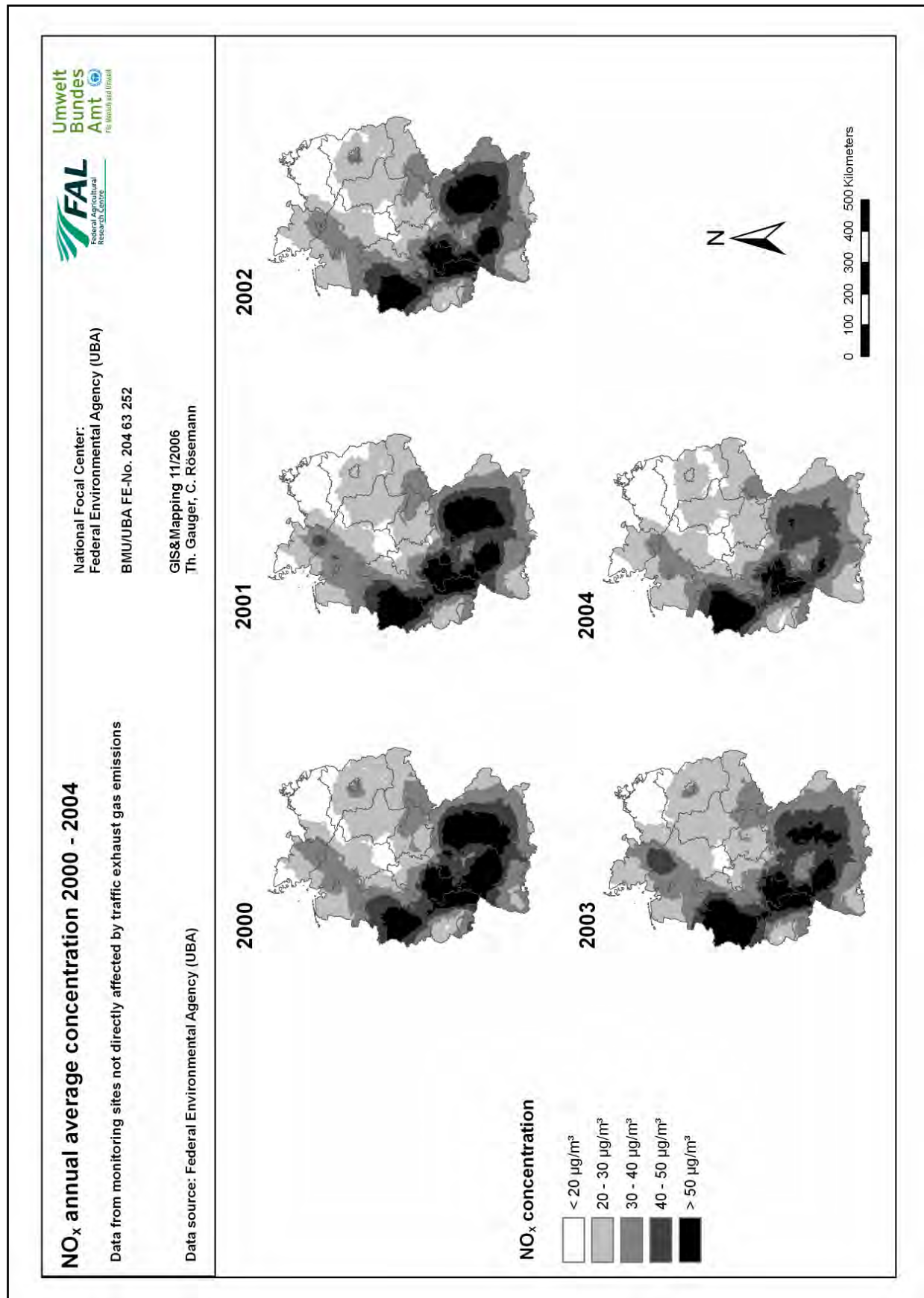
Die Karten der drei Stickstoffspezies (Karten 2-4) zeigen für jedes Jahr ein ähnliches Bild: Hohe Konzentrationen in Nordbayern und in den Ballungsräumen entlang des Rheins. Meist nicht ganz so hoch sind die Werte in Hamburg und Berlin. Die niedrigsten Belastungen mit Stickstoffoxiden treten in Vorpommern auf.

Bei den Karten des Schätzfehlers ist in einigen Jahren die Verteilung der Messstationen gut abzulesen, dort, wo geringere Schätzfehler vorliegen ist die Messnetzdicke größer als dort, wo höhere Schätzfehler vorliegen. Einige Jahre fallen allerdings auffällig aus dem Rahmen was die Höhe des Schätzfehlers angeht (NO_2 : 2003 deutlich höhere Schätzfehler als sonst, NO: 2002 und 2004, deutlich niedrigere Schätzfehler). Die Gründe hierfür liegen weder in der Messnetzdicke noch in der Höhe der gemessenen Konzentrationen, die in allen Jahren sehr ähnlich sind. Wahrscheinlich ist die Häufigkeit des Vorkommens von dicht beieinander liegenden Stationen mit extrem variierenden Messwerten für die Unterschiede verantwortlich. Je mehr dieser Cluster vorliegen desto ungenauer ist auch die Gesamtschätzung (der so genannte Nuggeteffekt wird größer). Beim NO_2 ist der Schätzfehler vergleichsweise gering, er erreicht zumeist nur 2/3 des Mittelwertes der Konzentrationen. Der Schätzfehler der NO-Karten ist im Gegensatz dazu durchgängig größer als der Mittelwert der Konzentrationen. Dies ist möglicherweise auch ein Ausdruck der Tatsache, dass NO Moleküle sehr reaktiv sind und demnach die Konzentrationen nah benachbarter Orte sehr unterschiedlich sein können.

Abbildung 3.6: Statistische Kennwerte der NO_x-Konzentration 1992-2004



Karte 3: NO-Konzentration 2000-2004

Karte 4: NO_x-Konzentration 2000-2004

3.3 Kartierung der O₃ Konzentration

Troposphärisches Ozon entsteht vorwiegend durch photochemische Prozesse. Unter Einfluss von UV-Strahlung entsteht aus flüchtigen organischen Verbindungen (VOC bzw. NMVOC) und Stickstoffoxiden O₃. VOC und NO₂ werden deshalb auch als Vorläufersubstanzen des Ozons bezeichnet.

In Abbildung 3.7 sind die NMVOC Emissionen in Deutschland der Jahre 1985-2004 dargestellt. Bezogen auf das Jahr 1985 wurden 2004 nur noch 40% NMVOC emittiert, bezogen auf das Jahr 1990 sind es 2004 nur noch 35%.

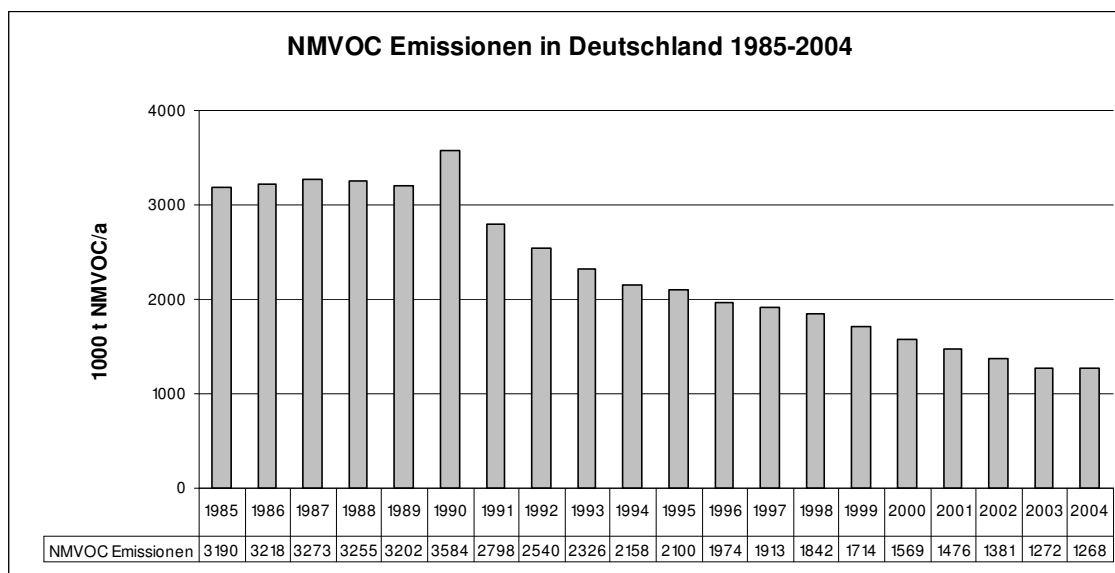


Abbildung 3.7: NMVOC Emissionen in Deutschland 1985-2004 (EMEP/MSCW 2000, 2006)

Erhöhte Ozonkonzentrationen verursachen Probleme durch ihre Phytotoxizität, durch die Schädigung von Ozon auf Materialien wie Gummi, Polymere oder Anstriche und nicht zuletzt durch die negative Wirkung auf die menschliche Gesundheit (Tränenreiz, Schleimhautreizungen in Rachen, Hals und Bronchien, Kopfschmerzen, verstärkter Hustenreiz, Verschlechterung der Lungenfunktion, Schwächung des Immunsystems).

Tabelle 3.4 gibt einen Überblick über aktuell gültige Grenz- und Richtwerte der Ozonkonzentration in der Luft.

Tabelle 3.4: Grenz- und Richtwerte für die O₃ Konzentration in der Luft

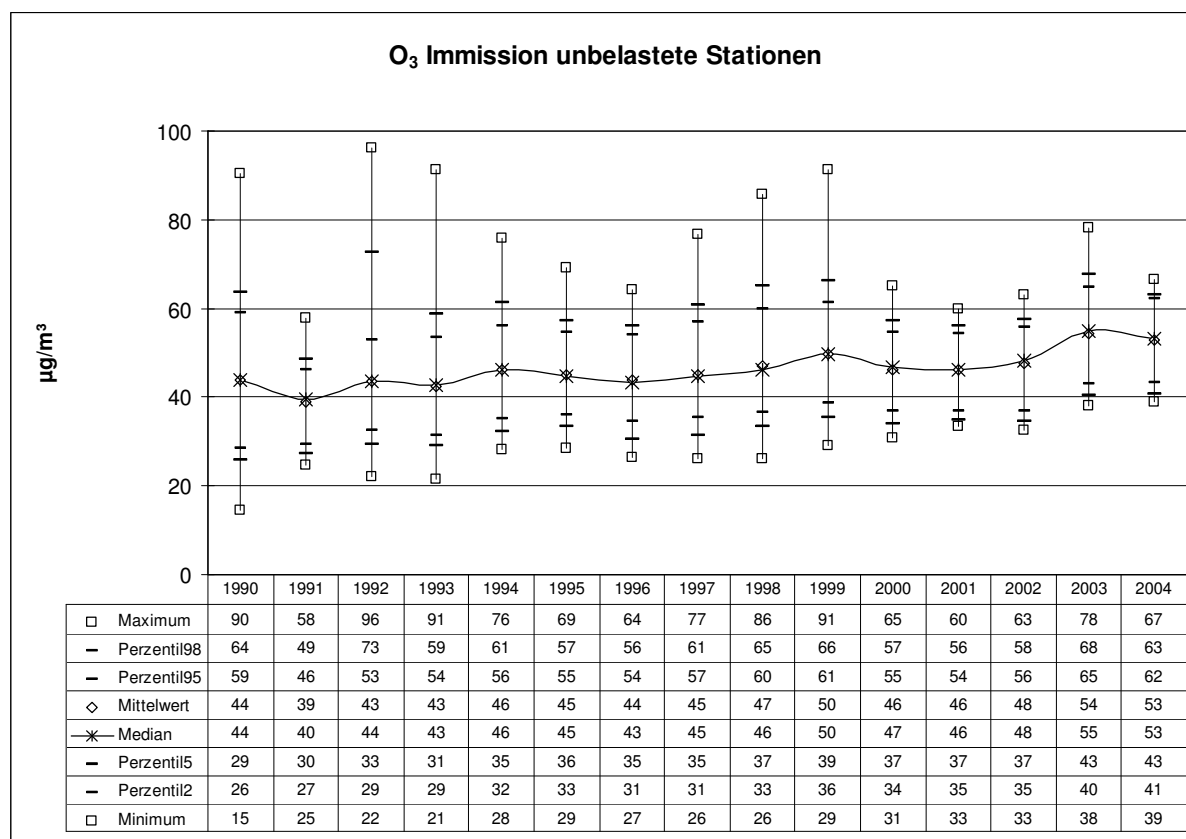
Quellen	Wert (µg/m ³)	gemittelt über	Schutzgut	Verbindlichkeit	Bemerkung
WHO (2006)	100	8 h	menschl. Gesundheit	Richtwert	
33. BImSchV (2004); 3. Daughter Directive (2002/3/EC) to Air Quality Framework Directive (96/62/EEC)	120	8 h, gleitend	menschl. Gesundheit	Zielwert, einzuhalten soweit wie möglich ab 2010	pro Jahr max. 25 Überschreitungen
	18000	1 h, akkum. von Mai-Juli 8-20 Uhr	Vegetation		AOT40
	120	8 h, gleitend	menschl. Gesundheit	langfr. Ziel	
	6000	1 h, akkum. von Mai-Juli, 8-20 Uhr	Vegetation	langfr. Ziel	AOT40
	180	1 h		Informationsschwelle	
	240	1 h		Alarmschwelle	
UN ECE „Göteborg Protocol“; Mapping Manual* (2004)	6000	1 h, akkum. von 15.4-15.7., 8-20 Uhr	landw. Nutzpflanzen	Critical Level	AOT40
	10000	1 h, akkum. von April-Sept., 8-20 Uhr	Wälder/ perenn. seminatürl. Vegetation		
	6000	1 h, akkum. von April-Juni, 8-20 Uhr	annuelle seminatürl. Vegetation		

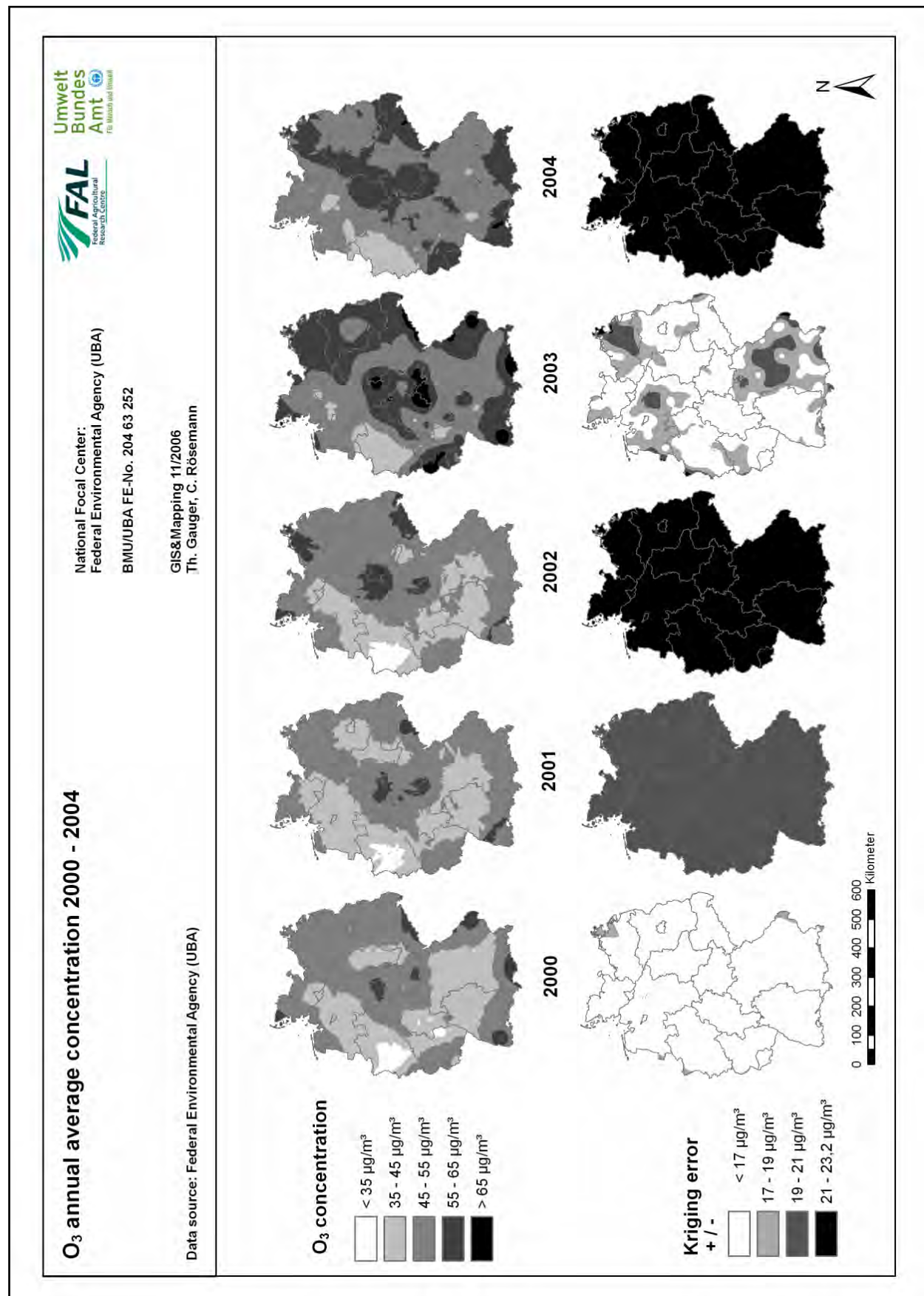
* ICP Modelling & Mapping (2004): Manual on methodologies and criteria for modelling and mapping Critical Loads & Levels and air pollution effects, risks and trends

In Abbildung 3.8 sind die statistischen Kennwerte der O₃ Kartierungsergebnisse dargestellt. Die Mittel- und Medianwerte der Ozonimmission sind trotz der Emissionsreduzierung der Vorläufersubstanzen seit 1990 von 44 µg/m³ auf 53 µg/m³ gestiegen, gleichzeitig sind auch die Minima deutlich von 15 µg/m³ auf 39 µg/m³ angestiegen. Die Maxima schwanken sehr stark. Erstaunlich ist, dass das Maximum des „Jahrhundersommer“-Jahres 2003 (78 µg/m³) nur das sechsthöchste des betrachteten Zeitraums von 15 Jahren ist. Allerdings sind das 98. Perzentil und das Minimum die zweitgrößten seit 1990 und das 95. Perzentil, Median und Mittelwert des Jahres 2003 die höchsten, d. h. die Ozonwerte waren in einem viel größeren Gebiet erhöht als in den anderen Jahren des betrachteten Zeitraums seit 1990.

Dies zeigt sich deutlich in Karte 5, wo im Jahr 2003 die dunklen Farben hoher Ozonbelastung stärker dominieren als in den anderen Jahren. Die räumliche Verteilung hoher und niedriger Ozonkonzentrationen ist jedes Jahr ähnlich, sie ist in etwa entgegengesetzt zu der Verteilung der NO₂ und NO Konzentrationen. Die niedrigsten Werte finden sich vor allem im Ruhrgebiet. Entlang des Rheins, im nördlichen Bayern sowie im Bereich von Hamburg und Berlin sind die Konzentrationen zumeist ebenfalls niedriger als im bundesweiten Durchschnitt. Hohe Ozonkonzentrationen treten häufig in Höhenlagen (Alpen und Alpenvorland, Schwarzwald, Erzgebirge, Rhön, Harz) aber auch an der Küste, insbesondere der Ostseeküste auf. Im Osten Deutschlands sind die Ozonkonzentrationen generell im Durchschnitt ein wenig höher als in den alten Bundesländern.

Der Schätzfehler bewegt sich von Jahr zu Jahr auf einem unterschiedlichen Niveau. Gründe sind wie bei den Stickstoffoxiden eine unterschiedliche Anzahl von Clustern mit Monitoringstationen stark unterschiedlicher Messwerte. Einzig das Jahr 2003 zeigt eine differenzierte Schätzfehlerverteilung. Hier entsprechen Areale mit hohem Schätzfehler den Gebieten mit geringer Messstellendichte. Insgesamt ist der mittlere Schätzfehler mit ca. 1/3 bis der Hälfte des Niveaus des jeweiligen Mittels der Ozonkonzentrationen der geringste bei den kartierten Gasen.

Abbildung 3.8: Statistische Kennwerte der O₃-Konzentration 1990-2004

Karte 5: O₃-Konzentration 2000-2004

4 Kartierung der Überschreitung der Critical Levels

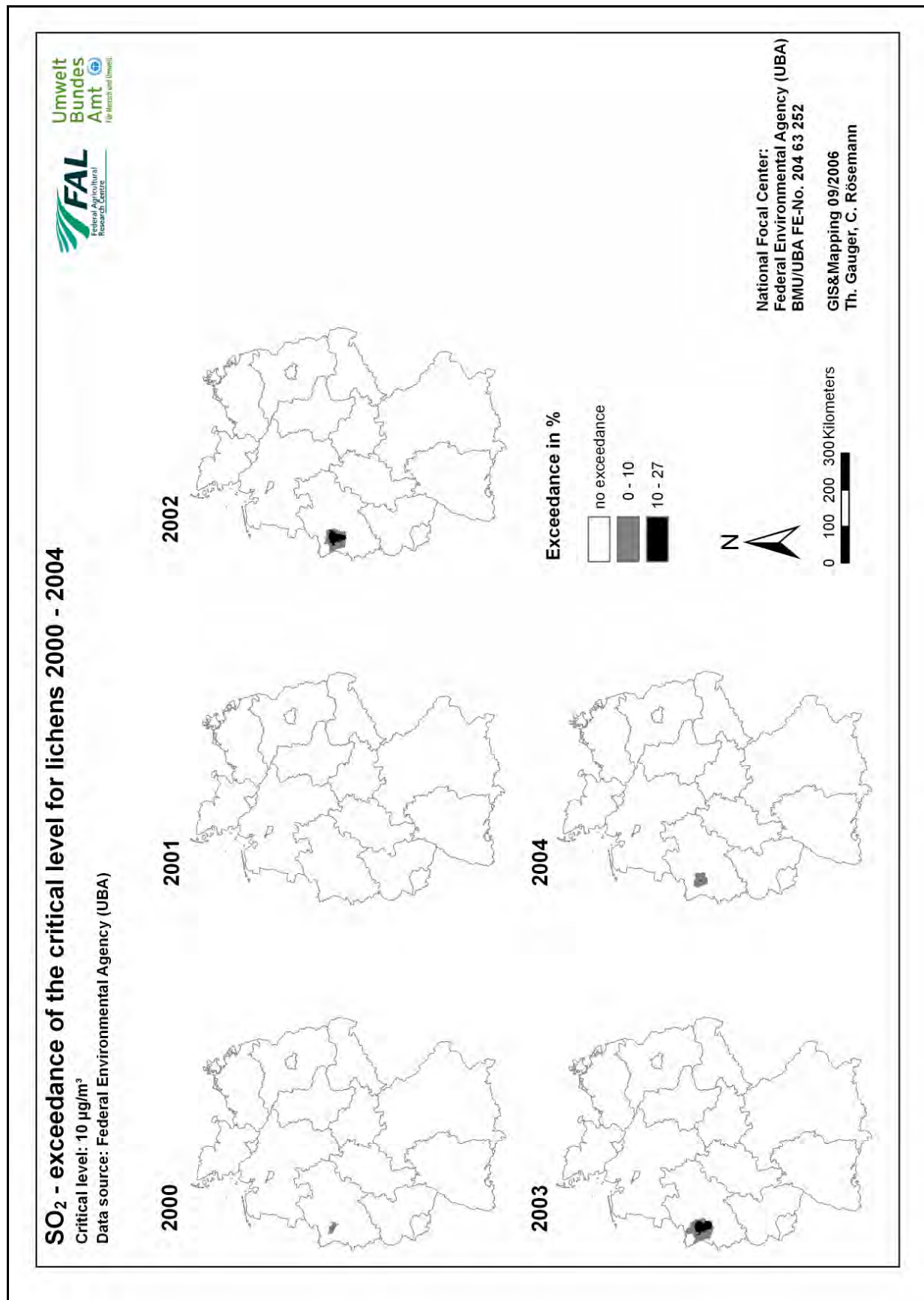
4.1 Überschreitung der Critical Levels für SO₂

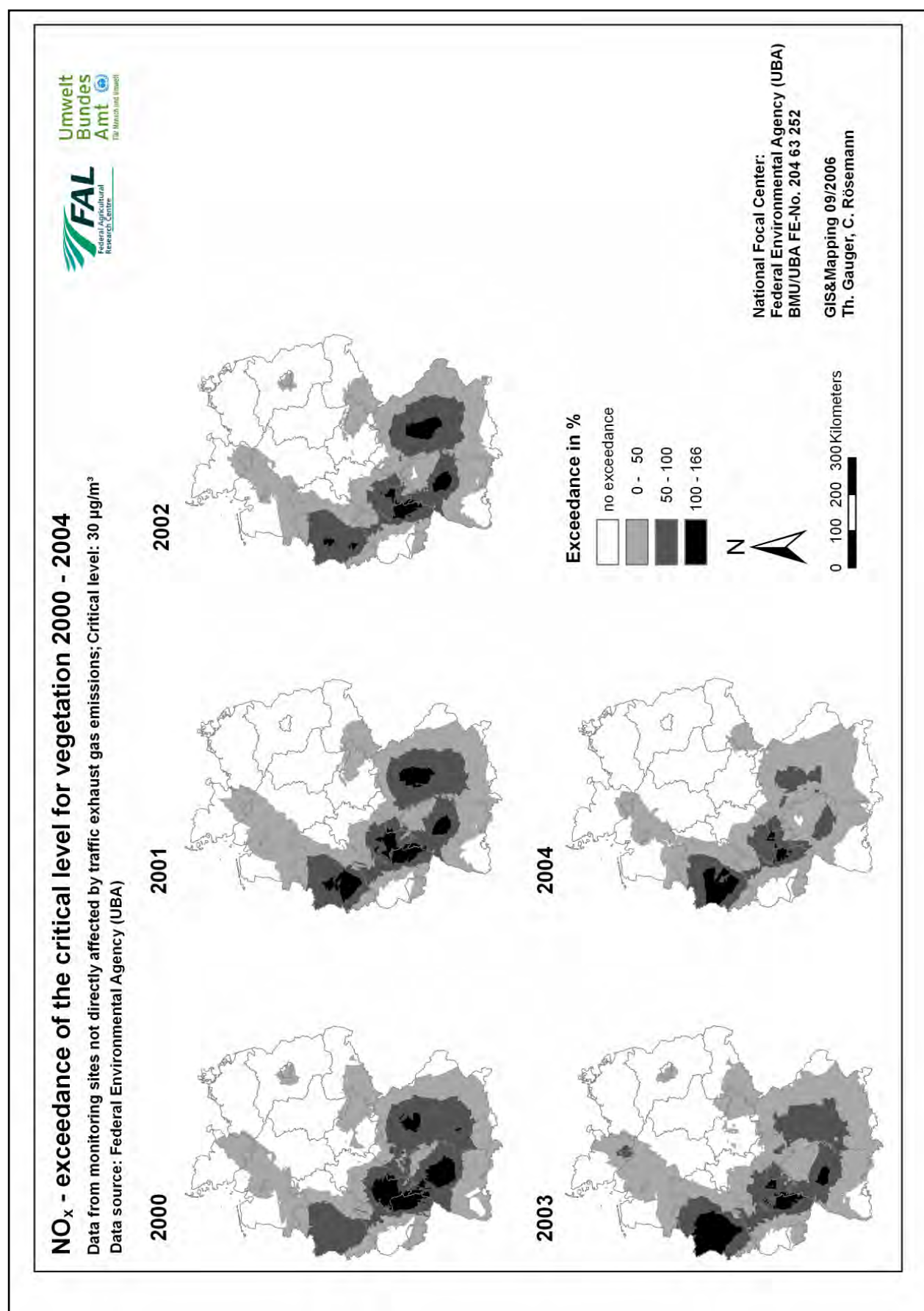
Die Critical Levels für SO₂ sind 1992 in Egham (UN ECE 1992) festgelegt worden und bis heute gültig. Sie liegen für Flechten bei 10 µg/m³ im Jahres- und Winterhalbjahrmittel, für Wälder und natürliche Vegetation bei 20 µg/m³ im Jahres- und Winterhalbjahrmittel und für landwirtschaftliche Nutzpflanzen bei 30 µg/m³ im Jahres- und Winterhalbjahrmittel.

Die Critical Levels für Wälder und natürliche Vegetation sowie für landwirtschaftliche Nutzpflanzen wurden zwischen 2000 und 2004 in Deutschland nicht überschritten. Der Critical Level für Flechten wurde im gleichen Zeitraum nur noch im Ruhrgebiet überschritten, allerdings nicht im Jahr 2001 (Karte 6). Die höchste Überschreitung im Jahr 2002 betrug 27 %, dies entspricht einer SO₂ Konzentration von 12,7 µg/m³.

4.2 Überschreitung der Critical Levels für NO_x

Der Critical Level für NO_x bezogen auf den Rezeptor Vegetation liegt bei 30 µg/m³ und wurde 1992 in Egham festgelegt. Entsprechend der Immission ist hier keine klare Abnahme der Überschreitungen im betrachteten Fünfjahreszeitraum zu erkennen. Die räumliche Struktur der Überschreitungen (Karte 7) ist in jedem Jahr ähnlich: Hohe Überschreitungen bis 166 % im Rhein-Main-Gebiet und im Ruhrgebiet, teilweise hohe Überschreitungen in Bayern und in Baden-Württemberg stehen moderatere Überschreitungen in einem Streifen zwischen Ruhrgebiet und Hamburg sowie in Berlin gegenüber. In großen Teilen Ostdeutschlands, Schleswig-Holsteins, Südostniedersachsens und Hessens wird der Critical Level in keinem Jahr erreicht.

Karte 6: SO₂-Überschreitung des Critical Levels für Flechten 2000-2004

Karte 7: NO_x-Überschreitung des Critical Levels für Vegetation 2000-2004

4.3 Überschreitung der Critical Levels für O₃

Im Rahmen der UN ECE Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution (UN ECE CLRTAP) wurde der AOT40 Index (Accumulated exposure Over a Threshold of 40 ppb) entwickelt. Auf der Basis des AOT40 definiert das "Gothenburg Protocol" durch das Mapping Manual (ICP Modelling and Mapping 2004) Critical Levels für landwirtschaftliche Nutzpflanzen und (semi-) natürliche Vegetation.

Der AOT40-Wert wird berechnet als die Summe der Überschreitungen eines Stundenmittels von 40 ppb (entspricht etwa 80 µg/m³) in einer bestimmten Periode, sofern das Stundenmittel der Globalstrahlung größer als 50 W/m² ist. Das heißt es werden nur die Tageslichtstunden berücksichtigt. In der 3rd Daughter Directive to the Air Quality Framework Directive (2002/3/EC) wurde als täglicher Berechnungszeitraum die Zeit von 8:00 bis 20:00 festgelegt. Die Überschreitungen des Stundenmittels werden nur für die Hauptwachstumsphase addiert. Als Berechnungszeitraum für die Hauptwachstumsphase werden für landwirtschaftliche Nutzpflanzen 3 Monate von 15.4. bis 15.7.; für Forste und seminaturliche perennierende Vegetation 6 Monate von 1.4. bis 30.9. und für annuelle seminaturliche Vegetation 3 Monate von 1.4. bis zum 30.6. angenommen (ICP Modelling & Mapping 2004).

Die Summe aller Überschreitungen eines Stundenmittels von 40 ppb, ausgedrückt in ppb-Stunden, in diesen Perioden entspricht dem AOT40 Wert. Die Critical Levels für landwirtschaftliche Nutzpflanzen und annuelle seminaturliche Vegetation betragen 3000 ppb-h, die Critical Levels für Forste und perennierende seminaturliche Vegetation wurden, entsprechend der längeren Hauptwachstumsphase, auf 5000 ppb-h festgelegt (ICP Modelling & Mapping 2004).

Die Critical Levels für Ozon werden, wie die Abbildungen 4.1-4.3 und die Karten 8 und 9 zeigen, für jede Kategorie in jedem Jahr großflächig und deutlich überschritten. Die AOT40 Mittel- und Medianwerte betragen zumeist das zwei- bis dreifache des Critical Levels, in Einzelfällen (2003) sogar das Vierfache. Ein Trend steigender oder fallender AOT40-Werte ist anhand der Mittel- oder Medianwerte nicht zu erkennen (Abbildungen 4.1-4.3), allerdings sind die Maximalwerte sprunghaft seit 1998 (Forste und perennierende seminaturliche Vegetation) bzw. 1997 (landwirtschaftliche Nutzpflanzen) zurückgegangen. Mit Ausnahme des Jahres 2003 erreichen die Maxima des AOT40-Wertes für Forste und perennierende seminaturliche Vegetation ab 1998 nur noch etwa die Hälfte der zwischen 1990 und 1997 (Ausnahme 1995) erreichten Werte. Bei den Maxima des AOT40-Wertes für landwirtschaftliche Nutzpflanzen ist der Rückgang weniger ausgeprägt. Hier werden ab 1997 etwa 60-70 % der Werte der Vorjahre erreicht, allerdings waren die Maxima der Jahre 1990 und 1991 ähnlich niedrig wie ab 1997.

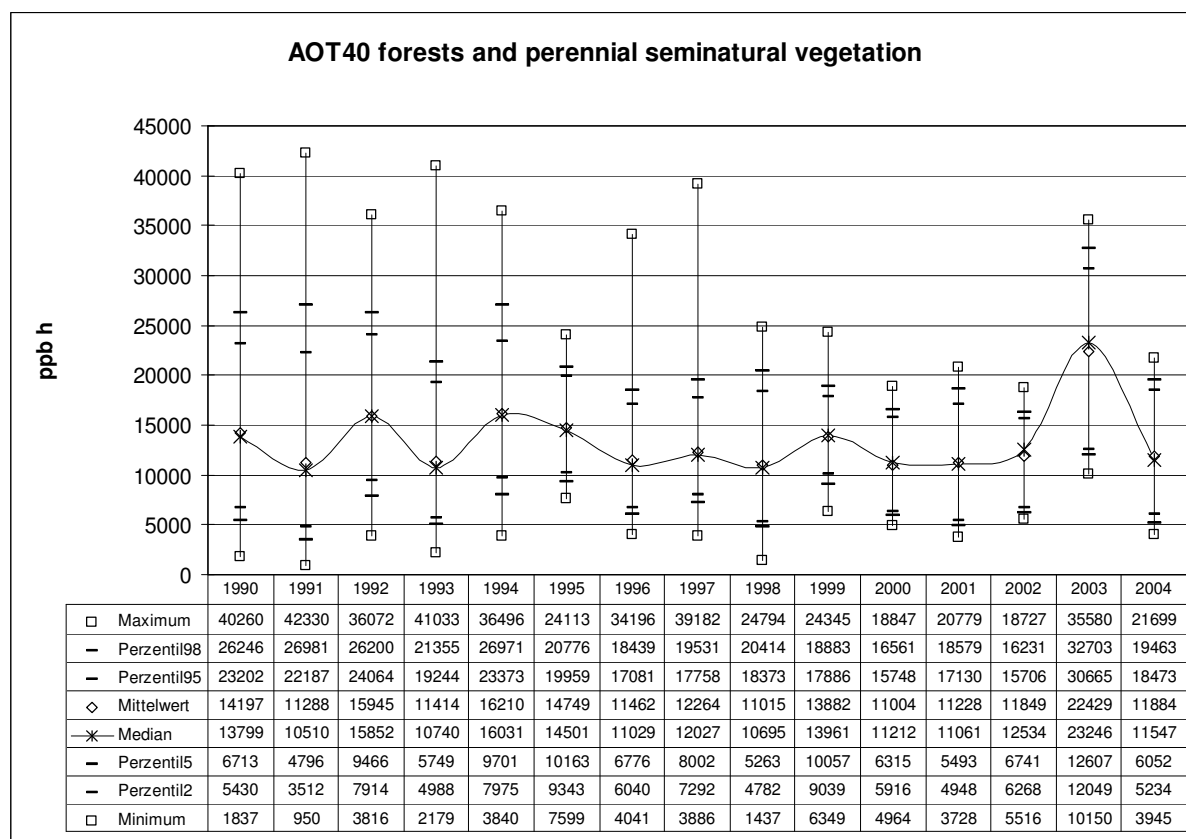


Abbildung 4.1: Statistische Kennwerte des AOT40forests 1990-2004

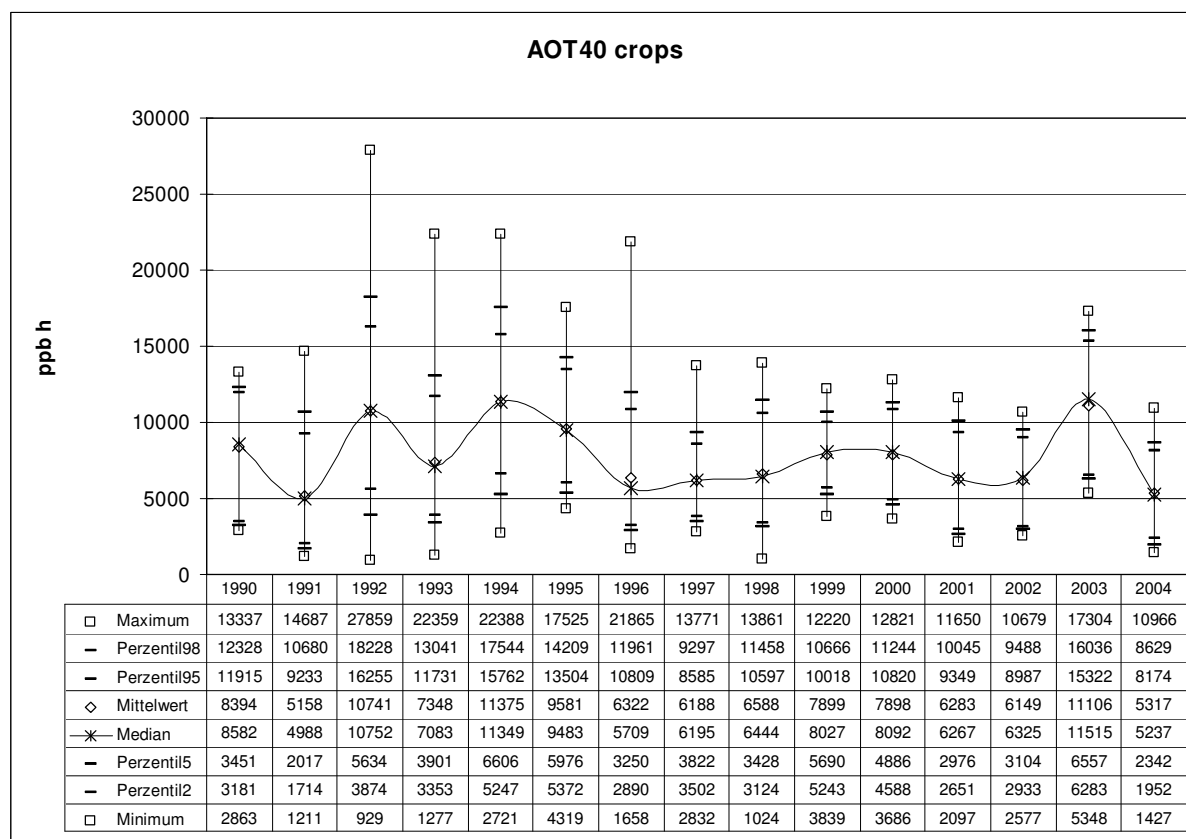


Abbildung 4.2: Statistische Kennwerte des AOT40crops 1990-2004

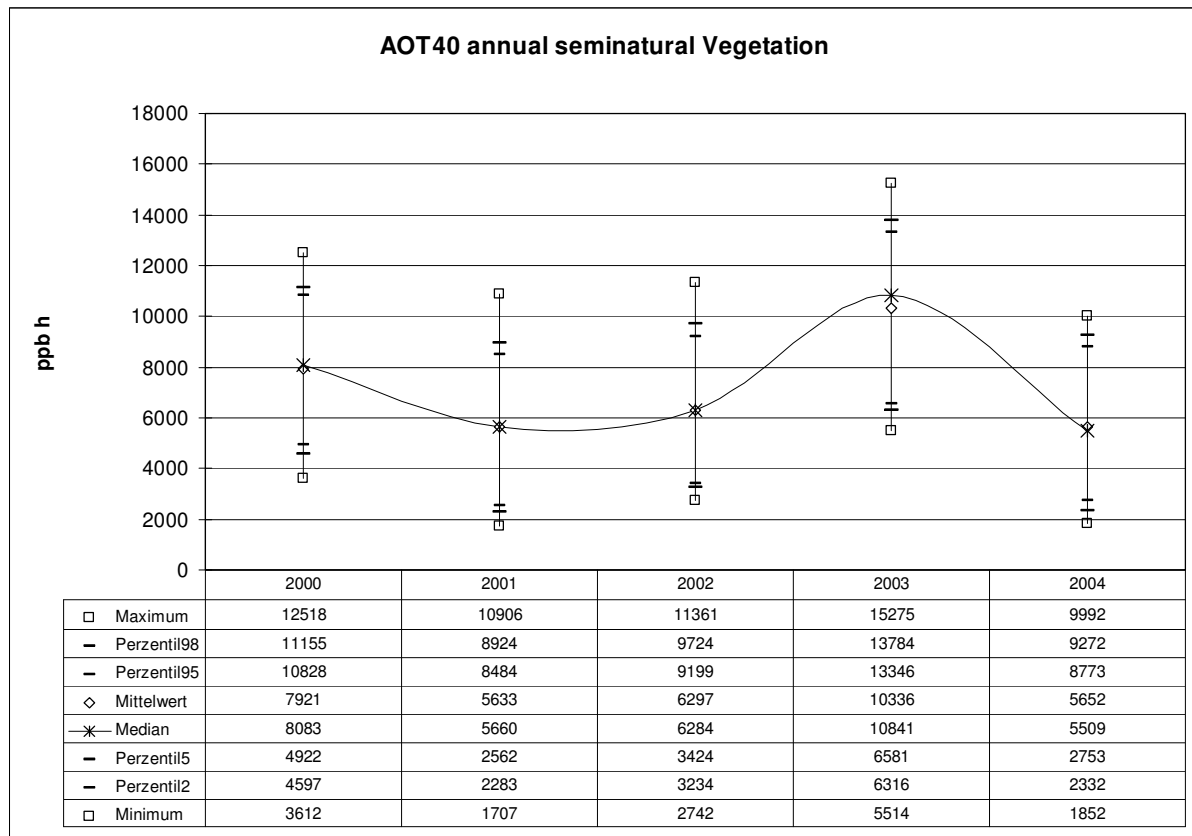
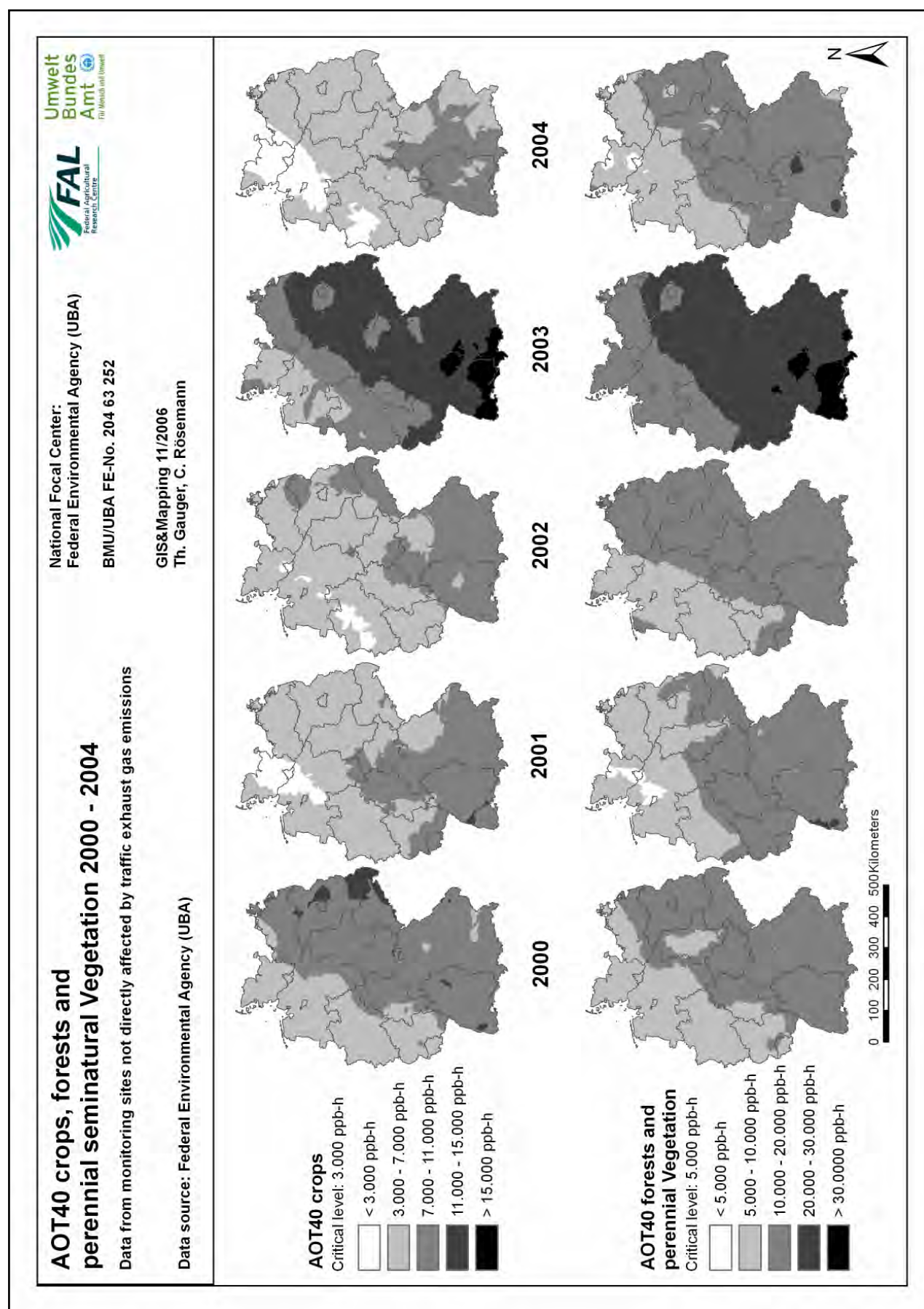


Abbildung 4.3: Statistische Kennwerte des AOT40seminatural Vegetation 2000-2004

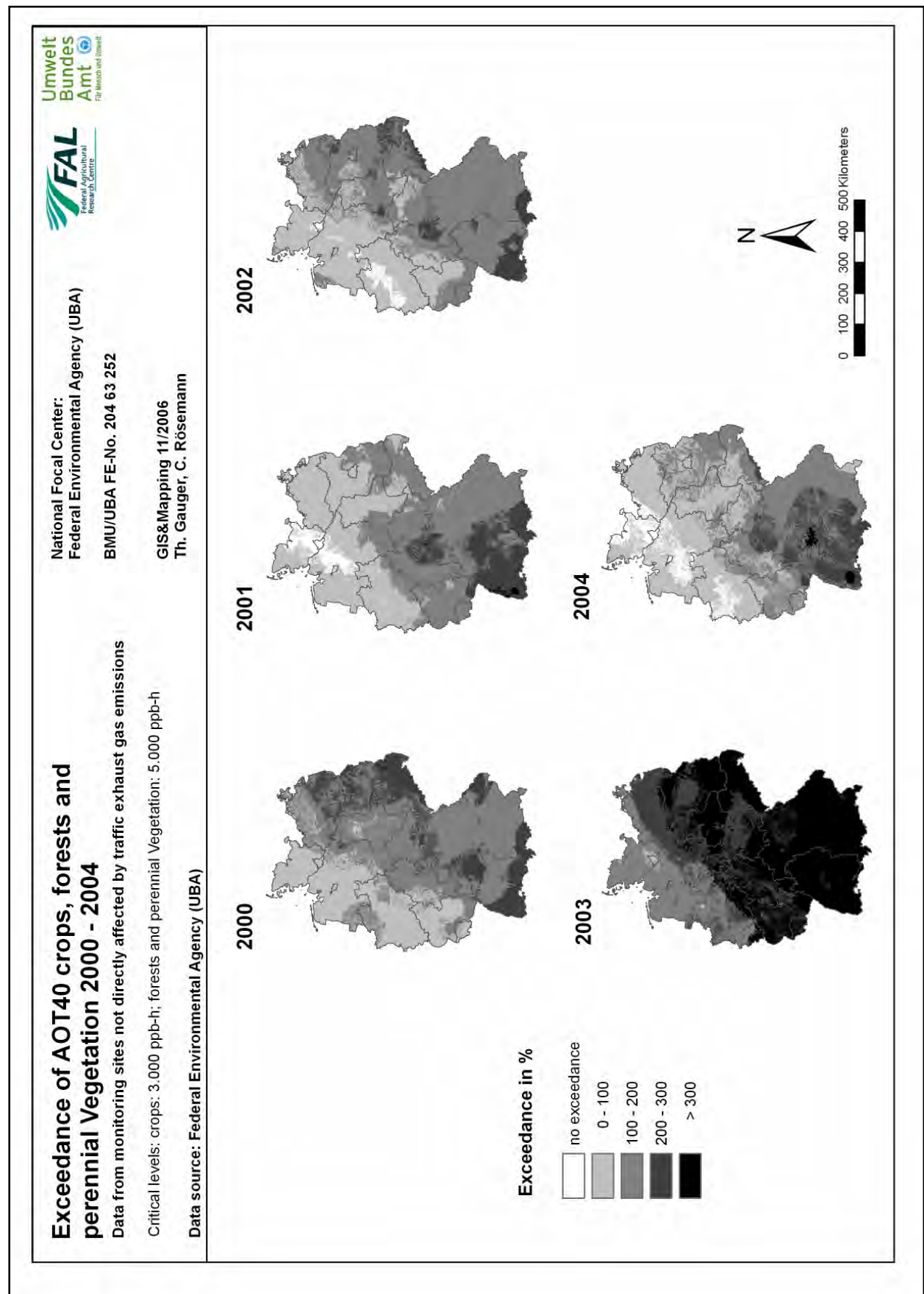
Karte 8 zeigt die räumliche Verteilung der AOT40-Werte. In der oberen Zeile sind die Karten der Jahre 2000-2004 für landwirtschaftliche Nutzpflanzen abgebildet, in der unteren die für Waldgebiete bzw. Gebiete mit perennierender seminaturaler Vegetation. Auf die Abbildung der Karten für annuelle seminaturaler Vegetation wurde verzichtet, sie sind weitgehend identisch mit denen für landwirtschaftliche Nutzpflanzen. Die Karten zeigen in jedem Jahr, dass die jeweils niedrigsten AOT40-Werte im Norden und Westen Deutschlands auftreten. In den Jahren 2001, 2002 und 2004 wird in Teilen Schleswig-Holsteins, Niedersachsens, Nordrhein-Westfalens und Hamburgs der Critical Level für landwirtschaftliche Nutzpflanzen nicht überschritten. Bei den Wäldern und der perennierenden seminaturalen Vegetation sind die Flächen mit Nichtüberschreitung wesentlich kleiner und beschränken sich auf die Jahre 2001 und 2004. Die höchsten AOT40 Werte treten zumeist in Brandenburg, Sachsen, Bayern und Baden-Württemberg auf, also im Osten und Süden Deutschlands. Deutlich tritt das Ausnahmejahr 2003 mit seinem heißen und trockenen Sommer hervor.

Karte 9 zeigt die landnutzungsbezogene Überschreitung der Critical Levels in % und für jedes Jahr in einer einzigen Karte. Der Bezug zur Landnutzung wurde mit Corine Land Cover 2000 hergestellt. Um keine weißen Flächen zu erzeugen, wurden Stadt- und Agrarflächen als landwirtschaftliche Nutzpflanzen kodiert und alle sonstigen Flächen als Wälder bzw. perennierende seminaturaler Vegetation. Im Jahr 2003 kommen maximale Überschreitungen bis zu 612% vor. In den übrigen Jahren liegen die maximalen Überschreitungen bei um die 300%. Nur in den Jahren 2001, 2002 und 2004 treten Flächen ohne Überschreitungen auf.

Karte 10 zeigt den Durchschnitt der fünf untersuchten Jahre. Die maximale Überschreitung liegt bei 350%, die Critical Levels werden deutschlandweit überschritten, am stärksten in Baden-Württemberg und angrenzenden Landesteilen von Bayern und Hessen, sowie im Bayerischen Wald, Erzgebirge und in der Lausitz. Nordwestlich einer gedachten Linie von Rügen über Hannover bis Bonn erreichen die Überschreitungen mit 100% höchstens das Doppelte des Critical Levels.



Karte 8: O₃-AOT40-Werte für Agrargebiete und Waldgebiete bzw. Gebiete mit perennierender seminaturlicher Vegetation 2000-2004



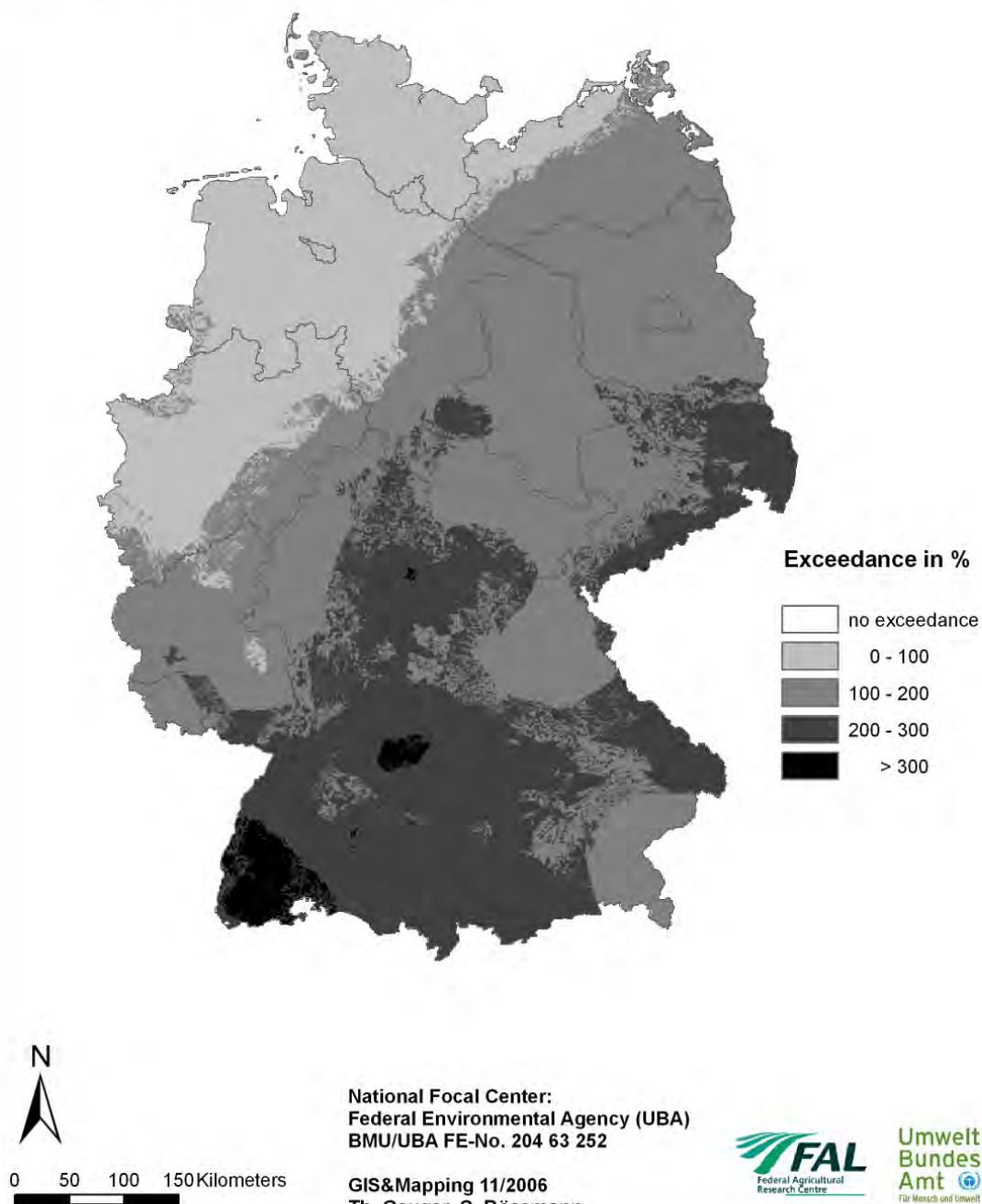
Karte 9: O₃-AOT40 Überschreitung des Critical Levels in Agrargebieten und Waldgebieten und Gebieten mit perennierender mehrjähriger Vegetation 2000-2004

Exceedance of AOT40 crops, forests and perennial Vegetation 5 year average 2000 - 2004

Data from monitoring sites not directly affected by traffic exhaust gas emissions

Critical levels: crops: 3.000 ppb-h
forests and perennial vegetation: 5.000 ppb-h

Data source: Federal Environmental Agency (UBA)



Karte 10: O₃-AOT40 Überschreitung des Critical Levels, Fünfjahresdurchschnitt 2000-2004

5 Zusammenfassung

Im Rahmen dieses Forschungsvorhabens wurden nationale Karten angefertigt, die die Konzentration der Luftschadstoffe Schwefeldioxid (SO_2), Stickstoffdioxid (NO_2), Stickstoffmonoxid (NO), deren Summe Stickstoffoxid (NO_x), Ozon (O_3) sowie die Überschreitung der Critical Levels für Schwefeldioxid, Stickstoffoxid und Ozon (AOT40) darstellen.

Die SO_2 Konzentration wurde für die Jahre 2000-2004 berechnet und kartiert. Eine Zeitreihe mit statistischen Kennwerten (Minimum, Maximum, Mittelwert, Median und Perzentile) der Konzentrationen liegt bis zurück in das Jahr 1985 vor. Seit 1987 ist bei den Jahresmittelwerten ein abnehmender Trend feststellbar, seit etwa 2001 liegt die mittlere Immission in etwa konstant bei $4 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Dementsprechend kann für Deutschland in dem betrachteten Fünfjahreszeitraum keine Überschreitung der Critical Levels für landwirtschaftliche Nutzpflanzen ($30 \mu\text{g}/\text{m}^3$) und Waldökosysteme und (semi-)natürliche Vegetation ($20 \mu\text{g}/\text{m}^3$) festgestellt werden. Der Critical Level für Flechten ($10 \mu\text{g}/\text{m}^3$) wird nur kleinflächig im Ruhrgebiet überschritten.

Die NO_2 Konzentration wurde für die Jahre 2000-2004 berechnet und kartiert, statistische Kennwerte liegen bis zurück in das Jahr 1985 vor. Die mittleren Konzentrationen nehmen von ca. $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 1985 wellenförmig bis etwa 1999 ab um sich seit dem bei ca. $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ zu stabilisieren. Die NO Konzentrationen liegen für die Jahre 2000-2004 vor und haben sich in diesem Zeitraum nicht verändert. Sie erreichen einen Mittelwert von etwa $9 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Somit liegt deren Summe, die NO_x Konzentration, in etwa bei $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ im Durchschnitt. Dies entspricht genau dem Critical Level für Vegetation, der dementsprechend auf etwa der Hälfte der Fläche Deutschlands in jedem Jahr überschritten wird, wobei die höchsten Überschreitungen (bis über 160%) in den Ballungsgebieten entlang des Rheins auftreten.

Die Ozonkonzentration wurde für die Jahre 2000-2004 berechnet und kartiert, statistische Kennwerte liegen bis zurück in das Jahr 1990 vor. Wetterabhängig schwanken die Extremwerte sehr stark, die mittlere Konzentration scheint jedoch tendenziell anzusteigen. Sowohl der Critical Level für landwirtschaftliche Nutzpflanzen (AOT40 crops: 3000 ppb-h) als auch der für Waldökosysteme bzw. (semi-)natürliche perennierende Vegetation (AOT40 forests: 5000 ppb-h) wird in allen kartierten Jahren fast flächendeckend überschritten. Ausnahmen gibt es nur in Nordwestdeutschland in den Jahren 2001, 2002 (nur AOT40 crops) und 2004. Im Fünfjahresmittel wird der AOT40 deutschlandweit überschritten, in Nordwestdeutschland bis zu etwa 100% in Süddeutschland bis über 300% z. B. im Schwarzwald.

Summary

Within this research project national maps describing concentration of the air pollutants sulphur dioxide (SO₂), nitrogen dioxide (NO₂), nitric oxide (NO), the sum of nitrogen and nitric oxide (NO_x), and ozone (O₃) as well as the exceedances of Critical Levels for SO₂, NO_x and O₃ (AOT40) have been calculated.

Air concentration of SO₂ has been calculated and mapped for the years 2000-2004. Time series with statistics (minimum, maximum, mean, median and percentiles) is presented from 1985 onward. Since 1987 a downward trend of the annual average concentration of SO₂ can be observed. Since 2001 this trend is stopped and the annual average remains constantly at about 4 µg/m³. According to this there is neither an exceedance of the Critical Level for crops (annual average: 30 µg/m³) nor an exceedance of the Critical Level for forest ecosystems (annual average: 20 µg/m³) in the examined five year period. The critical Level for lichens (annual average: 10 µg/m³) is only exceeded in a small area in the Ruhr Basin.

Air concentration of NO₂ has been calculated and mapped for the years 2000-2004. Statistics are available back to the year 1985. There is a slight, wavelike downward trend of the average annual concentration of NO₂ from about 30 µg/m³ to approximately 20 µg/m³. Since 1999 the average concentrations remain more or less constant. Air concentrations of NO are available for the years 2000-2004 and did not change very much during this five year period from the average 9 µg/m³. In line with this the annual average air concentration of NO_x is about 30 µg/m³ in these years. This matches exactly the Critical Level for vegetation which is consequently exceeded on about half of the area of Germany. Highest exceedances (over 160%) occurred in the urban areas along the Rhine.

Air concentration of O₃ has been calculated and mapped for the years 2000-2004. Statistics are available back to the year 1990. Due to the weather conditions the extreme values are fluctuating but the annual average tends to rise over time. The Critical Level for crops (AOT40 crops: 3000 ppb-h) as well as the Critical Level for forest ecosystems and (semi-) natural perennial Vegetation, respectively, (AOT40 forests: 5000 ppb-h) are exceeded in all mapped years almost over the whole country area. Exceptions only do occur in north-western parts of Germany in the years 2001, 2002 (only AOT40 crops) and 2004. The five years average shows an overall exceedance of the AOT40. It reaches from up to 100% in northwest Germany to more than 300% in the south of Germany, for instance in the Black Forest.

Literatur

13. BImSchV (2004): Dreizehnte Verordnung zur Durchführung des Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über Großfeuerungs- und Gasturbinenanlagen) vom 20. Juli 2004 (BGBl. I S. 1717 (2847))
- AMANN, M., BERTOK, I., COFALA, J., GYARFAS, F., HEYES, CH., KLIMONT, Z., SCHÖPP, W. (1999): Integrated Assessment Modelling for the Protocol to Abate Acidification, Eutrophication and Ground-Level Ozone in Europe.
- ANSHELM, F., DROSTE-FRANKE, B., GAUGER, TH., KÖBLE, R. & MAYERHOFER, P. (1998): Kartierung von Toleranzgrenzwerten der Wirkung von Luftverunreinigungen auf Materialien in Deutschland. *Final Report FKZ 108 07 034. On behalf of Federal Environmental Agency (UBA). Berlin.*
- ANSHELM, F., GAUGER, TH. & KÖBLE, R. (1999): Mapping Acceptable Levels/Loads for Effects of Air Pollutants on Materials in Germany. In: *Quantification of Effects of Air Pollutants on Materials. UBA-Texte 24/99. PP 191-199.*
- BAUMBACH, G., BAUMANN, K., DRÖSCHER, F., GROSS, H., STEISSLINGER, B. (1993): Luftreinhaltung. 461 p.
- BECK, J.P., KRZYŻANOWSKI, M. & KOFFI, B. (1998): Tropospheric Ozone in the EU – „The Consolidated Report“: Topic Report 8/98 ETC/AQ. 61 p.
- BImSchG (2002): Gesetz zum Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen durch Luftverunreinigungen, Geräusche, Erschütterungen und ähnliche Vorgänge (Bundes-Immissionsschutzgesetz) vom 26.09.2002 (BGBl. I, S. 3830), zuletzt geändert durch Art. 3 G vom 18.12.2006.
- DEUTSCHER WETTERDIENST (2000): Zum Trend der Hintergrundkonzentration von Ozon. *Ozonbulletin des Deutschen Wetterdienstes. Issue No. 75. Date of publication: 6 June 2000.*
- DEUTSCHER WETTERDIENST (ed.) (2000): Klimastatusbericht 2000.
- ELSTNER, E. F. (1996): Ozon in der Troposphäre. Bildung, Eigenschaften, Wirkungen. *Akademie für Technikfolgenabschätzung Baden-Württemberg. 162 p.*
- EMEP/MSCW (2000): Analysis of UNECE/EMEP Emission Data. *MSC-W Status Report 2000.*
- EMEP/MSCW (2006): Transboundary air pollution by main pollutants (S, N, O₃) and PM. Germany. *MSC-W Data Note 1/2006.*
- FRICKE, W. & UHSE, K. (1994): Anteile von Witterung und Emissionsminderung am SO₂ –Rückgang in Deutschland. In: *Staub – Reinhaltung der Luft. Vol. 54. PP 289-296.*
- FUHRER, J., SKÄRBY, L., ASHMORE, M.R. (1997): Critical levels for ozone effects on vegetation in Europe. *Environmental Pollution Vol. 97. No. 1-2. PP 91-106.*
- GAUGER, T., KÖBLE, R., SMIAŁEK, G. (1997): Kartierung kritischer Belastungskonzentrationen und -raten für empfindliche Ökosysteme in der Bundesrepublik Deutschland und anderen ECE-Ländern. Part 1: Deposition Loads. *Final Report 106 01 061. On behalf of Federal Environmental Agency (UBA). Berlin. 126 p.*
- GAUGER, TH. & ANSHELM, F. (1999): Kartierung kritischer Luftschadstoffbelastungen unter ARC/INFO. In: *Schriftenreihe der Institute des Fachbereichs Vermessungswesen 1999/1. PP 21-26.*
- GAUGER, TH., KÖBLE, R. & ANSHELM, F. (2000): Kritische Luftschadstoff-Konzentrationen und Eintragsraten sowie ihre Überschreitung für Wald- und Agrarökosysteme sowie naturnahe waldfreie Ökosysteme. *Final Report FKZ 297 85 079. On behalf of Federal Environmental Agency (UBA). Berlin.*
- GREGOR, H.-D. (1999): Konzepte für die Luftreinhaltepolitik. In: *Nagel, H.-D. & Gregor, H.-D. (ed.) (1999): Ökologische Belastungsgrenzen – Critical Loads & Levels. Ein internationales Konzept für die Luftreinhaltepolitik. Springer publishing.*
- ICP MODELLING & MAPPING (2004): Manual on methodologies and criteria for modelling and mapping Critical Loads & Levels and air pollution effects, risks and trends. *UBA Texte 52/2004. Dessau.*
http://www.icpmapping.org/pub/manual_2004/mapman_2004.pdf
- KÖBLE, R., NAGEL, H.-D., SMIAŁEK, G., WERNER, B. (1997): Kartierung der Critical Loads/Levels in der Bundesrepublik Deutschland. *Final Report FKZ 108 02 080 "Erfassung immissionsempfindlicher Biotope in der Bundesrepublik Deutschland und in anderen ECE-Ländern". On behalf of Federal Environmental Agency. Berlin. 183 p.*
- KÖBLE, R., SMIAŁEK, G., & GAUGER, TH. (1993): Kartierung kritischer Belastungskonzentrationen und -raten für empfindliche Ökosysteme in der Bundesrepublik Deutschland und anderen ECE-Ländern. Part 2: Critical Levels. *Final Report 106 01 061. On behalf of Federal Environmental Agency (UBA). Berlin. 75 p.*
- MÖLLER, D. (2000a): Troposphärisches Ozon: Entstehung, Konzentrationsvariabilität und Wirkung unter dem Gesichtspunkt der Ozonminderung. 13 p. Available at: <http://www.luft.tu-cottbus.de/scripts/manus/Ozonbildung%20-%20Variabilitaet%20-%20Wirkung.pdf>
- NAGEL, H.-D. & GREGOR, H.-D. (1999): Ökologische Belastungsgrenzen – Critical Loads & Levels: Ein internationales Konzept für die Luftreinhaltepolitik. *Springer publishing. 320 p.*

- POSCH, M., DE SMET, P.A.M., HETTELINGH, J.-P., DOWNING, R.J. (1999): Calculations and Mapping of Critical Thresholds in Europe – Status Report 1999. *Coordination Center of Effects. National Institute of Public Health and the Environment. Bilthoven, The Netherlands. RIVM Report No. 259101009.*
- RÖTH, E.-P. (1994): Ozonloch, Ozonsmog: Grundlagen der Ozonchemie. *Mannheim. 127 p.*
- TA LUFT (2002): Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft - TA Luft) vom 24. Juli 2002. (*GMBL. 2002, Heft 25-29, S. 511-605.*)
- THE COUNCIL OF THE EUROPEAN UNION (1999a): Council Directive 1999/30/EC of 22 April 1999 relating to limit values for sulphur dioxide, nitrogen dioxide and oxides of nitrogen, particulate matter and lead in ambient air. *Official Journal L 163, 29/06/1999 P. 0041 – 0060.*
- THE COUNCIL OF THE EUROPEAN UNION (1999b): Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council relating to ozone in ambient air (2000/C 56 E/11). *COM(1999) 125 final - 1999/0068(COD). Submitted by the Commission on 14 July 1999.*
- THE COUNCIL OF THE EUROPEAN UNION (2002): Council Directive 2002/3/EC of the European Parliament and of the Council of 12 February 2002 relating to ozone in ambient air. *Official Journal L 67, 09/03/2002 P. 0014 – 0030.*
- UN ECE (1992): Critical Levels of Air Pollutants for Europe. *Background Papers Prepared for the UN ECE. Workshop on Critical Levels in Egham (U.K.), 23-26 Mar. 1992. Air Quality Division, Department of the Environment. London (U.K.). 209 p.*
- UN ECE (1993a): Critical Levels for Ozone. *A UN ECE report from a workshop held at Bern (Switzerland), 01-04 Nov. 1993. Swiss Federal Office of Environment, Forests and Landscape and Federal Research Station for Agricultural Chemistry and Environmental Hygiene (FAC). Liebefeld/Bern (Switzerland).*
- UN ECE (1993b): Manual on Methodologies and Criteria for Mapping Critical Levels/Loads and Geographical Areas where they are Exceeded. *Umweltbundesamt Texte 25/93. Berlin. 109 p.*
- UN ECE (1994): Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effect of air pollutants on forests. *International Co-operative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests. Editors: Programme Coordinating Centre West. Federal Research Centre for Forestry and Forest Products, Hamburg (BFH). Programme Coordinating Center East. Forestry and Game Management Research Institute, Praha (VULHM). 177 p.*
- UN ECE (1995): EMEP Workshop on the Control of Photochemical Oxidants over Europe (Background Papers). *24-27 Oct. 1995 in St. Gallen (Switzerland). Swiss Federal Office of Environment, Forests and Landscape. Bern (Switzerland).*
- UN ECE (1996a): 1979 Convention on long-range transboundary air pollution. *UN, New York and Geneva 1996. 79 p.*
- UN ECE (1996b): Critical Loads for Ozone in Europe: Testing and Finalising the Concepts. *Report from a UN ECE Workshop held in Kuopio (Finland), 15-17 Apr. 1996.*
- UN ECE (1996c): Manual on methodologies for Mapping Critical Loads/Levels and geographical areas where they are exceeded. *Umweltbundesamt Texte 71/96. Berlin.*
- UN ECE (1996d): Exceedances of Critical Loads and Levels. Spatial and temporal interpretation of elements in landscape sensitive to atmospheric pollutants. *Report from a Workshop held in Vienna, 22-24 Nov. 1995. Federal Ministry for Environment, Youth and Family, Conference Papers vol. 15. Vienna (Austria).*
- UN ECE (1999): Critical Levels for Ozone – Level II. *Workshop under the Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution of the United Nations Economic Commission for Europe (UN/ECE), held in Gerzensee, Switzerland, 11-15 Apr. 1999. 333 p.*
- UN ECE (1999): Protocol to Abate Acidification Eutrophication and Ground-level Ozone (Gothenburg Protocol). 65.p. [<http://www.unece.org/env/lrtap/full%20text/1999%20Multi.E.Amended.2005.pdf>]
- WHO (2000): Air Quality Guidelines for Europe. 2nd Edition. *Geneva.*
- WHO (2006): WHO Air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulphur dioxide. Global update 2005. Summary of risk assessment. *Geneva.*