

Luftreinhaltung

Endbericht 297 85 079

Kritische Luftschadstoff-Konzentration und Eintragsraten sowie ihre Überschreitung für Wald und Agrarökosysteme sowie naturnahe waldfreie Ökosysteme

Teil 1: Deposition Loads
1987-1989 und 1993-1995

Dipl. Geogr. Th. Gauger

Dipl. Geogr. R. Köble

Dipl. Geogr. F. Anshelm

Institut für Navigation
der Universität Stuttgart
Institutsleiter: Prof. Dr.-Ing. A. Kleusberg

IM AUFTRAG DES
UMWELTBUNDESAMTES

Juni 2000

Berichts-Kennblatt

1. Berichtsnummer UBA-FB 297 85 079	2. Endbericht	3.
4. Titel des Berichts Kritische Luftschadstoff-Konzentrationen und Eintragsraten sowie ihre Überschreitung für Wald und Agrarökosysteme sowie naturnahe waldfreie Ökosysteme		
5. Autor(en), Name(n), Vorname(n) Gauger, Thomas Anshelm, Frank Köble, Renate		8. Abschlußdatum 31. Juli 1999
6. Durchführende Institution (Name, Anschrift) Institut für Navigation Universität Stuttgart Geschwister-Scholl-Straße 24 D D-70174 Stuttgart		9. Veröffentlichungsdatum Juni 2000
7. Fördernde Institution (Name, Anschrift) Umweltbundesamt Bismarckplatz1 D-14193 Berlin		10. UFOPLAN - Nr. BMU/UBA 297 85 079
		11. Seitenzahl Teil 1: 136; Teil 2: 57
		12. Literaturangaben Teil 1: 281; Teil 2: 78
		13. Tabellen Teil 1: 40; Teil 2: 14;
		14. Abbildungen + Karten Teil 1: 79; Teil 2: 28
15. Zusätzliche Angaben		
16. Kurzfassung Der Abschlußbericht zum o. g. Forschungsvorhaben gliedert sich in zwei Teile: Teil 1: Deposition Loads , mit dem Schwerpunkt der Erfassung der Naß-, Trocken- und Gesamtdeposition von SO _x , NO _y , Cl, Na, Ca, Mg und K in Deutschland im Zeitraum 1987 – 1995. Es werden Methoden, Eingangsdaten und Modellergebnisse der Erfassung von Eintragsraten der Naß-, Trocken- und Gesamtdeposition vorgestellt. Die Berechnung von Critical Loads und deren Überschreitung für potentielle Säure- und eutrophierende Stickstoffeinträge in Deutschland wird in einer kurzen Zusammenfassung präsentiert. Die zur Berechnung der Gesamtdeposition benötigte trockene Deposition im vorliegenden Bericht sind Modellergebnisse, die im Rahmen eines Auftrages des Umweltbundesamtes (BMU/UBA FE-Nr. 108 03 081/RIVM Report No.722108027) am National Institute of Public Health and the Environment (RIVM), Bilthoven, Niederlande, erarbeitet und am Institut für Navigation weiterverarbeitet wurden. Teil 2: beschreibt die Methoden und Datengrundlagen der Berechnung und flächenhaften Kartierung von Luftschadstoffkonzentrationen und die Überschreitung von Critical Levels für die Schadgase O ₃ , SO ₂ und NO _x , bezogen auf die Rezeptoren landwirtschaftliche Nutzpflanzen, Wald- und naturnahe Ökosysteme im Zeitraum 1985 bis 1995.		
17. Schlagwörter Critical Loads - Critical Levels - Deposition – Immission - Überschreitung von Critical Loads - Überschreitung von Critical Levels - potentielle Säureinträge – Stickstoffeinträge - Ozon - Ozon AOT40-Werte - Schwefeldioxid - Stickstoffoxide -		
18. Preis	19.	20.

1. Report No. UBA-FB 297 85 079	2. Final Report	3.
4. Report Title Critical concentration levels and deposition loads and their exceedance in agricultural-, forest- and other non-forest semi natural-ecosystems		
5. Author(s), Family Name(s), First Name(s) Gauger, Thomas Anshelm, Frank Köble, Renate		8. Report Date July, 31 st 1999
6. Performing Organisation (Name, Address) Institute of Navigation Stuttgart University Geschwister-Scholl-Straße 24 D D-70174 Stuttgart		9. Publication Date June 2000
7. Sponsoring Agency (Name, Address) Federal Environmental Agency Bismarckplatz 1 D-14193 Berlin		10. UFOPLAN – Ref. Nr. BMU/UBA 297 85 079
		11. No. of Pages Part 1: 136; Part 2: 57
		12. No. of References Part 1: 281; Part 2: 78
		13. No. of Tables Part 1: 40; Part 2: 14
		14. No of Figures and Maps Part 1: 79; Part 2: 28
15. Supplementary Notes		
16. Abstract This final report describes the results of the project “Critical concentration levels and deposition loads and their exceedance in agricultural-, forest- and other non-forest semi natural-ecosystems ”. Part 1: Deposition Loads deals with mapping total deposition of SO _x , NO _y , Cl, Na, Ca, Mg and K in Germany for the period 1987 – 1995. Methods, data and results of - the national scale approach of assessing wet, dry and total deposition on an ecosystem level, and - a summary of Critical Loads and Critical Loads Exceedance calculations for Potential Acidity and Nutrient Nitrogen in Germany are presented. Dry deposition was modelled within a separate project at the National Institute of Public Health and the Environment (RIVM), Bilthoven, the Netherlands. A detailed description of the dry deposition modelling and of the data used are presented in a final report (BMU/UBA FE-Nr. 108 03 081/RIVM Report No.722108027). Part 2 refers to air concentration and exceedances of Critical Levels of O ₃ , SO ₂ , and NO _x in the years 1985 – 1995. The receptors “agricultural crops”, “forests” and “natural ecosystems” have been taken into account.		
17. Keywords Critical Loads - Critical Levels - Deposition - Air Concentration - Air Pollutants - Exceedance of Critical Loads - Exceedance of Critical Levels - Potential Acid Deposition - Nitrogen Deposition - Ozone AOT40-Values - Sulphur Dioxide - Nitrogen Dioxide		
18. Price	19.	20.

Vorwort

Der vorliegende Bericht stellt die im Zeitraum von April 1997 bis Juli 1999 am Institut für Navigation der Universität Stuttgart im Auftrag des Umweltbundesamtes erarbeiteten Ergebnisse des Forschungsvorhabens "Kritische Luftschadstoff-Konzentrationen und Eintragsraten sowie ihre Überschreitung für Wald und Agrarökosysteme sowie naturnahe waldfreie Ökosysteme" zusammenfassend dar. Das Forschungsprojekt ist untergliedert in die beiden Themenfelder der Luftschadstoff-Konzentrationen bzw. Critical Levels und die Eintragsraten, bzw. Deposition Loads. Aufgrund der Ergebnisse der abschließenden Validierungen der Deposition Loads wurde eine Revision der Kartierungsergebnisse der Trockendepositionsmodellierung für oxidierte Schwefelverbindungen notwendig. Die revidierten Modellwerte sind in den vorliegenden Endbericht eingearbeitet worden.

Teil 1 dieses Endberichtes "Deposition Loads" behandelt die Erfassung der Gesamtdeposition in Deutschland in den Jahren 1987 bis 1989 und 1993 bis 1995. Schwerpunkte hierbei sind die flächendeckende Kartierung der Naßdeposition, die Weiterbearbeitung von Modelldaten der Trockendeposition und die Verschneidung der Datensätze von Naß- und Trockendeposition zur rezeptorbezogenen Gesamtdeposition. Die Ergebnisse der Bearbeitung dieses Themenbereiches sind Datenbasis der Berechnung der Überschreitung der kritischen Eintragsraten (Critical Loads) in den Waldökosystemen in Deutschland.

Teil 2 "Critical Levels" behandelt die Bearbeitung und Ergebnisse der flächendeckenden Kartierung von Luftschadstoffkonzentrationen der Schadgase Ozon (O₃), Schwefeldioxid (SO₂) und Stickstoffoxiden (NO_x) sowie die Überschreitung kritischer Schwellenwerte (Critical Levels) für verschiedene Rezeptoren in Deutschland in den Jahren 1991 bis 1995.

Ein wesentlicher Beitrag zur Bearbeitung dieses Forschungsprojektes besteht in der Unterstützung bei der Zusammenstellung benötigter Eingangsdatensätze der Kartierung durch verschiedene Forschungsinstitutionen, die auf der Bundesebene bzw. Länderübergreifend arbeiten (UBA, DWD, FAL, BFH, UFZ, IFT) sowie den Umweltbehörden und Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalten der Länder und verschiedenen Universitätsinstituten, durch die Bereitstellung von Grundlageninformationen und den Daten aus den von ihnen betriebenen Meßnetzen und Meßprogrammen. Diese bereitwillige Kooperation ist wesentliche Voraussetzung der wissenschaftlich fundierten Bearbeitung dieses Forschungsprojektes. All diesen Instituten und deren Mitarbeitern, die mit ihrer Mithilfe sowie durch Anregungen und Kritik zum guten Gelingen der Erarbeitung der vorliegenden Projektergebnisse beigetragen haben, sei an dieser Stelle herzlich gedankt.

Äußerst fruchtbar ist auch die intensive Zusammenarbeit mit den Mitarbeitern der Projektpartner ÖKO-DATA in Strausberg und des RIVM in Bilthoven, Niederlande, ausgefallen. Dadurch konnten die ineinander verzahnten Inhalte der Arbeitsbereiche innerhalb der nationalen Critical Levels & Critical Loads Modellierungs- und Kartierungsarbeiten effektiv und zielgerecht miteinander verbunden werden.

Besonderer Dank gilt Herrn DirProf. Dr. Heinz-Detlef Gregor, Frau Dr. Birgit Mohaupt-Jahr und Herrn Dr. Till Spranger für die konstruktive und intensive Projektbegleitung und kritische Begutachtung der Projektergebnisse.

Stuttgart, im Juni 2000

Inhaltsverzeichnis

1	Einführung	1
2	Die Deposition atmosphärischer Schadstoffe als Input in Critical Loads Überschreibungsberechnungen	4
3	Kartierungsmethode	7
4	Datenbasis der Kartierung der Naßdeposition	10
4.1	Depositionsdatenbank	10
4.2	Datenakquisition – Aktualisierung der Depositionsdatenbank.....	10
4.3	Datenquellen.....	12
4.4	Datenhaltung und Umrechnungen	14
4.5	Depositionsmeßnetze in Deutschland	16
4.6	Inhalte der Depositionsdatenbank.....	17
5	Vergleich der Ergebnisse von Wet-Only- und Bulk-Depositionsmessungen im Freiland	20
5.1	Sammlersysteme zur Erfassung der Naßdeposition	21
5.2	Fehlerquellen und Ungenauigkeiten bei der Depositionsbestimmung	23
5.3	Vergleich von Parallelmessungen der Wet-Only- und Bulk-Deposition	24
5.3.1	Meßorte und verglichene Sammler.....	24
5.3.2	Ergebnisse: Ableitung von Korrekturfaktoren	26
6	Kartierung der Naßdeposition 1987-1989 und 1993-1995	29
6.1	Verfahren der Kartierung der nassen Deposition.....	29
6.2	Bearbeitung der Monitoringdatensätze als Input der Kartierung der Nassen Deposition	30
6.2.1	Prüfung der Qualität der Monitoringdaten	30
6.2.2	Korrektur der Monitoringdaten der Bulk-Deposition auf den naß deponierten Eintrag.....	33
6.3	Flächendeckende Kartierung der Naßdeposition im GIS.....	35
6.3.1	Einlesen der Naßdepositiondatensätze und Erstellung von Punktkarten	35
6.3.2	Räumliche Interpolation der Meßdaten der nassen Deposition.....	37
6.3.3	Seesalzkorrektur für meeresbürtige Komponenten.....	37
6.3.4	Verschneidung der Depositionskonzentrationen mit der Niederschlagskarte.....	38
6.4	Qualität der Kartierungsergebnisse der Naßdeposition.....	39
7	Ergebnisse der Kartierung der nassen Deposition	43
7.1	Naßdeposition der basischen Kationen Na, Ca, K und Mg	44
7.1.1	Naßdeposition von Natrium (Na)	44
7.1.2	Naßdeposition von Kalzium ($\text{Ca}_{(\text{ssc})}$)	45
7.1.3	Naßdeposition von Kalium ($\text{K}_{(\text{ssc})}$).....	47
7.1.4	Naßdeposition von Magnesium ($\text{Mg}_{(\text{ssc})}$)	48
7.1.5	Naßdeposition der Summe basischer Kationen ($\text{BC}_{(\text{ssc})}=\text{Ca}_{(\text{ssc})}+\text{K}_{(\text{ssc})}+\text{Mg}_{(\text{ssc})}$)	50
7.2	Naßdeposition säurebildender und eutrophierender Stoffe	52
7.2.1	Naßdeposition von Schwefel ($\text{SO}_4\text{-S}_{(\text{ssc})}$)	52
7.2.2	Naßdeposition von Ammonium-Stickstoff ($\text{NH}_4\text{-N}$)	53
7.2.3	Naßdeposition von Nitrat-Stickstoff ($\text{NO}_3\text{-N}$).....	54
7.2.4	Naßdeposition von Gesamtstickstoff ($\text{N} = \text{NO}_3\text{-N} + \text{NH}_4\text{-N}$)	55
7.2.5	Naßdeposition von Chlor ($\text{Cl}_{(\text{ssc})}$)	56

7.2.6	Naßdeposition potentieller Säure ($AC_{pot} = S_{(ssc)} + N + Cl_{(ssc)}$).....	58
7.2.7	Naßdeposition potentieller Netto-Säure ($AC_{pot(net)}=(S_{(ssc)}+N+Cl_{(ssc)}) - (BC_{(ssc)})$)	60
	Kartenteil Naßdeposition	62
8	Trockene Deposition 1987-1989 und 1993-1995.....	77
8.1	Kartierung der Trockenen Deposition 1987-89 und 1993-95.....	78
8.2	Bearbeitung der Trockendepositionskarten am INS	81
9	Ergebnisse der Kartierung der Gesamtdeposition.....	83
9.1	Gesamtdeposition der basischen Kationen Na, Ca, K und Mg.....	84
9.1.1	Gesamtdeposition von Natrium (Na).....	84
9.1.2	Gesamtdeposition von Kalzium ($Ca_{(ssc)}$)	86
9.1.3	Gesamtdeposition von Kalium ($K_{(ssc)}$)	88
9.1.4	Gesamtdeposition von Magnesium ($Mg_{(ssc)}$)	90
9.1.5	Gesamtdeposition der Summe basischer Kationen ($BC_{(ssc)}=Ca_{(ssc)}+ K_{(ssc)}+Mg_{(ssc)}$)	92
9.2	Gesamtdeposition säurebildender und eutrophierender Stoffe.....	94
9.2.1	Gesamtdeposition von Schwefel ($SO_x-S_{(ssc)}$)	94
9.2.2	Gesamtdeposition von reduzierten Stickstoffverbindungen (NH_x-N^*).....	96
9.2.3	Gesamtdeposition von oxidierten Stickstoffverbindungen (NO_y-N)	98
9.2.4	Gesamtdeposition von Gesamtstickstoff ($N^* = NO_y-N + NH_x-N^*$).....	100
9.2.5	Gesamtdeposition potentieller Säure ($AC_{pot}^* = S_{(ssc)} + N^* + Cl_{(ssc)}$).....	102
9.2.6	Gesamtdeposition potentieller Netto-Säure ($AC_{pot(net)}^*=(S_{(ssc)}+N^*+Cl_{(ssc)})-(BC_{(ssc)})$).....	105
	Kartenteil Gesamtdeposition	108
10	Überschreitung der Critical Loads.....	122
10.1	Das Konzept der Critical Loads und Critical Levels	122
10.2	Critical Loads für eutrophierenden Stickstoff	123
10.3	Critical Loads für Säureinträge.....	124
10.4	Überschreitung der Critical Loads durch die Deposition	125
11	Zusammenfassung	126
	Literaturverzeichnis.....	128

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1-1:	Prinzip der Kartierung der Critical Levels und Critical Loads Überschreitungen in Deutschland	2
Abb. 2-1:	Anwendung der Massenbilanzmethode zur Bestimmung von Critical Loads	4
Abb. 3.1:	Kartierung der Gesamtdosition	9
Abb. 4.2-1:	Mit der Datenanforderung verschickter Erhebungsbogen zu den Depositionsmeßprogrammen	11
Abb. 4.5-1:	Verteilung der Meßorte der Freilanddeposition aus den Meßnetzen in Deutschland einschließlich grenznaher österreichischer Meßstationen	16
Abb. 4.6-1:	Datenbestand der Freilanddeposition, Anzahl der Meßdaten	17
Abb. 4.6-2:	Datenbestand der Freilanddeposition, Anzahl der Meßdaten einzelner Komponenten im Niederschlag 1984 bis 1996 (Jahresfrachten)	18
Abb. 4.6-3:	Datenbestand der Bestandesdeposition in Laubwaldbeständen (Kronentraufe und Stammabflußdaten), Anzahl der Meßdaten	19
Abb. 4.6-4:	der Bestandesdeposition in Nadelwaldbeständen (Kronentraufe), Anzahl der Meßdaten	19
Abb. 5.3.1-1:	Lage der Meßorte für den Vergleich von Wet-Only- und Bulk-Deposition in Deutschland	26
Abb. 5.3.2-1:	Ergebnisse des Vergleiches zwischen Wet-Only- und Bulk-Deposition	27
Abb. 6.2-1:	Verfahren der Bearbeitung der Monitoringdatensätze der Naßdeposition im Freiland	30
Abb. 6.3.1-1:	Ablauf der Bearbeitung der Kartierung der nassen Deposition	36
Abb. 6.3.1-2:	Illustration der Arbeitsschritte der Kartierung der Nassen Deposition (Bsp. SO ₄ -S, 1993)	36
Abb. 6.4-1:	Ionenbilanz der Ergebnisse der Naßdepositionskartierung, Mittelwerte 1987-89 und 1993-95	39
Abb. 6.4-2:	Interpolationsfehler der SO _x -S-, NH _x -N- und NO _y -N-Konzentrationen im Niederschlag 1993	40
Abb. 6.4-3:	Vergleich von Meßwerten und Kartenwerten im zugehörigen Rasterfeld der flächendeckenden Darstellung, 1995	41
Abb. 7.1.1-1:	Minimum, Maximum und Mittelwert der flächenhaften Naßdeposition von Natrium (Na) 1987-1989 und 1993-1995	45
Abb. 7.1.2-1:	Minimum, Maximum und Mittelwert der flächenhaften Naßdeposition von seesalzkorrigiertem Kalzium (Ca _(ssc)) 1987-1989 und 1993-1995	46
Abb. 7.1.3-1:	Minimum, Maximum und Mittelwert der flächenhaften Naßdeposition von seesalzkorrigiertem Kalium (K _(ssc)) 1987-1989 und 1993-1995	47
Abb. 7.1.4-1:	Minimum, Maximum und Mittelwert der flächenhaften Naßdeposition von seesalzkorrigiertem Magnesium (Mg _(ssc)) 1987-1989 und 1993-1995	49
Abb. 7.1.5-1:	Minimum, Maximum und Mittelwert der flächenhaften Naßdeposition der seesalzkorrigierten Summe basischer Kationen (BC _(ssc) = Ca _(ssc) + K _(ssc) + Mg _(ssc)) 1987-1989 und 1993-1995	50
Abb. 7.2.1-1:	Minimum, Maximum und Mittelwert der flächenhaften Naßdeposition von seesalzkorrigiertem Schwefel (SO ₄ -S _(ssc)) 1987-1989 und 1993-1995	52

Abb. 7.2.2-1:	Minimum, Maximum und Mittelwert der flächenhaften Naßdeposition von Ammonium-Stickstoff ($\text{NH}_4\text{-N}$) 1987 – 1989 und 1993 – 1995	53
Abb. 7.2.3-1:	Minimum, Maximum und Mittelwert der flächenhaften Naßdeposition von Nitrat-Stickstoff ($\text{NO}_3\text{-N}$) 1987-1989 und 1993-1995	54
Abb. 7.2.4-1:	Minimum, Maximum und Mittelwert der flächenhaften Naßdeposition von Gesamtstickstoff (N) 1987-1989 und 1993-1995	55
Abb. 7.2.5-1:	Minimum, Maximum und Mittelwert der flächenhaften Naßdeposition von seesalzkorrigiertem Chlor ($\text{Cl}_{(\text{ssc})}$) 1987-1989 und 1993-1995	57
Abb. 7.2.6-1:	Minimum, Maximum und Mittelwert der flächenhaften Naßdeposition von potentieller Säure ($\text{AC}_{\text{pot}} = \text{S}_{(\text{ssc})} + \text{N} + \text{Cl}_{(\text{ssc})}$) 1987-1989 und 1993-1995	58
Abb. 7.2.6-2:	Mittlere Anteile von $\text{S}_{(\text{ssc})}$, N und $\text{Cl}_{(\text{ssc})}$ an der flächenhaften Naßdeposition von potentieller Säure ($\text{AC}_{\text{pot}} = \text{S}_{(\text{ssc})} + \text{N} + \text{Cl}_{(\text{ssc})}$) 1987-1989 und 1993-1995	59
Abb. 7.2.7-1:	Minimum, Maximum und Mittelwert der flächenhaften Naßdeposition potentieller Netto-Säure ($\text{AC}_{\text{pot}(\text{net})} = (\text{S}_{(\text{ssc})} + \text{N} + \text{Cl}_{(\text{ssc})}) - (\text{BC}_{(\text{ssc})})$) 1987-1989 und 1993-1995	60
Abb. 7.2.7-2:	Minimum, Maximum und Mittelwert der Säureneutralisation durch basische Kationen in der Naßdeposition 1987-1989 und 1993-1995	61
Abb. 8.1-1:	Vereinfachte Darstellung der Trockendepositionskartierung	78
Abb. 8.1-2:	Inputdaten bei der Trockendepositionskartierung	79
Abb. 8.1-3:	Widerstände im EDACS-Modell	80
Abb. 9.1.1-1:	Minimum, Maximum und Mittelwert der flächenhaften Gesamtdeposition von Natrium (Na) 1987-1989 und 1993-1995	84
Abb. 9.1.1-2:	Mittelwerte der flächenhaften Gesamtdeposition von Natrium (Na) 1987-89 und 1993-95 nach Landnutzungsklassen	85
Abb. 9.1.2-1:	Minimum, Maximum und Mittelwert der flächenhaften Gesamtdeposition von seesalzkorrigiertem Kalzium ($\text{Ca}_{(\text{ssc})}$) 1987-1989 und 1993-1995	86
Abb. 9.1.2-2:	Mittelwerte der flächenhaften Gesamtdeposition von Kalzium ($\text{Ca}_{(\text{ssc})}$) 1987-89 und 1993-95 nach Landnutzungsklassen	87
Abb. 9.1.3-1:	Minimum, Maximum und Mittelwert der flächenhaften Gesamtdeposition von seesalzkorrigiertem Kalium ($\text{K}_{(\text{ssc})}$) 1987-1989 und 1993-1995	88
Abb. 9.1.3-2:	Mittelwerte der flächenhaften Gesamtdeposition von Kalium ($\text{K}_{(\text{ssc})}$) 1987-89 und 1993-95 nach Landnutzungsklassen	89
Abb. 9.1.4-1:	Minimum, Maximum und Mittelwert der flächenhaften Gesamtdeposition von seesalzkorrigiertem Magnesium ($\text{Mg}_{(\text{ssc})}$) 1987-1989 und 1993-1995	90
Abb. 9.1.4-2:	Mittelwerte der flächenhaften Gesamtdeposition von Magnesium ($\text{Mg}_{(\text{ssc})}$) 1987-89 und 1993-95 nach Landnutzungsklassen	91
Abb. 9.1.5-1:	Minimum, Maximum und Mittelwert der flächenhaften Gesamtdeposition der seesalzkorrigierten Summe basischer Kationen ($\text{BC}_{(\text{ssc})} = \text{Ca}_{(\text{ssc})} + \text{K}_{(\text{ssc})} + \text{Mg}_{(\text{ssc})}$) 1987-1989 und 1993-1995	92
Abb. 9.1.5-2:	Mittelwerte der flächenhaften Gesamtdeposition basischer Kationen ($\text{BC}_{(\text{ssc})}$) 1987-89 und 1993-95 nach Landnutzungsklassen	93
Abb. 9.2.1-1:	Minimum, Maximum und Mittelwert der flächenhaften Gesamtdeposition von seesalzkorrigiertem Schwefel ($\text{SO}_x\text{-S}_{(\text{ssc})}$) 1987-1989 und 1993-1995	94
Abb. 9.2.1-2:	Mittelwerte der flächenhaften Gesamtdeposition von Schwefel ($\text{SO}_x\text{-S}_{(\text{ssc})}$) 1987-89 und 1993-95 nach Landnutzungsklassen	95

Abb. 9.2.2-1:	Minimum, Maximum und Mittelwert der flächenhaften Gesamtdeposition von reduziertem Stickstoff ($\text{NH}_x\text{-N}^*$) 1987-1989 und 1993-1995	96
Abb. 9.2.2-2:	Mittelwerte der flächenhaften Gesamtdeposition von reduzierten Stickstoffverbindungen ($\text{NH}_x\text{-N}^*$) 1987-89 und 1993-95 nach Landnutzungsklassen.....	97
Abb. 9.2.3-1:	Minimum, Maximum und Mittelwert der flächenhaften Gesamtdeposition von oxidierten Stickstoffverbindungen ($\text{NO}_y\text{-N}$) 1987-1989 und 1993-1995.....	98
Abb. 9.2.3-2:	Mittelwerte der flächenhaften Gesamtdeposition von oxidierten Stickstoffverbindungen ($\text{NO}_y\text{-N}$) 1987-89 und 1993-95 nach Landnutzungsklassen.....	99
Abb. 9.2.4-1:	Minimum, Maximum und Mittelwert der flächenhaften Gesamtdeposition von Gesamtstickstoff ($\text{N}^* = \text{NO}_y\text{-N} + \text{NH}_x\text{-N}^*$) 1987-1989 und 1993-1995	100
Abb. 9.2.4-2:	Mittelwerte der flächenhaften Gesamtdeposition von Gesamt-Stickstoff (N^*) 1987-89 und 1993-95 nach Landnutzungsklassen.....	101
Abb. 9.2.5-1:	Minimum, Maximum und Mittelwert der flächenhaften Gesamtdeposition von potentieller Säure ($\text{AC}_{\text{pot}}^* = \text{S}_{(\text{ssc})} + \text{N}^* + \text{Cl}_{(\text{ssc})}$) 1987-1989 und 1993-1995.....	102
Abb. 9.2.5-2:	Mittelwerte der flächenhaften Gesamtdeposition von potentieller Säure ($\text{AC}_{\text{pot}}^* = \text{S}_{(\text{ssc})} + \text{N}^* + \text{Cl}_{(\text{ssc})}$) 1987-89 und 1993-95 nach Landnutzungsklassen	103
Abb. 9.2.6-1:	Minimum, Maximum und Mittelwert der flächenhaften Gesamtdeposition von potentieller Netto-Säure ($\text{AC}_{\text{pot (net)}}^* = (\text{S}_{(\text{ssc})} + \text{N}^* + \text{Cl}_{(\text{ssc})}) - (\text{BC}_{(\text{ssc})})$) 1987-1989 und 1993-1995	105
Abb. 9.2.6-2:	Mittelwerte der flächenhaften Gesamtdeposition von potentieller Netto-Säure ($\text{AC}_{\text{pot (net)}}^* = (\text{S}_{(\text{ssc})} + \text{N}^* + \text{Cl}_{(\text{ssc})}) - (\text{BC}_{(\text{ssc})})$) 1987-89 und 1993-95 nach Landnutzungsklassen	106
Abb. 9.2.6-3:	Anteile der Basischen Kationen $\text{Ca}_{(\text{ssc})}$, $\text{Mg}_{(\text{ssc})}$, $\text{K}_{(\text{ssc})}$ und der Komponenten potentieller Säure (AC_{pot}^*) $\text{NO}_y\text{-N}$, $\text{NH}_x\text{-N}^*$, $\text{SO}_x\text{-S}_{(\text{ssc})}$ und $\text{Cl}_{(\text{ssc})}$ an der flächenhaften Gesamtdeposition potentieller Netto-Säure ($\text{AC}_{\text{pot (net)}}^*$) a) 1987-89 und b) 1993-95	107

Tabellenverzeichnis

Tab. 4.3-1:	Datenquellen der Naßdeposition: Betreiber von Depositionsmessungen in Deutschland und dem grenznahen Österreich (Stand: 1999).....	12
Tab. 4.4-1:	Umrechnungsfaktoren: Masse in Ionenäquivalente und umgekehrt.....	15
Tab. 4.4-2:	Umrechnungen zwischen Elementen und ionaren Verbindungen.....	15
Tab. 5.1-1:	Sammlersysteme, Typen und Fabrikate zur Erfassung der Naßdeposition (Auswahl).	22
Tab. 5.3.1-1:	Meßorte, Sammler und Zeiträume des Vergleichs von wet-only und bulk Deposition	25
Tab. 5.3.2-1:	Mittelwert, Minimum Maximum und Standardabweichung des Verhältnisses von Wet-Only- zu Bulk-Deposition.....	27
Tab. 6.2.1-1 :	Prüfung der Datenqualität und erste Datenselektion: Ionenbilanz der Naßdepositionsdatensätze 1987-1989 und 1993-1995	31
Tab. 6.2.1-2:	Für die Kartierung der nassen Deposition 1987-1989 verwendete Daten	32
Tab. 6.2.1-3:	Für die Kartierung der nassen Deposition 1993-1995 verwendete Daten	33
Tab. 6.2.2-1:	Aus dem mittleren Verhältnis von Wet-Only- zu Bulk-Deposition abgeleitete naß und trocken deponierte Anteile in der Bulk-Deposition.....	34
Tab. 6.3.3-1:	Konzentrationsverhältnisse [eq/eq] der Elemente Cl, S, Ca, K, Mg zu Na im Meerwasser	38
Tab. 6.4-1:	Vergleich von Meßwerten und Kartenwerten im zugehörigen Rasterfeld der flächendeckenden Darstellung, lineare Regressionen 1987-1989 und 1993-95.....	42
Tab. 7.1:	Umfang der Kartierung der Naßdeposition.....	43
Tab. 7.1.2-1:	Mittlere meeresbürtige Fraktion der Naßdeposition von Kalzium.....	46
Tab. 7.1.3-1:	Mittlere meeresbürtige Fraktion der Naßdeposition von Kalium.....	48
Tab. 7.1.4-1:	Mittlere meeresbürtige Fraktion der Naßdeposition von Magnesium	49
Tab. 7.1.5-1:	Mittlere Anteile von naßdeponiertem Kalzium ($Ca_{(ssc)}$), Kalium ($K_{(ssc)}$) und Magnesium ($Mg_{(ssc)}$) an der Summe der basischen Kationen ($BC_{(ssc)}$)	50
Tab. 7.1.5-2:	Mittlere meeresbürtige Fraktion der Naßdeposition basischer Kationen.....	51
Tab. 7.2.1-1:	Mittlere meeresbürtige Fraktion der Naßdeposition von Sulfat-Schwefel.....	53
Tab. 7.2.4-1:	Mittlere Anteile von naßdeponiertem Nitrat- (NO_3-N) und Ammonium-Stickstoff (NH_4-N) an Gesamt-Stickstoff (N).....	56
Tab. 7.2.5-1:	Mittlere meeresbürtige Fraktion der Naßdeposition von Chlor	57
Tab. 7.2.6-1:	Mittlere Anteile von naß deponiertem Schwefel ($SO_4-S_{(ssc)}$), Gesamtstickstoff (N), Nitrat- (NO_3-N) und Ammonium-Stickstoff (NH_4-N) und Chlor ($Cl_{(ssc)}$) an potentieller Säure (AC_{pot})	59
Tab. 8-1:	Umfang der Kartierung der Trockendeposition	77
Tab. 9-1:	Umfang der Kartierung der Gesamtdeposition.....	83
Tab. 9.1.1-1:	Mittlere Anteile der trocken und naß deponierten Fraktion an der Gesamtdeposition von Natrium (Na)	84
Tab. 9.1.2-1:	Mittlere Anteile der trocken und naß deponierten Fraktion an der Gesamtdeposition von Kalzium ($Ca_{(ssc)}$)	86
Tab. 9.1.2-2:	Mittlere meeresbürtige Fraktion der Gesamtdeposition von Kalzium ($Ca_{(ssc)}$)	87

Tab. 9.1.3-1:	Mittlere Anteile der trocken und naß deponierten Fraktion an der Gesamtdeposition von Kalium ($K_{(ssc)}$).....	88
Tab. 9.1.3-2:	Mittlere meeresbürtige Fraktion der Gesamtdeposition von Kalium	89
Tab. 9.1.4-1:	Mittlere Anteile der trocken und naß deponierten Fraktion an der Gesamtdeposition von Magnesium ($Mg_{(ssc)}$)	90
Tab. 9.1.4-2:	Mittlere meeresbürtige Fraktion der Gesamtdeposition von Magnesium.....	91
Tab. 9.1.5-1:	Mittlere Anteile der trocken und naß deponierten Fraktion an der Gesamtdeposition der seesalzkorrigierten Summe basischer Kationen ($BC_{(ssc)} = Ca_{(ssc)} + K_{(ssc)} + Mg_{(ssc)}$)	92
Tab. 9.1.5-2:	Mittlere Anteile von gesamtdeponiertem Kalzium ($Ca_{(ssc)}$), Kalium ($K_{(ssc)}$) und Magnesium ($Mg_{(ssc)}$) an der Summe der basischen Kationen ($BC_{(ssc)}$)	93
Tab. 9.2.1-1:	Mittlere Anteile der trocken und naß deponierten Fraktion an der Gesamtdeposition von Schwefel ($SO_x-S_{(ssc)}$).....	94
Tab. 9.2.2-1:	Mittlere Anteile der trocken und naß deponierten Fraktion an der Gesamtdeposition von reduzierten Stickstoffverbindungen (NH_x-N^*)	96
Tab. 9.2.3-1:	Mittlere Anteile der trocken und naß deponierten Fraktion an der Gesamtdeposition von oxidierten Stickstoffverbindungen (NO_y-N).....	98
Tab. 9.2.4-1:	Mittlere Anteile der trocken und naß deponierten Fraktion an der Gesamtdeposition von Gesamtstickstoff ($N^* = NO_y-N + NH_x-N^*$)	100
Tab. 9.2.4-2:	Mittlere Anteile von oxidiertem (NO_y-N) und reduziertem Stickstoff (NH_x-N^*) an der Gesamtdeposition von Gesamt-Stickstoff (N^*).....	101
Tab. 9.2.5-1:	Mittlere Anteile der trocken und naß deponierten Fraktion an der Gesamtdeposition von potentieller Säure ($AC_{pot}^* = S_{(ssc)} + N^* + Cl_{(ssc)}$).....	103
Tab. 9.2.5-2:	Mittlere Anteile von oxidiertem Schwefel ($SO_x-S_{(ssc)}$), Gesamt-Stickstoff (N), oxidiertem (NO_y-N) und reduziertem Stickstoff (NH_x-N^*) und Chlor ($Cl_{(ssc)}$) an der Gesamtdeposition von potentieller Säure ($AC_{pot}^* = S_{(ssc)} + N^* + Cl_{(ssc)}$)	104

Kartenverzeichnis

Karten 7.1.1-1	Naßdeposition von Natrium (Na)	62
Karten 7.1.2-1	Naßdeposition von Kalzium ($Ca_{(ssc)}$)	63
Karten 7.1.3-1	Naßdeposition von Kalium ($K_{(ssc)}$)	64
Karten 7.1.4-1	Naßdeposition von Magnesium ($Mg_{(ssc)}$)	65
Karten 7.1.5-1	Naßdeposition der Summe basischer Kationen ($BC_{(ssc)}=Ca_{(ssc)}+K_{(ssc)}+Mg_{(ssc)}$).....	66
Karten 7.2.1-1	Naßdeposition von Schwefel ($SO_4-S_{(ssc)}$).....	67
Karten 7.2.2-1	Naßdeposition von Ammonium-Stickstoff (NH_4-N).....	68
Karten 7.2.3-1	Naßdeposition von Nitrat-Stickstoff (NO_3-N).....	69
Karten 7.2.4-1	Naßdeposition von Gesamtstickstoff ($N = NO_3-N + NH_4-N$).....	70
Karten 7.2.4-2	NO_3-N - und NH_4-N -Anteile an Gesamtstickstoff ($N = NO_3-N + NH_4-N$), 1987-89....	71
Karten 7.2.4-3	NO_3-N - und NH_4-N -Anteile an Gesamtstickstoff ($N = NO_3-N + NH_4-N$), 1993-95....	71
Karten 7.2.5-1	Naßdeposition von Chlor ($Cl_{(ssc)}$)	72
Karten 7.2.6-1	Naßdeposition potentieller Säure ($AC_{pot} = S_{(ssc)} + N + Cl_{(ssc)}$).....	73
Karten 7.2.6-2	SO_4-S -, NO_3-N - und NH_4-N -Anteile an der Naßdeposition potentieller Säure ($AC_{pot} = S_{(ssc)} + N + Cl_{(ssc)}$), 1987-89	74
Karten 7.2.6-3	SO_4-S -, NO_3-N - und NH_4-N -Anteile an der Naßdeposition potentieller Säure ($AC_{pot} = S_{(ssc)} + N + Cl_{(ssc)}$), 1993-95	74
Karten 7.2.7-1	Naßdeposition potentieller Netto-Säure ($AC_{pot} = S_{(ssc)} + N + Cl_{(ssc)} - (BC_{(ssc)})$)	75
Karten 7.2.7-2	Säureneutralisation durch basische Kationen in der Naßdeposition.....	76
Karten 9.1.1-1	Gesamtdeposition von Natrium (Na).....	108
Karten 9.1.2-1	Gesamtdeposition von Kalzium ($Ca_{(ssc)}$)	109
Karten 9.1.3-1	Gesamtdeposition von Kalium ($K_{(ssc)}$)	110
Karten 9.1.4-1	Gesamtdeposition von Magnesium ($Mg_{(ssc)}$).....	111
Karten 9.1.5-1	Gesamtdeposition der Summe basischer Kationen ($BC_{(ssc)}=Ca_{(ssc)}+K_{(ssc)}+Mg_{(ssc)}$).....	112
Karten 9.2.1-1	Gesamtdeposition von Schwefel ($SO_X-S_{(ssc)}$)	113
Karten 9.2.2-1	Gesamtdeposition von reduziertem Stickstoff (NH_X-N^*).....	114
Karten 9.2.3-1	Gesamtdeposition von oxidiertem Stickstoff (NO_Y-N)	115
Karten 9.2.4-1	Gesamtdeposition von Gesamtstickstoff ($N^* = NO_Y-N + NH_X-N^*$).....	116
Karten 9.2.5-1	Gesamtdeposition potentieller Säure ($AC_{pot}^* = S_{(ssc)} + N^* + Cl_{(ssc)}$)	117
Karten 9.2.5-2	SO_X-S -, NO_Y-N - und NH_Y-N -Anteile an der Gesamtdeposition potentieller Säure ($AC_{pot}^* = S_{(ssc)} + N^* + Cl_{(ssc)}$), 1987-89	118
Karten 9.2.5-3	SO_X-S -, NO_Y-N - und NH_Y-N -Anteile an der Gesamtdeposition potentieller Säure ($AC_{pot}^* = S_{(ssc)} + N^* + Cl_{(ssc)}$), 1993-95	119
Karten 9.2.6-1	Gesamtdeposition potentieller Netto-Säure ($AC_{pot(net)}^* = (S_{(ssc)} + N^* + Cl_{(ssc)}) - (BC_{(ssc)})$).....	120
Karten 9.2.6-2	Säureneutralisation durch basische Kationen in der Gesamtdeposition	121

1 Einführung

Der vorliegende Abschlußbericht des im Auftrag des Umweltbundesamtes bearbeiteten Forschungsvorhabens „Kritische Luftschadstoff-Konzentration und Eintragsraten sowie ihre Überschreitung für Wald und Agrarökosysteme sowie naturnahe waldfreie Ökosysteme“ (BMU/UBA FE-Nr. 297 85 097) faßt die im Projektzeitraum von April 1997 bis Juli 1999 erarbeiteten, einschließlich der anschließend daran notwendigerweise gemachten Revisionen der Ergebnisse zusammen. Die Aufgabenstellung beinhaltet die bundesweite Datenerfassung, -aufbereitung und kartographische Darstellung der Immissionsbelastung und die Berechnung der Überschreitung der kritischen Luftschadstoffkonzentrationen - Critical Levels - sowie die Erfassung der Depositionsfrachten atmosphärischer Schadstoffe in verschiedene Ökosysteme. Karten der Depositionsfrachten dienen als Input zur Berechnung der Überschreitung der kritischen Eintragsraten - Critical Loads - in Deutschland. Die Ergebnisse dieses Forschungsvorhabens werden in enger Kooperation mit der Gesellschaft für Ökosystemanalyse und Umweltdatenmanagement mbH (ÖKO-DATA) in Strausberg und dem National Institute of Public Health and the Environment (RIVM) in Bilthoven, Niederlande, erarbeitet und fließen als nationaler Beitrag in die gesamteuropäische Kartierung von Critical Levels & Loads ein. (vgl. NAGEL UND GREGOR 1999).

Das Konzept der Critical Levels und Critical Loads wurde für das europäische Luftreinhalteabkommen der UN-Wirtschaftskommission (UN-ECE) entwickelt. Sowohl das nationale als auch das gesamteuropäische Kartierungsprogramm gemäß dem Critical Levels und Critical Loads Konzept dient als ökologisch begründetes Instrument der Steuerung und Erfolgskontrolle von Emissionsminderungsmaßnahmen (Gregor 1999; Smiatek et al. 1995). Die Erarbeitung der Kartierungsverfahren und die Festlegung der Belastungsgrenzen wird innerhalb des Rahmens des Genfer Luftreinhalteübereinkommens (UN-ECE Convention on Long Range Transboundary Air Pollution, Genf 1979) von der Arbeitsgruppe „Wirkungen“ (Working Group on Effects) wahrgenommen und der UN-ECE Sonderarbeitsgruppe „Kartierung“ (Task Force on Mapping; jetzt: ICP Modelling and Mapping), der die Bundesrepublik Deutschland, vertreten durch das Umweltbundesamt, vorsitzt (Nagel und Gregor 1999). Das international abgestimmte Kartierungsverfahren ist in der zur Zeit gültigen Fassung als Methodenleitfaden veröffentlicht (Umweltbundesamt 1996). Eine Fortschreibung der eingesetzten Methodik entsprechend neuer wissenschaftlicher Erkenntnisse, iterativer Neubewertung des Wissens sowie durch Fortschritte innerhalb des praktisch erprobten Kartierungsverfahrens selbst, ist wesentlicher Bestandteil der Vorgehensweise innerhalb des Critical Levels und Critical Loads Ansatzes (GREGOR 1999).

Critical Levels sind die quantitative Abschätzung der Konzentration von Schadstoffen in der Atmosphäre (Immission), oberhalb derer direkte Schadefekte an Rezeptoren (Menschen, Pflanzen, Tiere, Ökosysteme, Materialien) nach derzeitigem Wissen zu erwarten sind. **Critical Loads** sind die quantitative Abschätzung der Deposition eines oder mehrerer Schadstoffe, unterhalb derer nach bisherigem Wissen keine schädigenden Wirkungen an spezifizierten Rezeptoren nachweisbar sind (UMWELTBUNDESAMT 1996; NAGEL UND GREGOR 1999).

Entstehung (Emission), Verfrachtung, Umwandlung in der Atmosphäre und Verbleib der Luftschadstoffe als Schadstoffgehalt in der Atmosphäre (Immission) sowie Entfernen der Stofffracht aus der Atmosphäre (Gesamtdeposition) durch Auswaschen mit dem Regenniederschlag (nasse Deposition), oder durch trockene Ablagerung von Partikeln und Gasen auf Pflanzen und anderen Oberflächen (trockene Deposition) sind meßbare Größen. In umfangreichen Meßnetzen in Deutschland werden sie routinemäßig ermittelt oder indirekt, mit Hilfe von Schadstoffausbreitungsmodellen, berechnet. Innerhalb des genannten Forschungsprojektes werden auf der Datengrundlage von Meß- und Modelldaten flächendeckende Karten der wirkungsrelevanten Luftschadstoffe in Deutschland erstellt (SPRANGER ET AL. 1999). Die Kartierung dient der Ermittlung der regional differenzierten jährlichen Schadstoffdosis, der die verschiedenen Ökosysteme ausgesetzt sind, und der Bestimmung der Überschreitung der Critical Loads und Critical Levels der betrachteten Ökosysteme (s. Abb. 1-1).

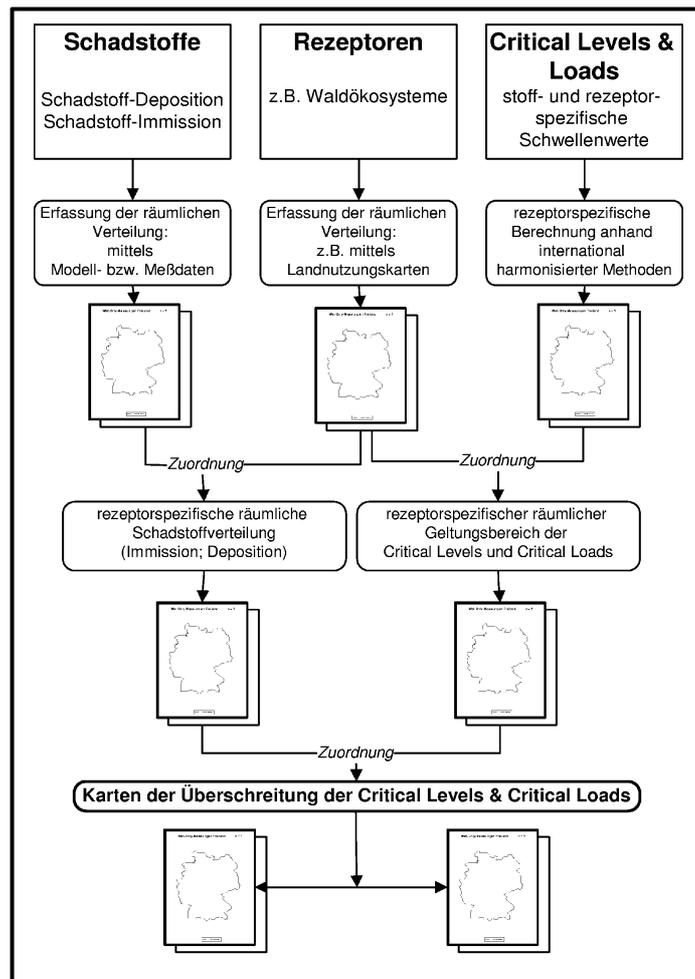


Abb. 1-1: Prinzip der Kartierung der Critical Levels und Critical Loads Überschreitungen in Deutschland

Für die komplexen Aufgaben, die für eine wirkungsorientierte Kartierung von Luftschadstoffen zu bewältigen sind, die große Sachdatenmenge (verschiedene Schadstoffe), die geforderte zeitliche (mehrere Jahre) und hohe räumliche Auflösung (z.B. 1x1km²) der Kartierungsergebnisse im nationalen Maßstab, ist der Einsatz eines leistungsfähigen Geographischen Informationssystems (GIS) unerlässlich. Die Erstellung der Kartierungsergebnisse werden mit dem GIS ARC/INFO und ArcView realisiert.

Die Arbeiten innerhalb des Forschungsprojektes umfaßten im einzelnen:

- Zeitliche und inhaltliche Koordination der Arbeiten mit den an der Erfassung von Critical Levels und Critical Loads sowie deren Überschreitung in Deutschland beteiligten Institutionen (Umweltbundesamt, RIVM, ÖKO-DATA, INS) bei verschiedenen Arbeitstreffen
- Vereinheitlichung von Projektion, Geometrie, und Rasterauflösung aller Kartierungsergebnisse einschließlich notwendiger Grundlagendaten, womit sichergestellt wird, daß die jeweiligen Folgenutzer der Datensätzen innerhalb der Critical Levels und Critical Loads Teilprojekte ohne zusätzliche zeitaufwendige Umformatierungen arbeiten können, die darüber hinaus das Risiko von Unschärfen oder teilweisen Datenverlusten mit sich brächten
- Recherche und Akquisition von aktuellen Depositionsdaten aus den Meßnetzen und Meßprogrammen in Deutschland und dem grenznahen Österreich (Hauptkomponenten, Schwermetalle und Organika, Erfassung von Parallelmessungen von Wet-Only- und Bulk-Deposition) und entsprechende Erweiterung der Naßdepositionsdatenbank um aktuelle Einträge

einschließlich der Erarbeitung von Grundlagen zur Bearbeitung einer Kartierung der Naßdeposition von Schwermetallen

- Datenaustausch mit dem Umweltbundesamt. Das Umweltbundesamt stellte Immissionsdaten unterschiedlicher zeitlicher Aggregation zur Verfügung. Vor allem für Ozon-Stundenmittelwerte liegen Datensätze mit einheitlicher Bezugsbasis vor
- Aktualisierung der Metadaten der Messungen aus den Depositions- und Immissionsmeßnetzen. Die Kenntnis der Meß- und Standortsbedingungen ist von wesentlicher Bedeutung für die Generierung adäquater Datensätze als Input zur Erstellung flächendeckender Karten. Diese Informationen über die einzelnen Stationen und Meßmethoden werden im Verfahren der Kartierung der Naßdeposition hauptsächlich zur Korrektur der Bulk-Deposition um den trocken deponierten Anteil benötigt. Im Verfahren der Critical Levels Kartierung sind hauptsächlich die Lagebeschreibungen zur Auswahl Emissionsferner Stationen zur Zusammenstellung flächenrepräsentativer Datensätze der Ozon- und NO_x-Immission wichtig
- Einbindung aller Immissionsdaten unter ARC.INFO
- Test der Interpolationsverfahren unter ARC.INFO zur Erstellung hochaufgelöster Depositions- und Immissionskarten (im 1x1km² Raster) aus Punktmeßdaten
- Ausdehnung der Kartierung für Immissionen von SO₂, NO₂, NO und O₃ auf den Zeitraum, der durch die Datengrundlagen möglich ist und entsprechende Berechnung von Critical Levels Überschreitungen
- Vergleich der Ergebnisse unterschiedlicher Depositionsmeßmethoden zur Ableitung von Korrekturfaktoren für die Generierung konsistenter flächenrepräsentativer Eingangsdatsätze der Naßdeposition (Wet-Only Datensätze) auf der Basis Deutscher Daten
- Ausdehnung des Kartierungszeitraumes für die Naßdeposition auf die Jahre 1987 bis 1989 und 1993 bis 1995
- Übernahme der mit EDACS und EUTREND modellierten Trockendeposition vom niederländischen RIVM, Weiterverarbeitung dieser Datensätze und Verschneidung von Trocken- und Naßdeposition zur rezeptorspezifischen Gesamtdeposition der Jahre 1987 bis 1989 und 1993 bis 1995
- Vergleich der Kartierungsergebnisse der Gesamtdeposition mit den Ergebnissen von Kronenraumbilanzrechnungen
- Präsentation der Methoden und Ergebnisse der Kartierungsarbeiten bei den internationalen Workshops innerhalb des Rahmens des Genfer Luftreinhalteübereinkommens (UN-ECE Convention on Long Range Transboundary Air Pollution, Genf 1979): dem 9. CCE Mapping Workshop in Kristiansand (Norwegen), Juni 1998, dem Critical Levels for Ozone -Level II Workshop in Gerzensee (Schweiz), 11.-15. April 1999, und dem 10. CCE Mapping Workshop in Prag (Tschechien) 15.-18. Juni 1999
- Beteiligung an der Bund-Länder Arbeitsgruppe Level II und Austausch von Daten und Informationen zu den ICP Forest Level I und Level II Flächen zur Validierung von Ergebnissen
- Einbindung von EMEP-Depositions- und Konzentrationsdaten im 150 km x 150 km bzw. 50 km x 50 km Grid und Vergleich nationaler und internationaler Datensätze
- Prüfung und Korrektur der SO_x-Trockendepositionsdatsätze des RIVM

2 Die Deposition atmosphärischer Schadstoffe als Input in Critical Loads Überschreitungsberechnungen

Aufgrund der hohen umweltpolitischen Relevanz liegt der Schwerpunkt der Kartierungsarbeiten bisher sowohl auf der Erfassung der Schwefel- und Stickstoffeinträge hinsichtlich ihrer versauernden Wirkung, als auch auf den Eutrophierungseffekten durch Stickstoffeinträge in Böden und Oberflächengewässer. Flächendeckend für Deutschland wurden von Nagel et al. (s. Kap. 10) Critical Loads für Säureeinträge und eutrophierenden Stickstoff für den Rezeptor Waldböden ermittelt.

Critical Loads sind die quantitative Abschätzung der Deposition eines oder mehrerer Schadstoffe (Exposition), unterhalb der nach bisherigem Wissen keine schädigenden Wirkungen an spezifizierten sensitiven Elementen (Rezeptoren) nachweisbar sind. (UMWELTBUNDESAMT 1996)

In Bezug auf Säureeinträge und eutrophierende Stickstoffeinträge in Wälder ist damit unter Critical Load die maximal zulässige Depositionsrates (z.B. in eq/ha-a) säurebildender bzw. eutrophierender Luftschadstoffe zu verstehen, die schädigende Effekte (z.B. erhöhter Nadelverlust) oder strukturelle und funktionelle Änderungen (z.B. Zunahme nitrophiler Pflanzenspezies) der Ökosysteme nach derzeitigem Wissen ausschließt. Die Berechnung der Critical Loads auf bundesdeutscher Ebene erfolgt nach dem Prinzip der Massenbilanzmethode. Hierbei werden anthropogene Stoffeinträge nur in dem Maß zugelassen, wie sie durch Ökosystemare Bedingungen (Pufferung, Speicherung, Aufnahme oder Austrag in unbedenklicher Größe) in einem Gleichgewicht gehalten werden können (Abb. 2-1).

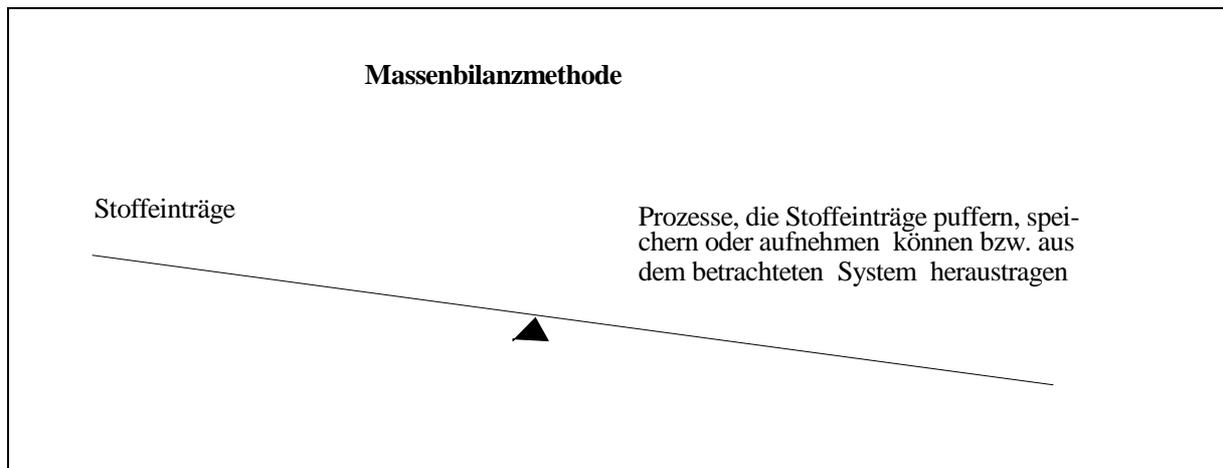


Abb. 2-1: Anwendung der Massenbilanzmethode zur Bestimmung von Critical Loads
(nach NAGEL UND GREGOR 1999)

Auf der Basis der einfachen Massenbilanz werden die Critical Loads für potentielle Säureeinträge und eutrophierende Stickstoffeinträge ermittelt. Gemäß dem Prinzip der Waage entsprechen die Critical Loads für Säuredeposition der Säuremenge, die von der gesamten Säureneutralisationskapazität (ANC von Acid Neutralizing Capacity) des Systems neutralisiert werden kann (UN ECE 1990, UMWELTBUNDESAMT 1996). Nach der Massenbilanz-Methode ist die ANC als die Summe aller Prozesse im System aufzufassen, durch die Protonen aus dem System entfernt, gepuffert oder freigesetzt werden (F2-1):

$$CL_{(AC_{pot})} = BC_w - BC_u + N_i + N_u + N_{de} - ANC_{le(crit)} \quad [\text{eq/ha}\cdot\text{a}] \quad \mathbf{F2-1}$$

wobei:

$CL_{(AC_{pot})}$	=	Critical Load für den potentiellen Säureeintrag
BC_w	=	Verwitterungsrate (Freisetzung basischer Kationen)
BC_u	=	Aufnahme basischer Kationen durch die Vegetation
N_i	=	Stickstoff-Immobilisierung
N_u	=	Stickstoff-Aufnahme durch die Vegetation
N_{de}	=	Stickstoff-Denitrifikationsrate
$ANC_{le(crit)}$	=	Kritischer Austrag der ANC der Bodenlösung

Die Höhe der Critical Loads für eutrophierenden Stickstoff wird durch die natürlichen Eigenschaften der Waldökosysteme bestimmt. Die zulässige Stickstoffdeposition ergibt sich wiederum aus Einstellung des Gleichgewichts zwischen Stoffein- und -austragen. Zeitweilige Abweichungen vom Gleichgewichtszustand sind nur tolerierbar, solange das System aus sich selbst heraus regenerationsfähig bleibt (quasi-stationärer Zustand). Formel F2-2 beschreibt den Stickstoffhaushalt von Waldökosystemen unter diesen Bedingungen:

$$CL_{nut}(N) = N_u + N_i + N_{de} + N_{l(acc)} \quad [\text{eq/ha}\cdot\text{a}] \quad \mathbf{F2-2}$$

wobei:

$CL_{nut}(N)$	=	Critical Load für den eutrophierenden Stickstoffeintrag
N_u	=	Stickstoff-Aufnahme durch die Vegetation
N_i	=	Stickstoff-Immobilisierung im Humus
$N_{l(acc)}$	=	Tolerierbarer Stickstoffaustrag mit dem Sickerwasser
N_{de}	=	Stickstoff-Denitrifikationsrate

Die Teilgrößen der Gleichungen F2-1 und F2-2 können nach den im Manual (UMWELTBUNDESAMT 1996) beschriebenen Methoden ermittelt werden.

Den Critical Loads gegenüber steht die tatsächliche Deposition atmosphärischer Schadstoffe. Zur Berechnung der Überschreitung der Critical Loads für Stickstoff wird $CL_{nut}(N)$ (Formel F2-2) mit der Gesamtdosition reduzierter und oxidiertes Stickstoffverbindungen (N_{dep} , vgl. Formel F2-3) verglichen. Die Überschreitung der Critical Loads für potentielle Säureeinträge ergibt sich aus der Differenz von $CL_{(AC_{pot})}$ (Formel F2-1) und der Gesamtmenge potentiell versauernd wirkender Einträge ($AC_{(pot)dep}$, vgl. Formel F2-4).

$$N_{dep} = NO_{ydep} + NH_{xdep} \quad [\text{eq/ha}\cdot\text{a}] \quad \mathbf{F2-3}$$

$$AC_{(pot)dep} = (SO_{X(ssc)dep} + NO_{Ydep} + NH_{Xdep} + Cl_{(ssc)dep}) - (Ca_{(ssc)dep} + Mg_{(ssc)dep} + K_{(ssc)dep}) \quad [\text{eq/ha}\cdot\text{a}] \quad \mathbf{F2-4}$$

wobei:

$SO_{X(ssc)dep}$	=	seesalzkorrigierte Deposition oxidiertes Schwefelverbindungen (SO_2 , SO_4^{2-})
NO_{Ydep}	=	Gesamtdosition oxidiertes Stickstoffverbindungen (NO , NO_2 , HNO_3 , NO_3)
NH_{Xdep}	=	Gesamtdosition reduzierter Stickstoffverbindungen (NH_3 , NH_4^+)
$Cl_{(ssc)dep}$	=	seesalzkorrigierte Chlordeposition
$Ca_{(ssc)dep}$	=	seesalzkorrigierte Kalziumdeposition
$Mg_{(ssc)dep}$	=	seesalzkorrigierte Magnesiumdeposition
$K_{(ssc)dep}$	=	seesalzkorrigierte Kaliumdeposition

Eine ausführliche Beschreibung der Berechnungsverfahren geben das "Manual on methodologies for mapping Critical Loads/Levels and geographical areas where they are exceeded" (UMWELTBUNDESAMT 1996) und, zusätzlich mit beispielhaften Darstellungen von Kartierungsergebnissen, "Ökologische Belastungsgrenzen Critical Loads & Levels. Ein internationales Konzept für die Luftreinhaltungspolitik" (NAGEL UND GREGOR [HRSG.] 1999).

Der Definition von $AC_{(pot)dep}$ liegen dabei folgende Annahmen zugrunde:

- Die Säurewirkung von Schwefel- und Stickstoff resultiert aus einer Reihe von Oxidationsprozessen, die überwiegend auf die Verbrennung fossiler Energieträger zurückzuführen sind. Die Reaktionsprodukte werden z.B. mit dem Niederschlag in Form von Schwefel- und Salpetersäure in den Boden eingetragen. Der Deposition von 1 mol wird für Stickstoffoxide (NO_x) die Nettoproduktion von 1 mol H^+ und für Schwefeloxide (SO_x) von 2 mol H^+ gleichgesetzt.
- Im Rahmen des Critical Loads Konzepts wird angenommen, daß langfristig sämtliche NH_x - Einträge vollständig nitrifiziert und aus dem System ausgewaschen werden. Daher wird von einer Nettoproduktion von 1 mol H^+ pro mol NH_x ausgegangen.
- Anthropogene Chloremissionen treten v.a. in Form von HCl auf und entsprechen dem Input von einem mol freier Protonen je mol deponiertem Cl. Der größte Anteil der Chlordeposition ist allerdings auf marine Herkunft aufgrund von "sea spray" zurückzuführen. Da bei Reduktionsmaßnahmen nur anthropogene Säureinträge berücksichtigt werden können und außerdem davon ausgegangen werden kann, daß Seesalz insgesamt neutral ist, wird der gesamte marine Anteil, dies betrifft neben Cl die Elemente Ca, Mg, K, Na und SO_4 , bei der Erfassung der potentiellen Gesamtsäuredeposition, ausgeklammert (vgl. Kap. 6.3.3).
- Die um den Seesalzanteil korrigierten basischen Kationen Ca, Mg, K (Natrium wird als 100% mariner Herkunft betrachtet) werden mit den potentiellen Säureinträgen verrechnet, da sie zur Säureneutralisation beitragen. Dabei sollten prinzipiell anthropogene Einträge von basischen Kationen nicht berücksichtigt werden. Der innerhalb des Luftreinhalteabkommens festzulegende Minderungsbetrag der Emission von Säurebildnern im o.g. Sinne leitet sich allein aus der Wirkung derselben ab und kann nicht gegen weitere anthropogene Emissionen (z.B. aus der Kohleverbrennung) aufgerechnet werden, auch wenn sie dem Effekt der Versauerung entgegenwirken. Den Säureinträgen ist nur der natürliche Hintergrundwert der Deposition basischer Kationen gegenüberzustellen, da dieser eine gewisse räumliche und zeitliche Kontinuität aufweist und quasi eine Eigenschaft des (Öko-)Systems ist. Bisher gibt es jedoch noch kein adäquates Verfahren der Quantifizierung der Anteile natürlicher und anthropogener Einträge basischer Kationen im nationalen oder internationalen Maßstab. Bei der im Folgenden beschriebenen Deposition basischer Kationen handelt es sich somit um Gesamteinträge, die sowohl anthropogenen als auch natürlichen Ursprungs sein können.

Die Eintragsraten werden ebenso wie die Critical Loads als Ionenäquivalente (eq) pro Flächeneinheit (z.B. ha) und Jahr (a) angegeben. Die Berechnung auf der Basis von Ionenäquivalenten ermöglicht den direkten Vergleich der Elemente und die Abschätzung ihrer Bedeutung in der Säurebilanz.

Neben der exakten Definition der zu verrechnenden stofflichen Komponenten ist die Vergleichbarkeit der räumlichen Bezugsbasis von Critical Loads und Deposition ein wesentlicher Aspekt der Erfassung der Überschreitung. Damit ist gemeint, daß sie sich sowohl auf dieselbe Fläche als auch auf denselben Rezeptor beziehen müssen. Bundesweite Critical Loads Kartierungen wurden für den Rezeptor Waldböden/-ökosysteme durchgeführt. Deshalb ist die Mindestanforderung an die Erfassung der rezeptorspezifischen Eintragsraten (hier: in Waldökosysteme) eine räumliche Auflösung, die der Rezeptorenkarte der Critical Loads Berechnungen entspricht.

3 Kartierungsmethode

Wie in Kap. 2 ausgeführt, bedarf es zur Berechnung der Critical Loads Überschreitungen der flächendeckenden Erfassung der Gesamtdeposition als Summe aus:

- Einträgen gelöst im Niederschlag (Regen oder Schnee) die als „nasse Deposition“ oder im internationalen Sprachgebrauch als „wet deposition“ bezeichnet werden,
- gasförmigen und partikulären Einträgen in ungelöster Form, diese werden als „trockene Deposition“ bzw. „dry deposition“ bezeichnet,
- an Wolken- oder Nebeltropfen gebundenen Einträgen, meist benannt als „feuchte Deposition“ oder „okkulte Deposition“ bzw. „cloud and fog deposition“.

Der Anteil dieser drei Eintragspfade an der Gesamtdeposition variiert in Abhängigkeit von der Häufigkeit und Intensität des Auftretens von Regen-, Schnee-, Wolken- oder Nebelniederschlag, von der Exposition des Rezeptors sowie in Abhängigkeit von der Gesamtoberfläche und Oberflächenrauigkeit des Rezeptorsystems. Die nasse Deposition ist im wesentlichen unabhängig vom Rezeptor, d.h. bei gleicher Niederschlagsmenge, -intensität und gleicher Stoffkonzentration im Niederschlag ist die Eintragsrate in eine wasserbedeckte Oberfläche dieselbe wie in ein Waldgebiet. Dagegen kann auch bei gleicher Exposition und gleicher Stoffkonzentration in der Luft bzw. in Wolken- und Nebeltropfen der Anteil der trockenen und feuchten Deposition durch den „Auskämm-Effekt“ großer Akzeptorflächen (z.B. in Waldgebieten) gegenüber weniger strukturierten Arealen (z.B. in Wiesen) zunehmen. Je nach Ausgangsbedingungen und Stoff erreicht so die Deposition in Waldareale teilweise mehr als die dreifache Menge des Eintrags in eine angrenzende Wiesenfläche, obwohl auch dort die trockene Deposition eine erhebliche Rolle spielen kann.

Für das Gebiet der Bundesrepublik liegt ein ausreichend flächenrepräsentatives Meßnetz für die Kartierung der nassen Deposition vor. Trockene und feuchte Deposition (und damit auch Gesamtdeposition) jedoch werden nur an sehr wenigen Meßorten erfaßt. Die ermittelten Eintragsraten sind außerdem standortspezifisch und nicht interpolierbar. Sie sollten daher hauptsächlich zur Parametrisierung von Depositionsprozessen und zur unabhängigen punktwisen Validierung von Depositionsmodellen verwendet werden (UMWELTBUNDESAMT 1996, DRAAIJERS et al. 1996b).

Für standörtliche Abschätzungen der Gesamtdeposition in Waldökosysteme sind Bestandesdepositionsmessungen in Verbindung mit Kronenraumbilanzen unter bestimmten Voraussetzungen geeignet (DRAAIJERS et al. 1996b, UMWELTBUNDESAMT 1996). Kronenraumbilanzen sind notwendig, da die Vergleichsgröße für Critical Loads nicht der gemessene Stofffluß zum Boden sondern die Gesamtdeposition ins Ökosystem (Bestandesdeposition = Stofffluß in Kronentraufe + Stammablauf) ist. Auswaschung (Leaching) oder Aufnahme im Kronenraum können nämlich Stoffflüsse im Boden (z.B. Wurzel Aufnahme von Kalium) stark beeinflussen. Regelmäßige Kronentraufen- und Stammabflußmessungen werden in Deutschland seit einigen Jahren vor allem von den Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalten der Länder durchgeführt.

Die Gesamtdeposition in Wälder ist wegen ihrer großen Oberfläche, Höhe und Rauigkeit systematisch höher als in andere Ökosysteme. Die Größe dieses Filtereffektes ist allerdings auch von Luftkonzentrationen und meteorologischen Variablen wie Windgeschwindigkeit und Feuchte abhängig. Die räumliche Variabilität dieser Parameter ist unabhängig von der räumlichen Struktur der Landnutzung und auch von der räumlichen Struktur der nassen Depositionsraten. Die Trocken- und Tröpfchendeponation kontrollierenden Prozesse sind somit unabhängig von den Prozessen, die die Naßdeposition kontrollieren, und eine konstante lineare Beziehung zwischen diesen Größen ist nicht anzunehmen. Folglich können Bestandesdepositionsmessungen nicht durch Multiplikation interpolierter Naßdepositionsraten mit räumlich konstanten „Anreicherungsfaktoren“ (Verhältnisse von Bestandesdeposition zu Naßdeposition) extrapoliert werden (LÖVBLAD et al. 1993, UMWELTBUNDESAMT 1996). Angesichts der Verfügbarkeit von Inferentialmodellen (vgl. Kap. 8), die die Unabhängigkeit von Trocken- und Naßdeposition berücksichtigen, ist eine Anwendung von Anreicherungsfaktoren auch nicht notwendig. Kronenraumbilanzierte Bestandesdepositionsmessungen werden aber als standortsweise Kalibrierungswerte für das Trockendeponationsmodell benutzt.

Wegen der mangelnden Interpolierbarkeit der Trockendepositions- und Bestandesdepositionsmessungen wird zur Erfassung der flächendeckenden Gesamtdosition ein kombinierter Ansatz basierend auf interpolierten Naßdepositionsmessungen und kleinräumiger Modellierung der rezeptorabhängigen trockenen Deposition angewendet. Die trockene Deposition wird berechnet durch die Multiplikation der Konzentrationen einzelner Spezies (z.B. SO₂, Sulfatpartikel u.a.) mit Depositionsgeschwindigkeiten, die je nach Spezieseseigenschaften, Oberflächeneigenschaften und meteorologischen Verhältnissen variieren (HICKS et al. 1987). Die Depositionsgeschwindigkeit wird über ein sogenanntes Widerstandsmodell (EDACS, EUTREND) parametrisiert, in welchem der Transport der Spezies zur und die Absorption oder Aufnahme durch die jeweilige Rezeptoroberfläche beschrieben wird (vgl. Kap. 8). Depositionsgeschwindigkeiten für Nebel- und Wolkenröpfchen können prinzipiell mittels einer ähnlichen Methodik geschätzt werden (BLEEKER et al. 2000). Die im folgenden beschriebenen Ergebnisse der Gesamtdosition jedoch vernachlässigen die feuchte Deposition. Eine flächenhafte Erfassung der feuchten Deposition ist bisher noch nicht in den kombinierten Kartierungsansatz integriert. Ein nennenswerter stofflicher Eintrag über Nebel- und Wolkenröpfchen besteht in Gebirgslagen. Die Einbeziehung des feuchten Depositionspfades in die Kartierungsarbeiten ist gegenwärtig in Vorbereitung. Der Ansatz der Modellierung der feuchten Deposition, erste Zwischenergebnisse sowie die Ergebnisse einer Fallstudie im Gebiet des Südschwarzwaldes sind in BLEEKER ET AL. 2000 dokumentiert.

Die Methode der Kombination interpolierter nasser Deposition, modellierter trockener Deposition und den jeweiligen in Kap. 6 und 8 erläuterten Kartierungsablauf zeigt schematisch zusammengefaßt Abb. 3-1. Diese Anwendung von Modellen unterschiedlichen Maßstabs kombiniert mit interpolierten Messungen gilt international als die vielversprechendste Methodik zur kleinräumigen, flächendeckenden Kartierung der Gesamtdosition und der Critical Loads-Überschreitung (UMWELTBUNDESAMT 1996, LÖVBLAD et al. 1993).

Der in der Berechnung der Critical Loads für Stickstoff- und Säureeinträge zugrundeliegende Landnutzungsdatensatz (CORINE Land Cover Karte, aggregiert in 6 Landnutzungsklassen im 1x1km² Raster) ist für Waldareale identisch mit dem zur Modellierung der trockenen Deposition verwendeten, d.h. Critical Loads und Deposition besitzen denselben Rezeptor- und Flächenbezug und können direkt gegenübergestellt werden.

Dies ist notwendig, denn bei der Abschätzung des Schädigungsrisikos (Überschreitung der Critical Loads) durch die Einwirkung der wirksamen Dosis von Luftschadstoffen (Gesamtdosition) müssen in der Gegenüberstellung mit den stoffspezifischen kritischen Schwellenwerten (Critical Loads für Schadstoffeinträge) als wesentliche Anforderungen

- der identische Zeitbezug
- gleicher oder ähnlicher räumlicher Maßstab der Kartierung
- und gleicher Rezeptorbezug

erfüllt sein.

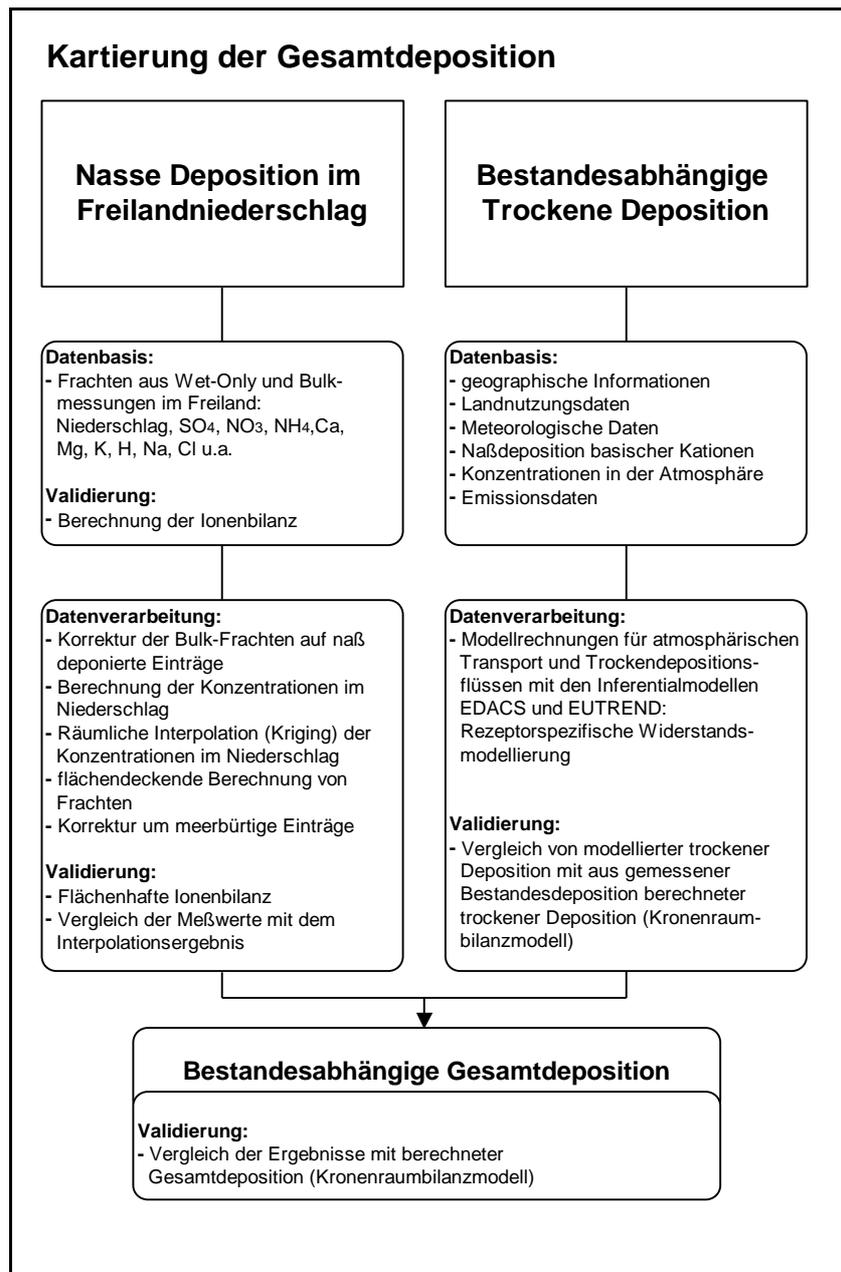


Abb. 3.1: Kartierung der Gesamtdeposition

4 Datenbasis der Kartierung der Naßdeposition

4.1 Depositionsdatenbank

Grundlage für die Kartierung der nassen Deposition in Deutschland sind Messungen der Inhaltsstoffe des Freilandniederschlags. Die Datenbasis sind Jahresfrachten der Hauptinhaltsstoffe und Spurenstoffe im Niederschlag, angegeben in kg/ha·a bzw. g/ha·a, sowie die Lagekoordinaten der zugehörigen Meßpunkte (geographische Koordinaten und Gauß-Krüger Koordinaten), die gemeinsam mit weiteren Informationen über Messungen und Meßstationen (Lageinformationen, Exposition, Meßnetzbetreiber, Meßbeginn und –ende, verwendete Sammler etc.) verwaltet werden. In gleicher Weise erfolgt die Speicherung der Jahresfrachten der Deposition in Laub- und Nadelwaldbestände, die in erster Linie zu Validierungszwecken bei der Kartierung benötigt werden. Zusätzlich werden für die Bestandesdeposition (Kronentraufen und Stammabfluß) Informationen zum Baumbestand (Baumarten, Baumalter und -höhen) in die Datenbank aufgenommen.

4.2 Datenakquisition – Aktualisierung der Depositionsdatenbank

Die Aufgabe der Aktualisierung der Naßdepositionsdatenbank wurde mit der Vorbereitung der Datenbankerweiterung begonnen. Die Sichtung der vorliegenden Unterlagen aus den in Deutschland bestehenden Meßnetzen und -programmen verschaffte einen ersten Überblick über die jeweils routinemäßig analysierten Niederschlagsinhaltsstoffe. Daraus wurde ein Erhebungsbogen entwickelt, der jeder Institution mit der Datenanforderung zugeschickt wurde. Der Erhebungsbogen dient der Vereinheitlichung der Angaben bezüglich der verwendeten Meßmethoden, der erforderlichen Erfassung der Stammdaten der einzelnen Meßstellen sowie der Erfassung der aktuellen Meßprogramme (s. Abb. 4.2-1). Somit wurde mit der vorgenommenen Datenakquisition der Gesamtumfang der jeweiligen Messungen und Niederschlagsanalysen abgefragt.

Der Datenbedarf orientiert sich an folgenden Vorgaben:

Für die Datenbasis zur Kartierung von Eintragsraten von Luftinhaltsstoffen werden Depositionsdaten angefordert

- aus *Freiland-* bzw. Freiflächenmessungen *und* Messungen der *Bestandesdeposition* in Nadel-, Laub- und Mischwäldern
- aus dem Zeitraum seit Beginn der Messungen bis zum aktuellsten Jahr der Datenaufbereitung, bzw. möglichst vollständig im *Zeitraum 1986 bis 1996*
- als *Jahresfrachten* bzw. Jahressummen (Konzentrationen und Niederschlagshöhen), welchen möglichst vollständige Probenreihen zugrundeliegen (12 Monate; hydrologisches oder bürgerliches Jahr) oder als Daten geringerer zeitlicher Auflösung, aus welchen Jahresfrachten berechnet werden können (z.B. Sommer- und Winterhalbjahre, Monatsfrachten etc.)
- aus Niederschlagsproben, die mittels *Wet-Only-Sammlern*, *Bulk-Sammlern* (Trichter-Flasche- oder Topfsammler) oder *Wet-And-Dry-Sammlern* bzw. mit speziellen Sammlern für den Stammabfluß (Stammanschetten und Kippschalen etc.) gewonnen wurden
- der *Hauptkomponenten im Niederschlag*: SO₄-S, NO₃-N, Cl, F, NH₄-N, Ca, K, Mg, Na, H
- der *Spurenmetalle und Metalloide*: Al, As, Br, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb, Si, Tl, V, Zn u.a.
- der *organischen Spurenstoffe*: DOC, TOC u.a., Pflanzenschutzmittel, PCB, PAK, HKW u.a.
- der Meßgrößen: *Niederschlagshöhe*, *pH*, *elektrische Leitfähigkeit*, sofern diese bestimmt worden sind
- sowie die *Sammdaten(Metadaten) der Meßstationen und Informationen zur Messung*

Depositionsdaten:	Meßnetzbetreiber, Institution: _____		
Depositionsmessung	im Freiland und auf Freiflächen		
	Bestandesniederschlag im	Nadelwald <input type="checkbox"/> Laubwald <input type="checkbox"/>	Kronentraufe <input type="checkbox"/> Kronentraufe <input type="checkbox"/>
			Stammabfluß <input type="checkbox"/> Stammabfluß <input type="checkbox"/>
Bearbeitungs- und Meßzeitraum:	Beginn der Messungen bis zum aktuellsten Jahr der Datenaufbereitung		
	seit: _____ (bitte ggf. je Station angeben)		
zeitliche Auflösung der Daten:	Jahresfrachten bzw. -summen (möglichst aus 12 Monaten) <input type="checkbox"/>		
	oder Daten geringerer zeitlicher Auflösung, nämlich: _____		
	hydrologisches Jahr <input type="checkbox"/>		
	bürgerliches Jahr <input type="checkbox"/>		
Sammlersystem:	Bulk <input type="checkbox"/>	Parallele Messung von Bulk und Wet-Only <input type="checkbox"/>	
	Wet-Only <input type="checkbox"/>		
	Bestimmung der Niederschlagshöhe mit : Typ/Spezifikation: _____		
	Niederschlagshöhe wird aus der Sammlerprobe bestimmt: <input type="checkbox"/>		
verwendete Sammlertypen:	Bulk-Sammler / Totalisatoren:	Typ/Spezifikation:	_____
	spezielle Schwermetallsammler:	Typ/Spezifikation:	_____
	Wet-Only / Naßsammler:	Typ/Spezifikation:	_____
	Naß-Trocken-Sammler:	Typ/Spezifikation:	_____
	Sammler für Stammabfluß:	Typ/Spezifikation:	_____
analyisierte Komponenten im Niederschlag (möglichst als Frachten in mg, g oder kg/ha a):			
Angaben in:	<input type="checkbox"/> kg/ha a <input type="checkbox"/> g/m ² a	<input type="checkbox"/> g/m ² d <input type="checkbox"/> mg/l (Konzentrationen) und Niederschlagshöhen	andere: _____
A)	<input type="checkbox"/> Niederschlagshöhe (mm) <input type="checkbox"/> Leitfähigkeit (mS/cm) <input type="checkbox"/> pH-Wert	D) Spuremetalle:	<input type="checkbox"/> Al <input type="checkbox"/> As <input type="checkbox"/> Br <input type="checkbox"/> Cd <input type="checkbox"/> Co <input type="checkbox"/> Cr <input type="checkbox"/> Cu <input type="checkbox"/> Fe <input type="checkbox"/> Hg <input type="checkbox"/> Mn <input type="checkbox"/> Mo <input type="checkbox"/> Ni <input type="checkbox"/> Pb <input type="checkbox"/> Si <input type="checkbox"/> Ti <input type="checkbox"/> V <input type="checkbox"/> Zn
B) (Haupt-)Komponenten:	<input type="checkbox"/> SO ₄ -S <input type="checkbox"/> NO ₃ -N <input type="checkbox"/> NH ₄ -N <input type="checkbox"/> Cl <input type="checkbox"/> Na <input type="checkbox"/> Ca <input type="checkbox"/> K <input type="checkbox"/> Mg <input type="checkbox"/> PO ₄ -P <input type="checkbox"/> F <input type="checkbox"/> H		
C) organ. Spurenstoffe:	<input type="checkbox"/> DOC <input type="checkbox"/> TOC		
	andere _____		
	<input type="checkbox"/> Pestizide, PCB, PAK, HKW u.a., nämlich: _____		
Stammdaten der Meßstationen (bitte je Station angeben):			
Checkliste:	<input type="checkbox"/> Stationenbezeichnung (Name, Kennungen etc.) <input type="checkbox"/> Lagekoordinaten (Gauß-Krüger-R&H-Werte u./o. Geogr. Koordinaten ? , ' , ") <input type="checkbox"/> Informationen zur Messung (Sammlertypen, -anzahl, Probenahmeintervalle) <input type="checkbox"/> Informationen zur Meßstelle (Höhenlage und Exposition, Lage zu Emittenten etc.) <input type="checkbox"/> Informationen zum Waldbestand (Baumart, -alter und Baumhöhe) <input type="checkbox"/> Meßbeginn, Unterbrechungen, ggf. Ende kontinuierlicher Messung, Verlegungen der Meßstation (wann? [Datum], von? [Koordinaten] nach? [Koordinaten]) <input type="checkbox"/> Informationen zu besonderer Fragestellung, die der Messung zugrundeliegt (z. B. Hintergrundstation; Emittentennahe Erfassung; Düngeversuche; besondere wasserwirtschaftliche Fragestellung, besondere ökosystemare Fragestellung; spezielle Forschungsprojekte...)		

Abb. 4.2-1: Mit der Datenanforderung verschickter Erhebungsbogen zu den Depositionsmessprogrammen

Der Versand der Datenanforderungen erfolgte jeweils mit individuellem Anschreiben und ggf. der Information über die bereits in die Datenbank eingebundenen Daten früherer Jahre. Außerdem wurde ein Exemplar des Endberichtes im Auftrag des Umweltbundesamtes: "Kartierung kritischer Belastungskonzentrationen und -raten für empfindliche Ökosysteme in der Bundesrepublik Deutschland und anderen ECE-Ländern" (FENr. 106 01 061), "Teil 1: Deposition Loads" und "Teil 2: Critical Levels" beigelegt, um über die Vorgehensweise bei der Kartierung, und damit über die Verwendung der akquirierten Daten zu informieren. Eine neuerliche, in nicht unerheblichem Maß zeitaufwendige Recherche der aktuellen Adressen der meßnetzbetreibenden Institutionen und Forschungseinrichtungen sowie der dort zuständigen Ansprechpartner war notwendig, da Umzüge und Personalfluktuationen in einigen Fällen die direkte Kontaktaufnahme behinderten. Auch stellte sich im Lauf der Zeit heraus, daß eine schriftliche Datenanfrage meistens nicht ausreicht, die erforderlichen Daten geliefert zu bekommen. Es ist in der Regel ein direktes bzw. telefonisches Gespräch vorab erwünscht. Im Ergebnis sind diese geführten Gespräche konstruktiv verlaufen, es konnten Informationen zur Vorgehensweise der Depositionskartierung einerseits und zu den Depositionsmessungen andererseits geklärt

werden und die Zusendung von Daten wurde beschleunigt wenn nicht veranlaßt, allerdings ist auch dies mit einem hohen zeitlichem Aufwand verbunden.

4.3 Datenquellen

In der Tab. 4.3-1 sind die Institutionen und Forschungseinrichtungen aufgelistet, die in Deutschland und dem grenznahen Österreich Depositionsmessungen in dem für die Kartierung innerhalb dieses Forschungsvorhabens betrachteten Zeitraum 1987 bis 1995 durchgeführt und Daten zur Verfügung gestellt haben sowie die Angabe der wesentlichen Meßkomponenten und das Jahr des aktuellsten Datensatzes in der Datenbank.

Tab. 4.3-1: Datenquellen der Naßdeposition: Betreiber von Depositionsmessungen in Deutschland und dem grenznahen Österreich (Stand: 1999)

Land	Institution, Abteilung; Ort	verwendetes Kürzel	SO ₂	NO _x	NH ₃	Cl	Na	Ca	Mg	K	H	PO ₄	Pb	Cd	Nied.	Leitr.	pH	Meßmethode	Sammlertyp	aktuellster Datensatz
			X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X			
Länderübergreifend	Umweltbundesamt, Fg. II 4.3 Meßnetz; Offenbach	UBA-OF	X	X	X	X	X	X	X	X	X	-	-	-	X	X	X	BULK	ERNI (24h offen)	1996
Länderübergreifend	Umweltbundesamt, Fg. II 4.3; Berlin	UBA-B	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	WET	Eigenbrodt NSA181/KD	1996
Länderübergreifend	Institut für Troposphärenforschung e.V., Abt. Chemie; Leipzig	IFT	X	X	X	X	X	X	X	X	X				X			WET	IFE-Sammler	1997
Länderübergreifend	Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Sekt. Analytik; Leipzig	UFZ	X	X	X	X	X	X	X	X	X				X	X		BULK	LÖLF	1994
Länderübergreifend	Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft BS-Völkenrode, Institut für agrarrelevante Klimaforschung; Müncheberg und Braunschweig	FAL	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	BULK	Rotenkamp B	1993, 1996
																		WET	Rotenkamp N	
Länderübergreifend	Sächsische Landesanstalt für Umwelt und Geologie / ehem. Meteorologischer Dienst (Berger)	MD (ehem.)	X	X	X	X	X	X	X	X	X				X			BULK (bis 1988) WET (ab 1988)		1990
Länderübergreifend	Bundesforschungsanstalt für Holz- und Forstwirtschaft; Eberswalde (Simon & Westendorff)	BFH-EB (ehem.)	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X			X	X		BULK	Poliethylen, 67cm ² ?	1989
Schleswig-Holstein	Gewerbeaufsichtsamt Schleswig-Holstein, Dez. Luftqualitätsüberwachung; Itzehoe	GAA-SH	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	BULK	LÖLF	1996
																		WET	ERNI	
Schleswig-Holstein	Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer; Flintbeck	LANU-SH	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	BULK	LW1 / LW2	1996
																		WET	Bleymehl (KFA-Jülich) / Eigenbrodt ERNI NSA 181 KS	
Schleswig-Holstein	Christian-Albrechts-Universität Kiel, Ökologie-Zentrum (Jensen-Huß; Schimming; Spranger; Branding)	Univ. KI	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	BULK	LÖLF	1989, 1990
																		WET	wet Typ?	
Hamburg	Freie und Hansestadt Hamburg - Umweltbehörde, Amt für Naturschutz und Landschaftspflege / Universität Hamburg, Institut für Bodenkunde (Lux)	Univ. HH	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	BULK	Totalisatoren/ Schneeeimer	1992 Ende der Messungen
Hamburg	Deutscher Wetterdienst, Meteorologisches Observatorium Hohenpeißenberg	DWD	X	X	X	X									X	X		WET	MOH-Niederschlagsmonitor (Eigenbau) u. Regensammler	1993 weitere Depositionsdaten gesondert nicht lieferbar

Land	Institution, Abteilung; Ort	verwendetes Kürzel	SO ₂	NO _x	NH ₃	Cl	Na	Ca	Mg	K	H	PO ₄	Pb	Cd	Nied. Leitr.	pH	Meßmethode	Sammlertyp	aktuellster Datensatz
			X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X			
Mecklenburg-Vorpommern	Landesamt für Umwelt und Natur, Abt. Immissionsschutz; Güstrow-Gülzow	LAUN-MV	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X			X	X	BULK	Bergerhoff & Trichter-Flasche (LÖLF; Freising/Grimmeisen)	1996
																		WET	
Mecklenburg-Vorpommern	Landesamt für Forstplanung; Schwerin	LAFOP-MV	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	BULK	Freising/Grimmeisen (D=20)	--
																		WET	
Niedersachsen	Niedersächsisches Landesamt für Ökologie, Dez.63 Luftreinhaltung, Dr. K.-P. Giesen; Hannover	NLÖ-H	X	X		X	X		X	X			X	X		BULK	Bergerhoff	1996	
Niedersachsen	Niedersächsisches Landesamt für Ökologie, Abt. 6 Immissionsschutz; Hildesheim	NLÖ-HI	X	X	X	X				X					X	BULK	Osnabrück	1990	
Niedersachsen	Niedersächsische Forstliche Versuchsanstalt, Abt. Umweltkontrolle; Göttingen	NFVA	X	X	X	X	X	X	X	X	X				X	X	BULK	Trichter-Flasche	1996
Niedersachsen	Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe; Hannover (Franken et.al)	BGR	X	X	X	X	X	X	X	X						X	BULK	Ulrich/Meiwes Typ2-Trichter-Flasche / Trichter-Flasche	1995/1996
Brandenburg	Landesumweltamt Brandenburg, Nebenstelle Lauchhammer	LUA-BB	X	X	X	X	X	X	X	X					X	X	BULK	Freising/Grimmeisen (D=20) + SM-Dosenmethode (PP o. PEA) + Bergerhoff + Edelstahl-bulk (Org.) / IfW-Eigenbau	1996
																		WET	
Berlin	Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umweltschutz, Abt. III A 31; Berlin	SenV-B.	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X			BULK	Ulrich	1996
Sachsen-Anhalt	Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Abt.5, Halle	LfU-ST	X	X	X	X	X	X	X	X	X				X	X	BULK	Bergerhoff	1996
																		WET	
Nordrhein-Westfalen	Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten/Landesamt für Agrarordnung, Dez. Bioindikation, Biomonitoring; Recklinghausen	LÖBF/LAFAO-NW	X	X	X	X	X	X	X	X	X				X		BULK	LÖLF	1996
Nordrhein-Westfalen	Landesanstalt für Immissionsschutz, Nordrhein-Westfalen, Abt. 3; Essen	LUA-NW	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	BULK	Typ LIS	1996	
Nordrhein-Westfalen	Fraunhofer Gesellschaft für Umweltchemie und Ökotoxikologie; Schmallenberg Grafschaft		X	X	X	X	X	X	X	X	X				X				1988
Hessen	Hessische Landesanstalt f. Forsteinrichtung, Waldforschung und Waldökologie; Hannoversch Münden	HLFWW	X	X	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X	BULK	Münden 100	1994	
Hessen	Universität Gießen, Institut für Pflanzenökologie	Univ. GI	X	X	X	X	X	X	X	X	X			X	X	BULK	Rotenkamp B	1996	
Hessen	Universität Frankfurt, Zentrum für Umweltforschung (ZUF)	Univ. F	X	X	X	X	X	X	X	X	X			X		WET		1989	
Sachsen	Sächsische Landesanstalt für Umwelt und Geologie, Abt. L1 Luft-Lärm-Strahlen; Radebeul	SLUG	X	X	X	X	X	X	X	X	X			X	X	WET	ANTAS	1996	
Sachsen	Sächsische Landesanstalt für Forsten; FB5 Bodenkunde u. Waldernährung, Graupa	SLAF	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	BULK	LÖLF o. Vogelsitzring	1996	
Sachsen	Technische Universität Dresden, Institut für Pflanzen- und Holzchemie; Tharandt	TU-DD	X	X	X	X	X	X	X	X	X			X	X	BULK	Eigenbau , TU-DD, 0,038m ² PE-Flasche	1996	
																	WET		IfE-Leipzig (neu)
Thüringen	Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Thüringen; Gotha (BLFW)	LWF-TN (BLFW)	X	X	X						X								--
Rheinland-Pfalz	Forstliche Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz, Abt. Waldschutz; Trippstadt	FVA-RP	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	BULK	LÖLF	1995	

Land	Institution, Abteilung; Ort	verwendetes Kürzel	SO ₄	NO ₃	NH ₄	Cl	Na	Ca	Mg	K	H	PO ₄	Pb	Cd	Nied. Leitf.	pH	Meßmethode	Sammlertyp	aktuellster Datensatz
			X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X			
Bayern	Bayerische Landesanstalt für Wald- und Forstwirtschaft, Abt. Forsthydrologie, Freising	BLWF	X	X	X	X	X	X	X	X	X				X		BULK	LÖLF (im Winter große Eimer) / LWF-Sammler	1996
Bayern	Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft; München	BLFW	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	BULK	SM-Topf / LWF-Sammler / LÖLF/LWF	1996
Saarland	Forstplanungsanstalt des Saarlandes; Saarbrücken/Univ. des Saarlandes, ZFU, AG-Forst; Duttweiler	FPA-SA	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X			X	X	BULK	Trichter-Flasche + Schnee-Eimer	1995
Baden-Württemberg	Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg; Freiburg i. B.	FVA-BW	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X			BULK	FVA-Typ (Münder) / Münder 100	1996
Baden-Württemberg	Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Ref. 31 Luftreinhaltung Klima; Karlsruhe	LFU-BW	X	X		X									X		BULK	Bergerhoff	1996
																	WET	NN	
Österreich	Technische Universität Wien, Institut für Analytische Chemie, Abt. Umweltanalytik	TU Wien	X	X	X	X	X	X	X	X	X				X	X	WET	WADOS-Kroneis	1996

Kursiv = Literaturquelle

4.4 Datenhaltung und Umrechnungen

Die Datenhaltung erfolgt in Tabellen des Programms Microsoft Excel. Die Nutzung dieses Programms bietet gewisse Vorteile, da dieses inzwischen bei der Mehrzahl der Meßnetz betreibenden Institutionen zur Datenhaltung oder zumindest zur Datenweitergabe genutzt wird. In den relationalen Tabellen dieses Programms kann eine weitgehend automatisierte und bedarfsgerechte Umrechnung der Daten erfolgen.

Verschiedene Umrechnungen der gelieferten Daten sind erforderlich, um eine konsistente Datenhaltung und die weitgehend reibungslose Bereitstellung der jährlichen Depositionsfrachten bzw. der Konzentrationen im Niederschlag für die Bearbeitung der Kartierung im GIS ARC/INFO bzw. ArcView zu ermöglichen.

Die Datenlieferungen durch die Meßnetz betreibenden Institutionen erfolgen i.d.R. entweder als Jahresfrachten [in µg, mg, g, kg/ha·a] oder als mittlere tägliche Einträge pro Jahr [in µg, mg/m²·d], als Konzentrationen im Niederschlag [in mg, g/l·a] und als Ionenäquivalente [meq/l, eq/l, keq/l; meq/ha·a, eq/ha·a, keq/ha·a]. Stickstoff-, Schwefel- und Phosphoreinträge werden entweder als Sulfat (SO₄), Nitrat (NO₃), Ammonium (NH₄) und Phosphat (PO₄) angegeben oder als Phosphor, Stickstoff und Schwefel (PO₄-P, NO₃-N, NH₄-N und SO₄-S). Daten des Protoneneintrags (H) liegen zum Teil als Frachten oder/und als niederschlagsgewichteter pH-Wert vor. Angaben der (niederschlagsgewichteten) elektrischen Leitfähigkeit, mit deren Hilfe eine Abschätzung der Datenqualität der Jahresfrachten möglich ist, liegen in der Einheit µS/cm, die Niederschlagshöhen in mm (=l/m²) pro Jahr vor.

Die Eingabe der Depositionsdaten in die Datenbank erfolgt als Jahresfrachten [g, kg/ha·a] der einzelnen Spezies, eine automatisierte Umrechnung liefert Ionenäquivalente der Elemente und, mittels Niederschlagshöhen, deren berechnete Konzentration im Niederschlag.

Verwendete Umrechnungsfaktoren sind in der Tabelle 4.4-1, und Formeln für die Umrechnung in Tabelle 4.4-2 zusammenfassend dargestellt.

Tab. 4.4-1: Umrechnungsfaktoren: Masse in Ionenäquivalente und umgekehrt

	Wertigkeit	Molmasse [g]	Äquivalentmasse [g]	Faktor keq ? kg	Faktor kg ? keq
Ca	2 ⁺	40,08	20,04	20,04	0,050
Cd	2 ⁺	112,40	56,20	56,20	0,018
Cl	1 ⁻	35,45	35,45	35,45	0,028
H	1 ⁺	1,01	1,01	1,01	0,992
K	1 ⁺	39,10	39,10	39,10	0,026
Mg	2 ⁺	24,31	12,15	12,15	0,082
Na	1 ⁺	22,99	22,99	22,99	0,043
NH₄-N	1 ⁺	14,01	14,01	14,01	0,071
NO₃-N	1 ⁻	14,01	14,01	14,01	0,071
Pb	2 ⁺	207,20	103,60	103,60	0,010
SO₄-S	2 ⁻	32,06	16,03	16,03	0,062

Tab. 4.4-2: Umrechnungen zwischen Elementen und ionaren Verbindungen

SO_4-S	=	SO_4	·	0,3338
NO_3-N	=	NO_3	·	0,2259
NH_4-N	=	NH_4	·	0,7765
SO_4	=	SO_4-S	·	2,9958
NO_3	=	NO_3-N	·	4,4267
NH_4	=	NH_4-N	·	1,2879

4.5 Depositionsmeßnetze in Deutschland

Für die Jahre 1987 bis 1995 liegen gegenwärtig Depositionsdaten aus 35 Meßnetzen bzw. Meßprogrammen vor. Eine Übersicht der Verteilung der Meßnetze und Meßstationen in Deutschland zeigt Abb. 4.5-1. Dargestellt – im Raster der Topographischen Karten (M.1:25.000) – sind alle Meßstationen im Freiland, für die mindestens Daten eines Jahres im genannten Neunjahreszeitraum vorliegen.

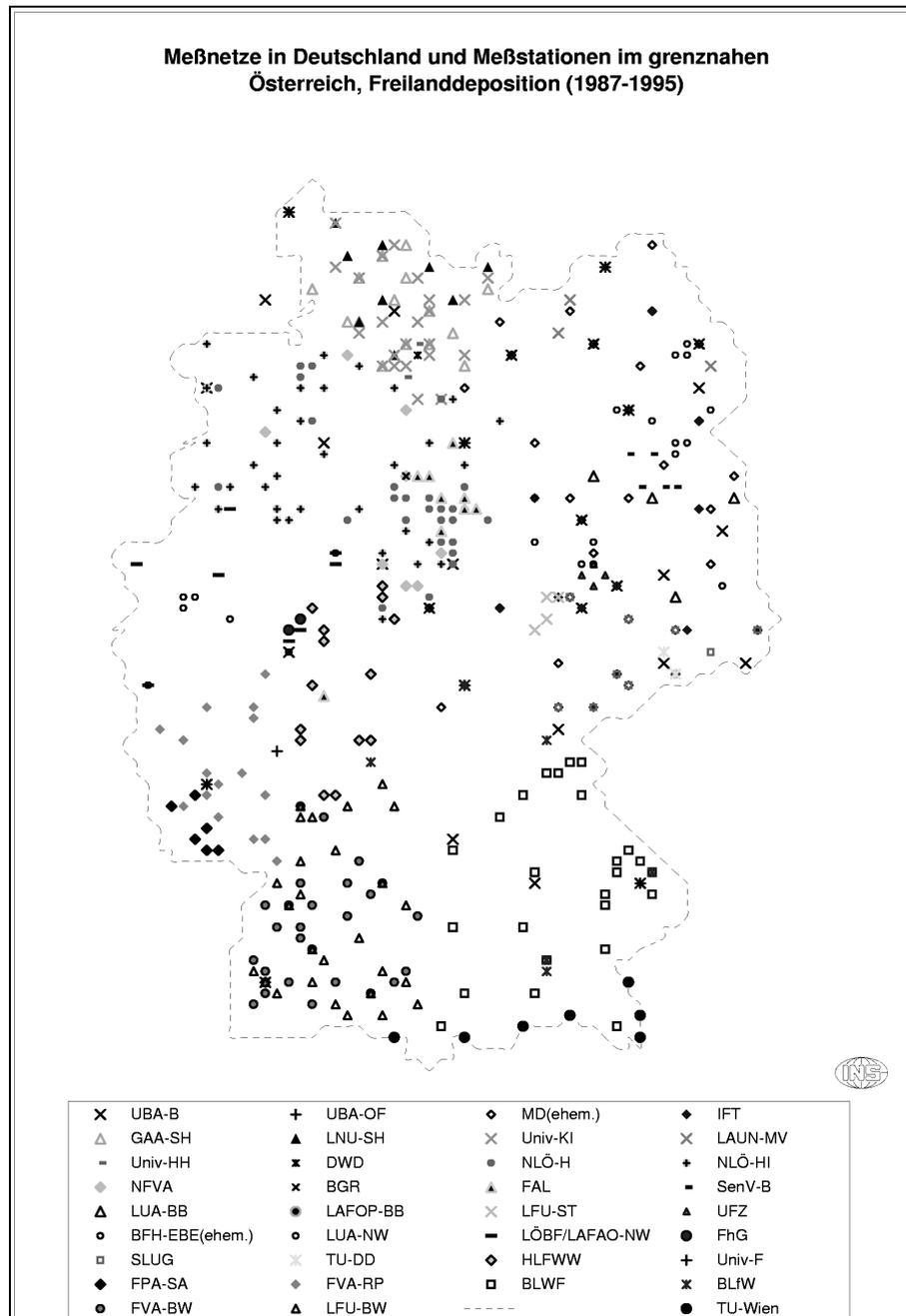


Abb. 4.5-1: Verteilung der Meßorte der Freilanddeposition aus den Meßnetzen in Deutschland einschließlich grenznaher österreichischer Meßstationen

4.6 Inhalte der Depositionsdatenbank

Durch die Einarbeitung aktueller Depositionsdaten und die inhaltliche Erweiterung der Datenbank hat sich der Datenbestand der Freilanddeposition, bezogen auf die Jahresfrachten der einzelnen Meßkomponenten im Zeitraum 1984 bis einschließlich 1996, im Projektzeitraum um 16.153 Meßdaten auf 33.883 erhöht. In geringem Umfang liegen auch weitere einzelne Daten ab dem Jahr 1979 bis 1983 vor. Der Bestand der Freiland-Datenbank ist in Abb. 4.6-1 dargestellt. Die Diagramme in Abb. 4.6-2 weisen den Datenbestand der einzelnen Meßkomponenten in den Jahren 1984-1996 aus.

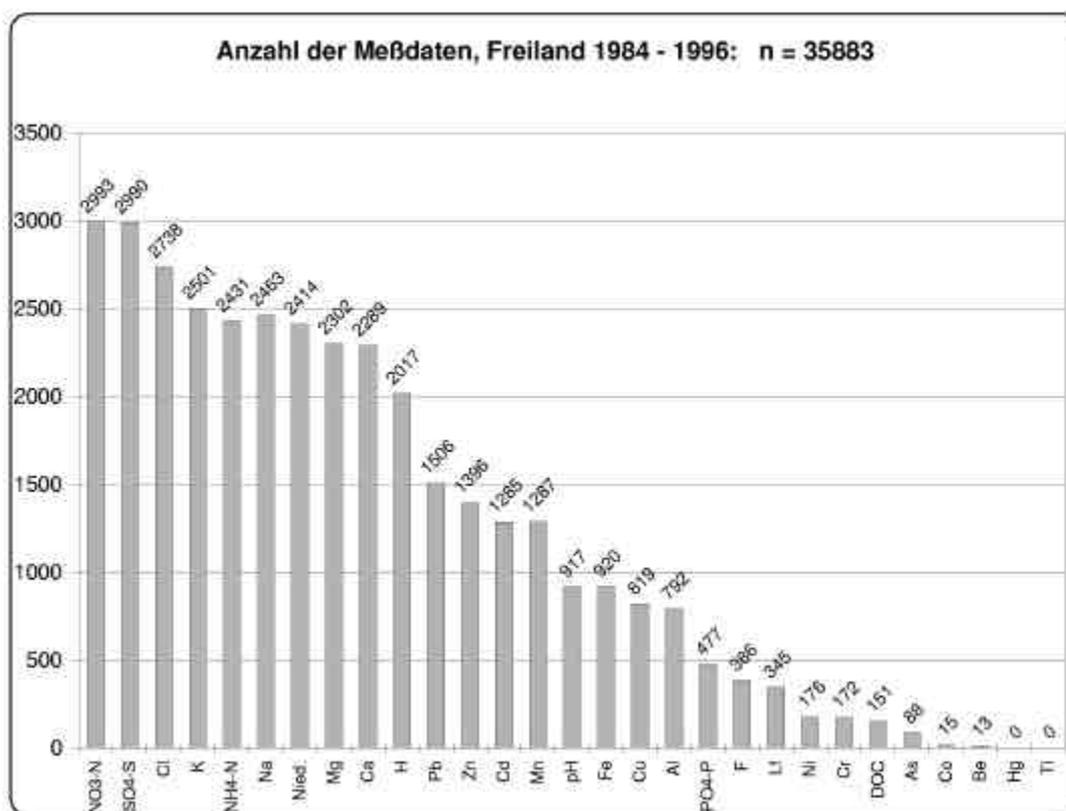


Abb. 4.6-1: Datenbestand der Freilanddeposition, Anzahl der Meßdaten

Die Erfordernisse einer flächenhaften Interpolation, zu der die Freilandmeßdaten der Naßdeposition herangezogen werden, ist eine möglichst große Zahl von Meßpunkten mit einer ausreichenden, das heißt möglichst gleichmäßigen und repräsentativen, räumlichen Streuung pro Jahr. Die Erfüllung dieser Bedingung läßt sich erst nach Einbindung aller verfügbaren Daten und ihrer Lagekoordinaten in die Naßdepositionsdatenbank und einer anschließenden Analyse des Datenbestandes vollständig klären. Die Erfahrung zeigt, daß eine Datenmenge ab mindestens ca. 130 Messungen, die sich aus Gründen einer ausreichenden räumlichen Verteilung möglichst aus den Meßnetzen aller großen Bundesländer zusammensetzt, bereits ausreichend ist, um akzeptable Ergebnisse der Naßdepositionskartierung nach den hier angewendeten Verfahren (s. Kap. 6) zu erzeugen.

Zusätzlich zu den Messungen der Freilanddeposition bestehen Datensätze der Bestandesdeposition in Laub- und Nadelwald aus den Meßnetzen der Landesforstanstalten, die zu Validierungszwecken (Berechnungen der Kronenraumbilanz) der Kartierungsergebnisse in einer weiteren Datenbank am INS zur Verfügung stehen. Eine summarische Übersicht des Datenbestandes geht aus den Abb. 4-6-3 und 4.6-4 hervor.

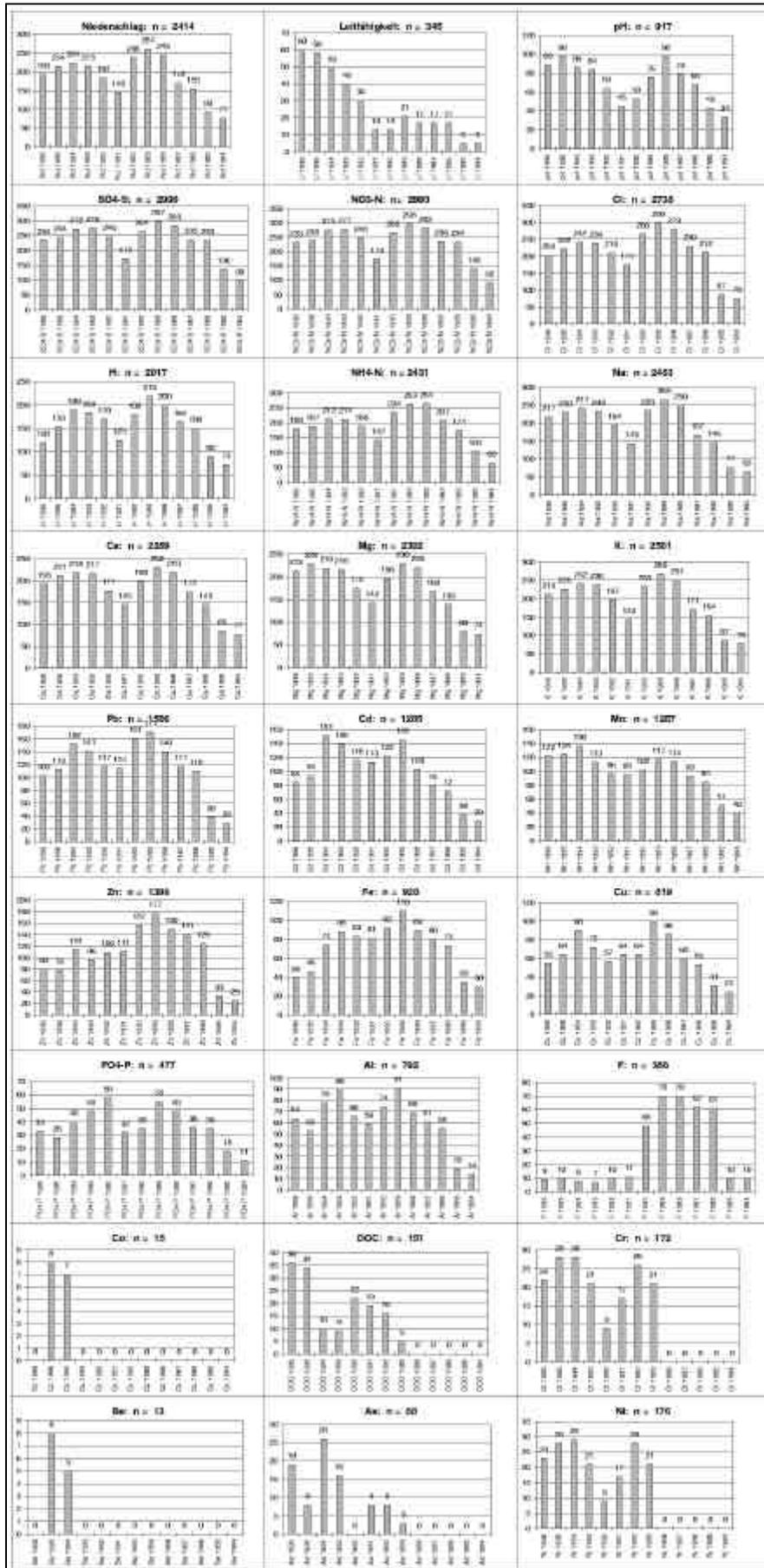


Abb. 4.6-2: Datenbestand der Freilanddeposition, Anzahl der Meßdaten einzelner Komponenten im Niederschlag 1984 bis 1996 (Jahresfrachten)

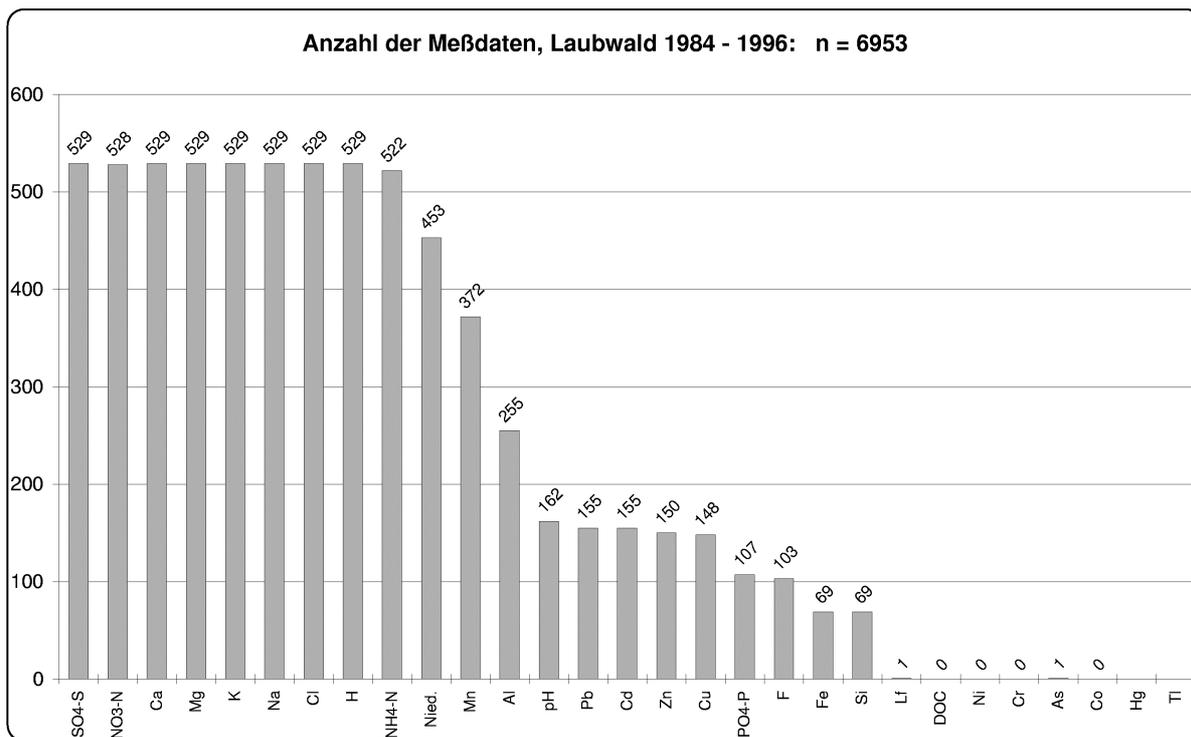


Abb. 4.6-3: Datenbestand der Bestandesdeposition in Laubwaldbeständen (Kronentraufe und Stammabflußdaten), Anzahl der Meßdaten

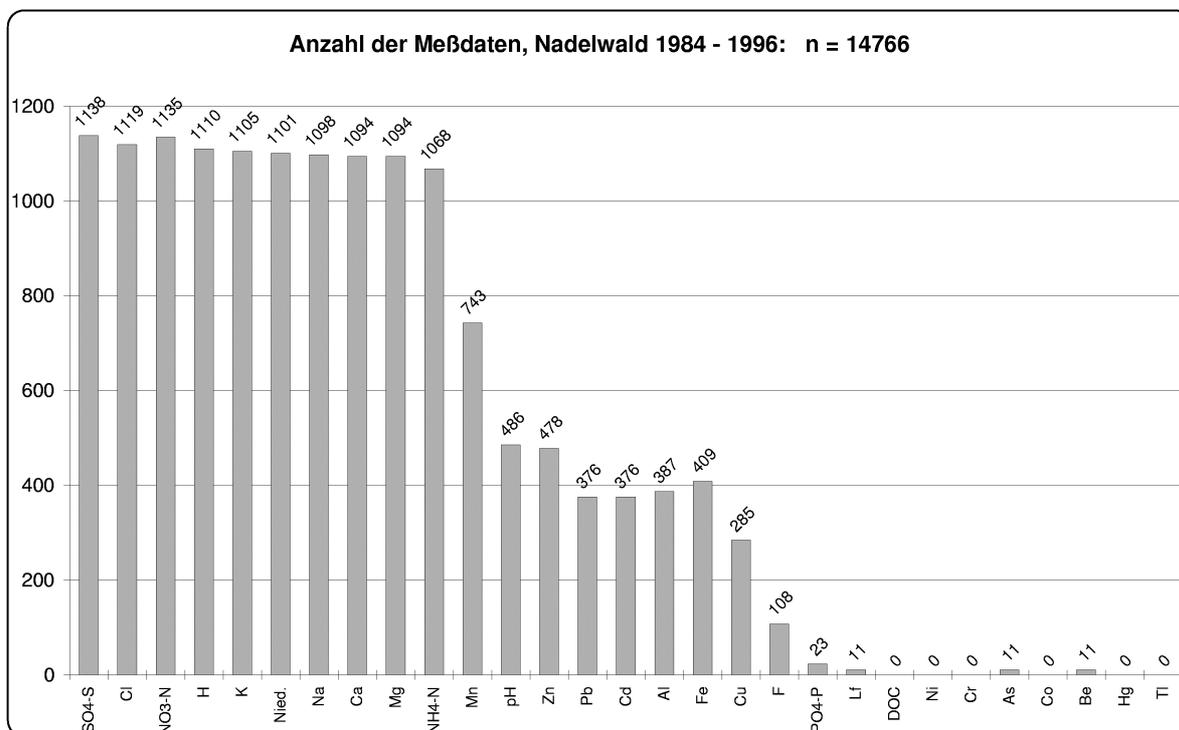


Abb. 4.6-4: der Bestandesdeposition in Nadelwaldbeständen (Kronentraufe), Anzahl der Meßdaten

5 Vergleich der Ergebnisse von Wet-Only- und Bulk-Depositionsmessungen im Freiland

Die Aufgabenstellung sieht die Verwendung von Depositionsdaten aus Wet-Only Sammlern zur Kartierung der Naßdeposition vor. Werden Depositionsmessungen aus permanent offenen Bulk-Sammlern verwendet, so ist eine Korrektur um den trockenen deponierten Anteil in der Probe vorzunehmen. Dazu sind Daten aus parallelen Vergleichsmessungen erforderlich (vgl. UMWELTBUNDESAMT 1996). In dem bisher angewandten Verfahren der Kartierung der Naßdeposition wurde auf Korrekturfaktoren zurückgegriffen, die aus dem mittleren Verhältnis von wet-only zu bulk Niederschlagsproben in Europa berechnet wurden (s. GAUGER ET AL. 1997). Die Eingangsdaten dieser Berechnung wurden vom niederländischen RIVM auf der Basis von Literaturangaben zusammengestellt, beinhalten jedoch nicht die Auswertung von Depositionsmessungen in Deutschland (DRAAIJERS 1996). Hieraus leitete sich die Aufgabe ab, die Daten von Parallelmessungen in Deutschland zur Ableitung von Korrekturfaktoren zusammenzustellen, die sowohl hinsichtlich der räumlichen Repräsentativität, als auch hinsichtlich der eingesetzten Sammler den Verhältnissen in Deutschland entsprechen. Die Ergebnisse dieses Vergleichs von Parallelmessungen aus wet-only und bulk Depositionsmessungen in Deutschland sind in die aktuelle Berechnung entsprechender Korrekturfaktoren in europäischem Maßstab eingeflossen (DRAAIJERS ET AL. 1998).

Im Projektzeitraum wurde der Vergleich der Ergebnisse von wet-only und bulk Depositionsmessungen im Freiland im ersten Zwischenbericht bereits dargestellt. Dieser wurde nochmals überarbeitet. Der Anlaß dazu war durch die Lieferung weiterer Vergleichsdaten gegeben. Außerdem wurden die zugrundeliegenden Daten noch einmal geprüft und um nicht plausible Datensätze bereinigt.

Bei der Depositionserfassung soll der flächenbezogene vertikale Fluß sedimentierender fester, flüssiger und gasförmiger Stoffe aus der Atmosphäre erfaßt werden. Depositionssammler stellen dabei eine standardisierte Rezeptoroberfläche (Surrogatoberfläche eines Ökotopts) mit definierten Sammeleigenschaften für die Deposition aller zu untersuchenden Spezies dar (vgl. DÄMMGEN ET AL. 1996a). Der so gemessene Eintrag ist dann auf andere Oberflächen oder Rezeptoren (Ökotope) übertragbar, wenn deren Oberflächeneigenschaften bekannt bzw. zu den Eigenschaften des Sammlers in Relation zu setzen sind.

In den Meßnetzen, deren Daten in der Naßdepositionsdatenbank zusammengestellt sind (s. Kap. 4.6), werden Sammler verschiedener Fabrikate und Bauarten verwendet, deren genaue Spezifikation mit der Datenakquisition abgefragt wurde. Jedoch liegen im einzelnen meist keine hinreichenden Charakterisierungen der Sammlereigenschaften, Aufstellungsbedingungen, Probenahme- und Analyseverfahren vor, um differenzierte Vergleiche zwischen allen möglichen Abweichungen der Ergebnisse der Depositionsbestimmung durchzuführen. Hier besteht weiterhin Forschungsbedarf, der innerhalb der vorliegenden Arbeit nicht zu leisten ist.

Im Projektzeitraum

- wurde eine Literaturrecherche zu Untersuchungen der Fehlerquellen und Unsicherheiten von Depositionsmessungen sowie der Vergleich unterschiedlicher Sammelsysteme durchgeführt und
- es wurden Daten von Parallelmessungen der Deposition mit Wet-Only- und Bulk-Sammlern an identischen Meßflächen zusammengestellt, um aus einem quantitativen Vergleich zwischen den ermittelten Einträgen der einzelnen Spezies Korrekturfaktoren abzuleiten, die die Berechnung des naß deponierten Anteils der Bulk-Deposition ermöglichen

5.1 Sammlersysteme zur Erfassung der Naßdeposition

Es sind drei unterschiedliche Systeme von Depositionssammlern zu unterscheiden:

- I permanent offene **Bulk-Sammler** (sog. „Totalisatoren“); hier sind in der Regel die Typen „Topf-“ und „Trichter-Flasche-Sammler“ zusammengefaßt
- II nur bei einem Niederschlagsereignis sensorgesteuert das Auffanggefäß öffnende **Wet-Only-Sammler** (Naßsammler)
- III **Dry-And-Wet-(Only)-Sammler** (Naß-Trocken-Sammler), die wie ein Wet-Only-Sammler nur bei einem Niederschlagsereignis ein Auffanggefäß für die nasse Deposition exponieren, zusätzlich ein zweites Auffanggefäß für trockene Deposition besitzen, das alternierend mit dem ersten sensorgesteuert geöffnet und geschlossen wird

Es bestehen zahlreiche Fabrikate und Typen innerhalb dieser drei Gruppen von Sammlersystemen. Eine beispielhafte Auswahl von Depositionssammlern ist in Tab. 5.1-1 aufgeführt. Auf bestehende Standards, Empfehlungen und Richtlinien (DIN-Normen, VDI-Empfehlungen, DVWK-Richtlinien und Merkblätter, LAWA Richtlinien und Grundsatzpapiere etc.) zur Depositionserfassung sei an dieser Stelle nur kurz verwiesen, ohne diese ausführlicher zu behandeln.

Wet-Only-Sammler gelten als exakt bei der Bestimmung des Eintrages über den nassen Depositionspfad, weil der Eintrag trocken deponierter gasförmiger oder partikulärer Spezies durch den Verschluss des Auffanggefäßes außerhalb von Niederschlagsereignissen ausgeschlossen ist. Dies setzt einen störungsfreien Betrieb voraus, d. h. zu Beginn eines Niederschlagsereignisses muß der Deckel des Naßsammlers auch rechtzeitig öffnen und an dessen Ende ebenso zuverlässig schließen. Stromversorgung, Steuerungselektronik, Regensensor und Mechanik müssen also zuverlässig sein.

Bulk-Sammler dagegen sind technisch einfach, kostengünstig, weniger störungsanfällig, elektrizitätsunabhängig und deshalb zur Depositionserfassung weit verbreitet. Durch das ständig exponierte Sammelgefäß ergeben sich hinsichtlich der Eintragsraten Abweichungen von der nassen Deposition. Bulk-Deposition setzt sich zusammen aus (a) nasser Deposition sedimentierender Partikel und aus der Atmosphäre ausgewaschener Spezies, (b) trockener Deposition sedimentierender Partikel und (c) der trockenen Deposition resuspendierter Partikel, die im Gegensatz zu (a) und (b) keinem vertikalen, sondern einem lateralen (und lokal höhenabhängigen) Fluß zuzuordnen sind (DÄMMGEN ET AL. 1996). Es handelt sich also bei (c) um Partikel lokal aufgewirbelten Materials einschließlich adsorbierter Spezies, die zusammen mit an den Wänden des Auffanggefäßes angelagerten Spezies in die Probe eingewaschen werden.

Topfsammler - am bekanntesten ist das in einem auf einer Stange montierten Korb mit Vogelsitzring aufgestellte Bergerhoff-Glas - sind am einfachsten konstruiert, weisen jedoch eine hohe Variabilität der Sammeleigenschaften auf: Einerseits kann aus einem trockenen Topfsammler das Deponat (z.B. sedimentierte Partikel) ausgeweht werden, was zu einem Minderbefund in der Probe führt. Befindet sich andererseits nach einem Niederschlagsereignis Wasser in dem Topf, so erhöht sich, als Effekt der exponierten Wasserfläche, die Aufnahme rate gasförmiger Substanzen in die Probe. Außerdem ist die weitgehend ungeschützt im Sammeltopf befindliche Probe Verdunstung, durch Licht und Wärme auch leichter mikrobiellen Ab- und Umbauprozessen und gasförmigen Verlusten (Reinsertionen) aus der Probe ausgesetzt (STEINRÜCKE 1991).

Tab. 5.1-1: Sammlersysteme, Typen und Fabrikate zur Erfassung der Naßdeposition (Auswahl)

Sammlersystem	Sammlertypen	Fabrikate, Bauarten (Beispiele)
I Bulk-Sammler, „Totalisatoren“	a) Topfsammler:	Bergerhoff-Glas Bronder Vitri NILU-SF 1 PVDF Schnee-Eimer Schnee-Wannen
	b) Trichter-Flasche-Sammler:	Müнден 100 LÖLF Freising-, Grimmeisen-Sammler Ulrich-Sammler NILU Flasche Liesegang-Löbner LIS-Sammler Osnabrück Rotenkamp B85
II Wet-Only-Sammler, Naßsammler		ECN Eigenbrodt ERNI ANTAS IfE Rotenkamp N KFA Jülich-Sammler
III Dry-and-Wet-Only-Sammler, Naß-Trocken-Sammler		DAW-IfMG Univ. Frankfurt (nach Georgii) WADOS-Kroneis

Sowohl die verwendete Meßmethodik als auch Aufstellungsbedingungen sowie Probenahme und Analysemethodik sind bestimmend für die Meßergebnisse. Dies ist in der aktuellen Literatur in verschiedenen Untersuchungen dokumentiert (z.B. LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG 1997, DÄMMGEN (Hrsg.) 1996; RICHTER 1995; SCHULZ, 1993, STEINRÜCKE 1991, JENSEN-HUß 1990; BAKE UND LASKUS 1989).

5.2 Fehlerquellen und Ungenauigkeiten bei der Depositionsbestimmung

Der *Effekt einer feuchten Sammleroberfläche* auf die vermehrte Aufnahme gasförmiger Spezies (vgl. DÄMMGEN 1996a) ist nur eine der möglichen Quellen, die das Ergebnis der Depositionsmessung verändern bzw. verfälschen können.

Die Bauart der verwendeten Sammler besitzt hinsichtlich der Anströmungscharakteristik auf die Bestimmung der Deposition Einfluß. Verwirbelungen am Rand des exponierten Auffanggefäßes können dazu führen, daß die aufgefangene Niederschlagsmenge zu gering ist, weil bei der Anströmung an die Kante des Sammelgefäßes eine aufwärts gerichtete Strömung entsteht, die von Tröpfchen oder Partikeln überwunden werden muß, um in die Probe zu gelangen. Je nach dem, wie weit sich dadurch eine Grenzschicht („Luftpolster“) über der Öffnung des Gefäßes ausbildet, werden insbesondere kleinere Tropfen bzw. Partikel in Richtung des Lee des Sammlers abgelenkt und es ergibt sich eine verminderte Deposition in der Probe (*Windeffekt, Windfehler*). Weist die Öffnung des Sammlers eine Neigung auf, kann zusätzlich eine Verfälschung auftreten, die richtungsabhängig zu einer höheren oder geringeren deponierten Menge führt (vgl. SCHULZ 1993).

Haftwasser an der Gefäßwand des Sammlers, das nicht in die Probe gelangt, führt zu einem Minderbefund in der Probe (*Benetzungsfehler*, vgl. RICHTER 1995). Der *Benetzungseffekt* ist von der Oberflächenbeschaffenheit und Größe des Auffanggefäßes bzw. –trichters abhängig, da diese die Schichtdicke und Fläche des anhaftenden und zurückgehaltenen Wassers bestimmen. Wie der Benetzungseffekt resultieren weitere, die Meßergebnisse verfälschende Prozesse aus der Wechselwirkung zwischen den Wänden des Sammlers und der Probe, die als *Memoryeffekt* zusammengefaßt werden können (vgl. SCHULZ 1993). Dazu sind neben dem Eintrocknen von nicht in die Probe gelangtem Niederschlagswasser am Ende eines Regenereignisses die Adsorption von Spezies und die Adhäsion von Partikeln zu subsumieren.

Niederschlagswasser kann auch aus der Probe verdunsten (vgl. STEINRÜCKE 1991, Richter 1995). Der *Verdunstungsfehler* ist bei Topfsammlern, die weder licht- noch temperaturschutz aufgestellt werden, verhältnismäßig groß. Trichter-Flasche-Sammler minimieren den Verdunstungsverlust bereits durch die Verengung an der Verbindung von Trichtermündung und Flaschenhals, noch mehr durch den Temperatur- und Lichtschutz, wenn die Probeflasche in einem Kunststoffrohr (LÖLF-, Münden-Sammler u.a.) oder einem Kasten (Rotenkamp-, Eigenbrodt-, ANTAS-Sammler u.a.) untergebracht oder z.B. vergraben wird.

Aufstellungsbedingungen, wie die Höhe der Sammleröffnung über dem Boden (vgl. RICHTER 1995, DÄMMGEN ET AL. 1996), die Geländeform unter dem Sammler und in der unmittelbaren Umgebung des Sammlers, wie auch die Beschaffenheit des Untergrundes, auf dem der Sammler steht, zeigen ebenfalls Effekte im Ergebnis der ermittelten Deposition (z.B. erhöhte Aufnahme resuspendierter Partikel bei niedriger Sammlerhöhe, unbedecktem Untergrund).

Die *Kontamination* der Probe während der Analyse und während der Depositionssammlung ist eine nicht immer zu vermeidende Quelle der Verfälschung des Depositionsergebnisses. Kontaminationen können sich z.B. ereignen durch Stoffe, die aus dem Sammlermaterial stammen und in die Probe gelangen (ZIMMERMANN 1997), durch Insekten (STEINRÜCKE 1991), Pflanzenmaterial u.ä., das in den Sammler fällt, durch lokale Emissionen (BLOCK 1997; DÄMMGEN [HRSG.] 1996), wie beispielsweise die Ausbringung von Dünge- oder Pflanzenbehandlungsmitteln in der unmittelbaren Umgebung des Sammlers oder Emissionen aus der Meßfläche (NH₃-Emissionen aus dem lokalen Pflanzenbestand) und aus baulichen Anlagen (Schwermetalle aus Zaunmaterial und Anstrichen, Kupferemissionen von Elektromotoren etc.) .

Ferner üben die Häufigkeit der *Intervalle der Probenahme*, das *Vorgehen bei der Probenahme* (z.B. Austausch der Sammlerteile, Art der Reinigung der Auffangtrichter etc.), die *Art der Depositionserfassung im Winter* bei hohem Schneefall, die *Lagerung der Probe*, die *Probenaufbereitung* zur chemischen Analyse, *Vorlagen in der Probe* zur Stabilisierung bestimmter Spezies oder zur Vermin-

derung mikrobieller Veränderung (Konservierung) und die verwendete *Analytik* spezifische Einflüsse auf das Ergebnis der Depositionsbestimmung aus (vgl. DÄMMGEN [HRSG.] 1996, SCHULZ 1993).

BAKE UND LASKUS (1989) geben für Vergleichsmessungen mit verschiedenen Topf- und Trichter-Flasche-Sammlern eine Streuung der Werte einzelner Komponenten der Bulk-Deposition von bis zu 30% bei baugleichen, nebeneinander aufgestellten Sammlern an.

5.3 Vergleich von Parallelmessungen der Wet-Only- und Bulk-Deposition

Datengrundlage des Vergleiches der Einträge in Wet-Only- und Bulk-Sammler sind die Jahresfrachten aus 28 Parallelmessungen an 23 Meßorten. Die Vergleichszeiträume liegen zwischen einem und neun Jahren. In Tab. 5.3.1-1 sind Meßorte und Kürzel der Meßnetzbetreiber (*Ort wet-only/bulk Messung*), Sammlerbezeichnungen (wet-only und bulk Messungen) und Vergleichszeiträume aufgeführt. Aus Abb. 5.3.1-1 geht die Lage der Meßorte hervor.

5.3.1 Meßorte und verglichene Sammler

Parallelmessungen der Deposition mit Wet-Only- und Bulk-Sammlern werden in Schleswig-Holstein (GAA-SH und LNU-SH) durchgeführt. Sie dienen u.a. zur Bestimmung des Anteils der trockenen Deposition an der Bulk-Deposition im Freiland. Sie sind erstmals in JENSEN-HUB (1990) und nach einer neuerlichen Überprüfung der Plausibilität der Daten aus dem Meßnetz des Gewerbeaufsichtsamtes (GAA-SH, jetzt: Staatliches Umweltamt Itzehoe) in LEHMHAUS ET AL. (1995) und ECKERMANN (1997) für den Zeitraum 1988-1997 dokumentiert. Entsprechende Vergleichsmessungen des Landesamtes für Wasserhaushalt und Küsten (LNU-SH) sind im Bericht „N 2“: „Ein Jahrzehnt Beobachtung der Niederschlagsbeschaffenheit in Schleswig-Holstein 1985–1994 des LANDESAMTES FÜR WASSERHAUSHALT UND KÜSTEN (1995) (jetzt: Landesamt für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein) dokumentiert.

Parallelmessungen auf den Meßflächen des Umweltbundesamtes werden mit dem Aufbau des Wet-Only-Meßnetzes seit 1992 durchgeführt. Jahresfrachten aus dem Wet-Only-Meßnetz (UBA-B) und aus dem Bulk-Meßnetz (UBA-OF) liegen bis einschließlich 1996 vor.

Die Messungen der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL) in Südostniedersachsen stammen aus einem Meßprogramm in den Jahren 1992 und 1993 (DÄMMGEN (Hrsg.) 1996) mit Rotenkamp-Bulk- und -Wet-Only-Sammlern, die identische Sammlerflächen und Abscheidungseigenschaften besitzen.

Auf der Meßfläche Solling wird die Deposition im Freiland von dem Niedersächsischen Landesamt für Ökologie in Hannover (NLÖ-H) und von der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt (NFVA) mit Bulk-Sammlern bestimmt. Vergleichsdaten zwischen den Messungen des UBA (Wet-Only), dem NLÖ-H und der NFVA liegen für die vier Jahre 1993 bis 1996 vor.

Vergleichsmessungen mit einem Bulk- und einem Wet-Only-Sammler der Landesanstalt für Umwelt und Natur, Mecklenburg-Vorpommern (LAUN-MV) in Güstrow-Gülzow liegen im Jahr 1996 vor.

Am Meßort Bornhöved liegen parallel zu den Wet-Only-Messungen des Gewerbeaufsichtsamtes bzw. Staatlichen Umweltamtes Itzehoe, Schleswig-Holstein (GAA-SH) Bulk-Messungen der Universität Kiel (Univ. KI) in den Jahren 1989-1990 (SPRANGER 1992) und in den Jahren 1991-1993 (BRANDING 1997) vor. Da eine eindeutige Zuordnung der Sammler der Universität Kiel in den beiden genannten Perioden bisher nicht möglich ist, wurden diese getrennt verglichen.

Tab. 5.3.1-1: Meßorte, Sammler und Zeiträume des Vergleichs von wet-only und bulk Deposition

Meßort	Wet-Only-Sammler	Bulk-Sammler	Vergleichs-zeitraum
Westerland UBA-B/UBA-OF	Eigenbrodt NSA181/KD	Eigenbrodt ERNI ARS 721 E (ständig offen)	1995-1996
Zingst UBA-B/UBA-OF	Eigenbrodt NSA181/KD	Eigenbrodt ERNI ARS 721 E (ständig offen)	1993-1996
Strande LNU-SH/LNU-SH	KFA-Jülich	Typ LW (Trichter-Flasche)	1993-1996
Bornhöved GAA-SH/GAA-SH	Eigenbrodt ERNI ARS 721	LÖLF (Trichter-Flasche)	1988-1996
Bornhöved(a) GAA-SH/Univ. KI	Eigenbrodt ERNI ARS 721	LÖLF (Trichter-Flasche)	1991-1993
Bornhöved(b) GAA-SH/Univ. KI	Eigenbrodt ERNI ARS 721	LÖLF (Trichter-Flasche)	1989-1990
Wester+Brunsbüttel GAA-SH/GAA-SH	Eigenbrodt ERNI ARS 721	LÖLF (Trichter-Flasche)	1988-1996
Lübeck-Schönb. GAA-SH/GAA-SH	Eigenbrodt ERNI ARS 721	LÖLF (Trichter-Flasche)	1988-1996
Gülzow LAUN-MV/LAUN-MV	Eigenbrodt ERNI ARS 721 /S	NN Trichter-Flasche	1996
Neuglobsow UBA-B/UBA-OF	Eigenbrodt NSA181/KD	Eigenbrodt ERNI ARS 721 E (ständig offen)	1993-1996
Britz FAL/FAL	Rotenkamp N	Rotenkamp B	1996
Waldhof UBA-B/UBA-OF	Eigenbrodt NSA181/KD	Eigenbrodt ERNI ARS 721 E (ständig offen)	1992-1996
Braunschweig-Völkenrode FAL/FAL	Rotenkamp N	Rotenkamp B	1992-93; 1993
Rotenkamp FAL/FAL	Rotenkamp N	Rotenkamp B	1992-93; 1993
Lelm FAL/FAL	Rotenkamp N	Rotenkamp B	1993
Drachenberg FAL/FAL	Rotenkamp N	Rotenkamp B	1993
Elmwarte FAL/FAL	Rotenkamp N	Rotenkamp B	1993
Erkerode FAL/FAL	Rotenkamp N	Rotenkamp B	1993
Neuenkirchen FAL/FAL	Rotenkamp N	Rotenkamp B	1992-93; 1993
Solling UBA-B/NFVA	Eigenbrodt NSA181/KD	(Ulrich?) Trichter-Flasche 85 cm ²	1993-1996
Solling UBA-B/NLÖ-H	Eigenbrodt NSA181/KD	Bergerhoff	1993-1996
Oberbärenburg TU-DD/TU-DD	IfE-Sammler	Eigenbau TU-Dresden Trichter-Flasche	1995
Schmücke IFT/UBA-OF	IfE-Sammler	Eigenbrodt ERNI ARS 721 E (ständig offen)	1993-1994
Schmücke UBA-B/UBA-OF	Eigenbrodt NSA181/KD	Eigenbrodt ERNI ARS 721 E (ständig offen)	1993-1996
Deuselbach UBA-B/UBA-OF	Eigenbrodt NSA181/KD	Eigenbrodt ERNI ARS 721 E (ständig offen)	1994-1996
Brotjackelriegel UBA-B/UBA-OF	Eigenbrodt NSA181/KD	Eigenbrodt ERNI ARS 721 E (ständig offen)	1994-1996
Schauinsland UBA-B/UBA-OF	Eigenbrodt NSA181/KD	Eigenbrodt ERNI ARS 721 E (ständig offen)	1994-1996
Schauinsland UBA-B/FVA-BW	Eigenbrodt NSA181/KD	FVA-BW Typ Münden (Trichter-Flasche)	1994-1996

Es wurde weiterhin die Bulk-Messung der Forstlichen Versuchsanstalt Baden-Württemberg (FVA-BW) auf der Meßfläche Schauinsland des Umweltbundesamtes in den Jahren 1994-1996 zu dem Vergleich herangezogen.

Für das Jahr 1995 liegen auch Vergleichsdaten zwischen einem Bulk- und Wet-Only-Sammler in Oberbärenburg der TU Dresden, Tharandt (TU-DD), vor.

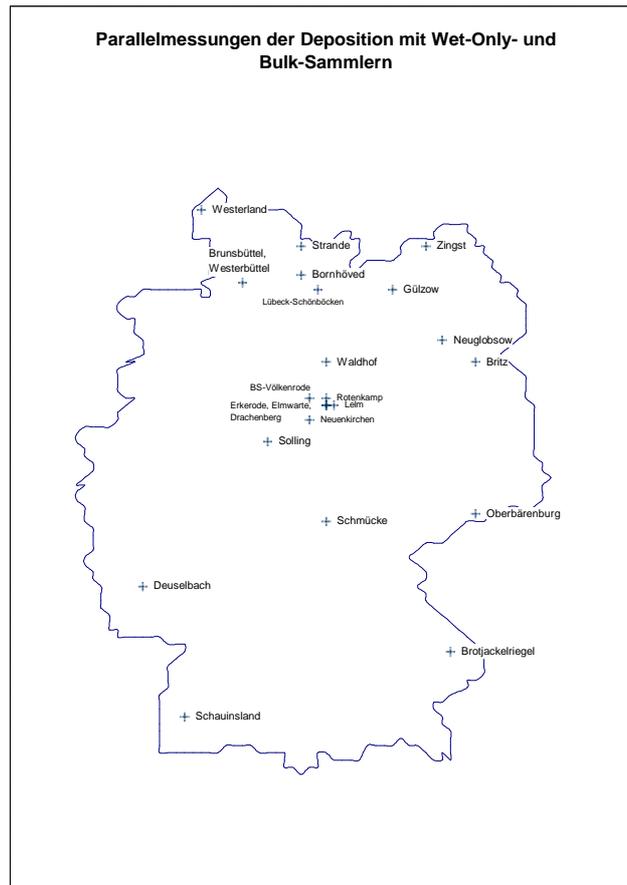


Abb. 5.3.1-1: Lage der Meßorte für den Vergleich von Wet-Only- und Bulk-Deposition in Deutschland

5.3.2 Ergebnisse: Ableitung von Korrekturfaktoren

Die Ergebnisse der Berechnung des Verhältnisses von Wet-Only- zu Bulk-Deposition sind in Abb. 5.3.2-1 und Tab. 5.3.2-1 dargestellt. Die Berechnung erfolgte auf Basis der Mittelwerte der Jahresfrachten für alle parallel in einem Wet-Only- und einem Bulk-Sammler bestimmten Meßkomponenten jedes Standortes. Die Streuung der Werte ist je nach Meßkomponente unterschiedlich groß, die Standardabweichungen liegen zwischen 0,03 (3%) und 0,65 (65%).

Die Ursachen für die zum Teil weite Streuung der Vergleichswerte sind:

- Sammlerbedingte Unterschiede, wie Unterschiede in den Abscheidungseigenschaften bzw. der Effizienz der verglichenen Sammler für einzelne Spezies und (aufgrund der Datenlage nicht näher bestimmbare) unterschiedliche Selektivität der Sammler innerhalb einzelner Depositionspfade (z.B. bei höheren Einträgen in Wet-Only-Sammlern gegenüber Bulk-Sammlern)
- Unterschiedlich starker Einfluß von Fehlerquellen, Ungenauigkeiten oder Unterschieden in der Depositionsmessung, der Probenahme (Intervalle, Reinigung der Trichter etc.; vgl. Kap. 5.2) und der Analyse zwischen den verglichenen Sammlern eines Standortes (lokal) und innerhalb des Datenkollektivs (regional und überregional)
- Regionale Unterschiede, z.B. im Niederschlagsregime (Häufigkeit und Intensität der Niederschläge), der Lage der Meßstellen zu Emittenten etc.
- Bei geringen absoluten Einträgen kann das Verhältnis zwischen Wet-Only- und Bulk-Deposition der entsprechenden Spezies (z.B. Kalium) relativ groß sein; Ungenauigkeiten der Frachtenbestimmung wirken sich entsprechend stärker aus

Tab. 5.3.2-1: Mittelwert, Minimum Maximum und Standardabweichung des Verhältnisses von Wet-Only- zu Bulk-Deposition

	Mn	K	Ca	PO ₄ -P	Fe	Al	Pb	Mg	Cd	Cu	NO ₃ -N	Na	Cl	SO ₄ -S	NH ₄ -N	Nied.	H
Anzahl der Vergleichsmessungen	11	26	26	6	8	8	11	25	12	8	27	26	26	27	26	20	15
Mittelwert	0,57	0,60	0,63	0,63	0,67	0,70	0,71	0,72	0,73	0,82	0,83	0,86	0,87	0,89	0,89	0,94	1,22
Minimum	0,26	0,16	0,35	0,44	0,05	0,15	0,25	0,37	0,55	0,43	0,62	0,51	0,56	0,68	0,63	0,71	0,83
Maximum	0,87	1,50	1,11	0,71	0,93	0,95	0,93	1,18	1,00	0,97	1,02	1,35	1,40	1,52	1,41	1,05	2,50
Standardabweichung	0,16	0,27	0,20	0,09	0,25	0,24	0,20	0,21	0,14	0,16	0,11	0,20	0,17	0,17	0,17	0,09	0,46
Varianz	0,03	0,07	0,04	0,01	0,06	0,06	0,04	0,05	0,02	0,03	0,01	0,04	0,03	0,03	0,03	0,01	0,21

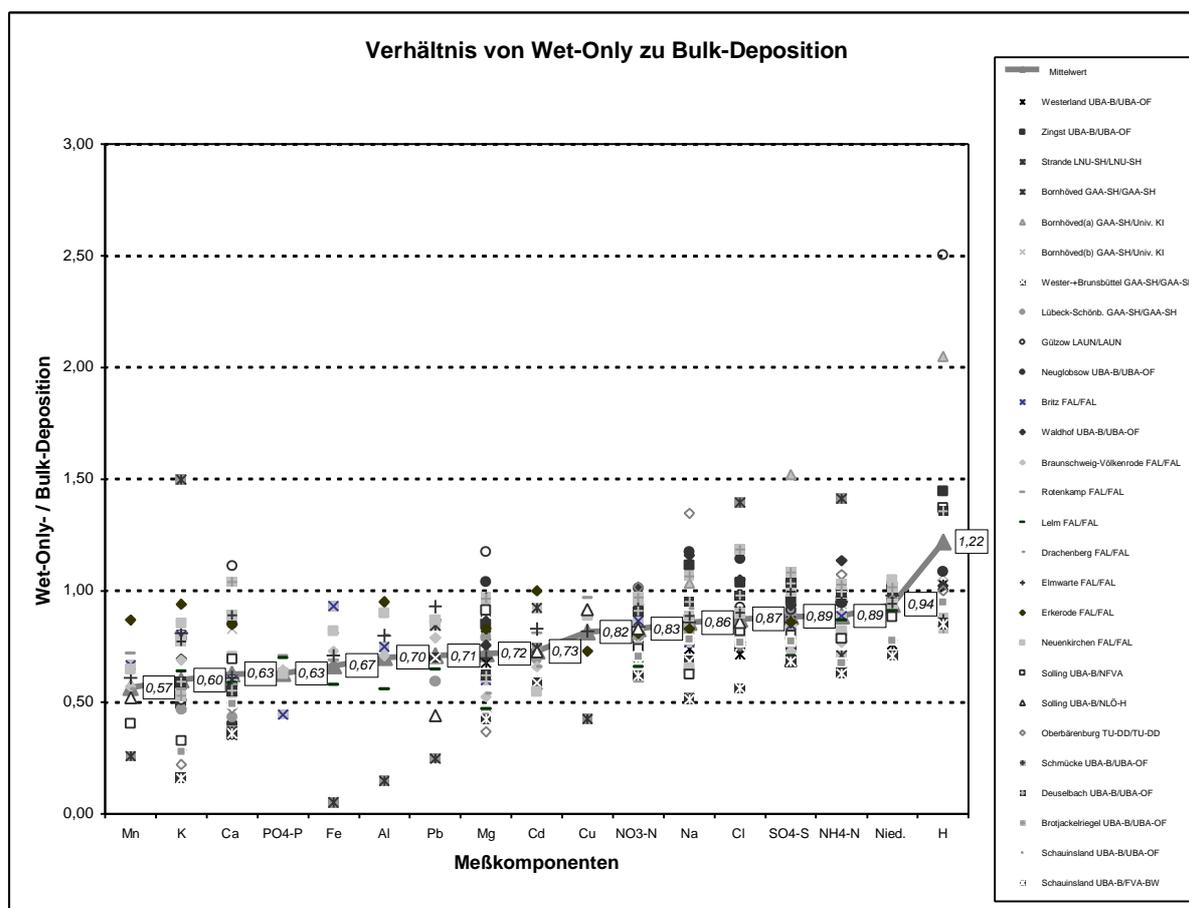


Abb. 5.3.2-1: Ergebnisse des Vergleiches zwischen Wet-Only- und Bulk-Deposition

Den verfügbaren Vergleichsmessungen von Wet-Only- und Bulk-Deposition liegen Ungenauigkeiten zugrunde, die aufgrund des Kenntnisstandes über die zur Depositionsbestimmung eingesetzten Materialien und Methoden nur teilweise eine genaue Quantifizierung und Bilanzierung zulässt. Dennoch liegen nun erstmalig Korrekturfaktoren vor, die auf der Basis von Depositionsmessungen in Deutschland berechnet sind. Die auf dieser Basis berechneten mittleren Verhältnisse von Wet-Only- zu Bulk-Deposition (s. Tab. 5.3.2-1 und Abb. 5.3.2-1) werden als Korrekturwerte für die Berechnung des naß deponierten Anteils der Bulk-Deposition der Eingangsdatensätze zur Kartierung der Naßdeposition verwendet.

Eine weitergehende Analyse könnte regionale Muster der Unterschiede zwischen den naß und bulk deponierten Frachten erkennen lassen, aus welchen sich adäquatere (regionalisierte) Korrekturfaktoren ableiten ließen. Wünschenswerte Voraussetzung wären dazu allerdings weitere Parallelmessungen von

Wet-Only- und Bulk-Deposition in Deutschland. Auch könnte die neuerliche Analyse bauartbedingter Unterschiede von Depositionssammlern, die über den Stand der oft zitierten Arbeit von BAKE UND LASKUS (1989) hinausgeht, zu einer genaueren Fassung der Unterschiede in den Sammlerergebnissen beitragen.

6 Kartierung der Naßdeposition 1987-1989 und 1993-1995

6.1 Verfahren der Kartierung der nassen Deposition

Eine Aufgabe der vorliegenden Arbeit ist die Erstellung von deutschlandweit flächendeckenden Karten der Naßdeposition von Schwefel ($\text{SO}_4\text{-S}$), Stickstoff ($\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NH}_4\text{-N}$), Chlor (Cl) und den basischen Kationen Kalzium (Ca), Magnesium (Mg), Kalium (K) und Natrium (Na). Datengrundlage hierfür sind die in lokalen, regionalen und überregionalen kontinuierlichen und episodischen Meßprogrammen ermittelten jährlichen Depositionsfrachten im Freiland (vgl. Kap. 4). Diese Daten stellen den bestmöglichen Ersatz für ein flächendeckend repräsentatives und einheitlich betriebenes nationales Depositionsmeßnetz dar, das gegenwärtig nicht existiert. In der Datenbasis sind entsprechend unterschiedliche Meßstellenkonzeptionen integriert, die sich aus den jeweiligen Rahmenbedingungen, Fragestellungen und Zielen des Meßnetzbetriebes ableiten. Damit stellt sich das Problem der Vereinheitlichung der Datenbasis für die Depositionskartierung im Hinblick auf die vollständige Erfassung der auf dem nassen Depositionspfad eingetragenen oben genannten Komponenten.

Das Kartierungsverfahren erfordert verschiedene aufeinanderfolgende Arbeitsschritte der Datenaufbereitung und Qualitätskontrolle zur Erstellung der Inputdatensätze für die räumliche Interpolation (s. Abb. 6.2-1) zur Erstellung und Weiterverarbeitung der Datensätze (s. Abb. 6.2.1-1 und 6.2.1-2) im Geographischen Informationssystem (GIS) sowie zur Visualisierung der Ergebnisse, d.h. der graphischen Darstellung der Datensätze z.B. in Form von Kartenausdrucken und aussagekräftigen bzw. zusammenfassenden statistischen Kennzahlen.

Das Verfahren der Kartierung der Naßdeposition teilt sich im Wesentlichen in die beiden Bereiche der Bearbeitung der Monitoringdatensätze als Input der Kartierung der Naßdeposition (Kap. 6.2) und die Bearbeitung der flächendeckenden Kartierung der Naßdeposition im GIS (Kap. 6.3).

6.2 Bearbeitung der Monitoringdatensätze als Input der Kartierung der Nassen Deposition

Die Kartierung der nassen Deposition in Deutschland basiert auf den Daten des Depositionsmonitoring im Freiland und auf Freiflächen, die innerhalb der Routinemeßnetze auf lokaler, regionaler, Länder- und Bundesebene ermittelt werden (vgl. Kap. 4).

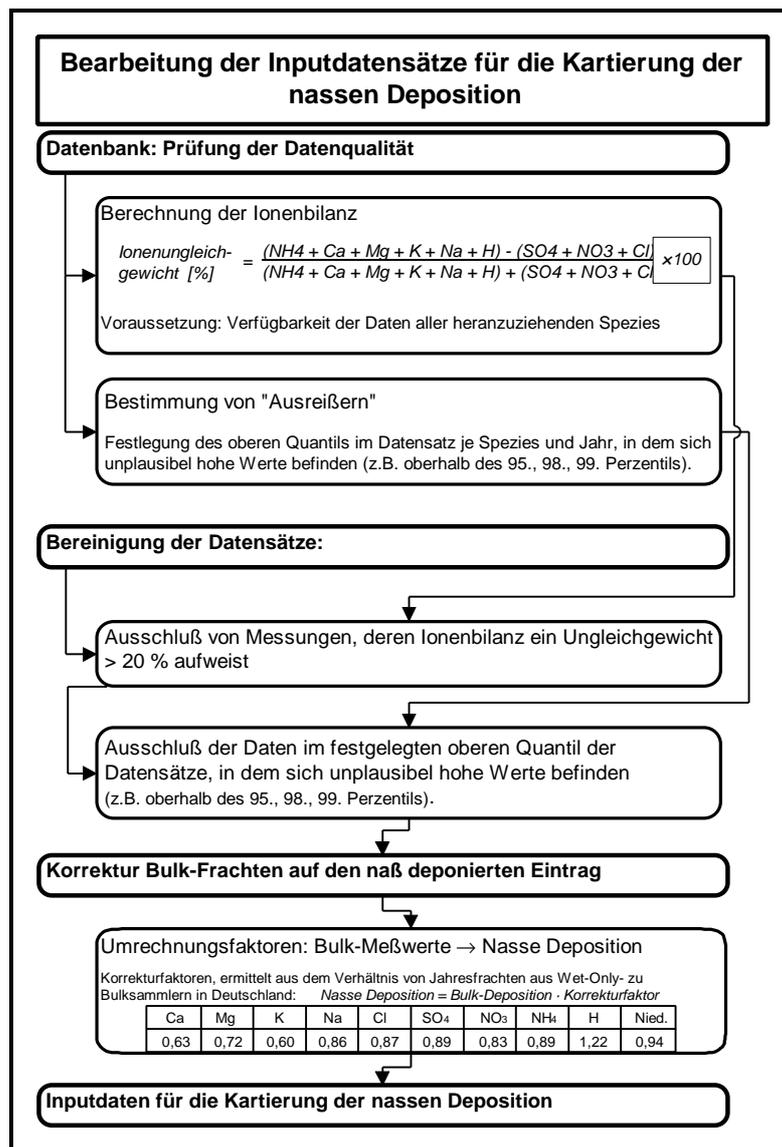


Abb. 6.2-1: Verfahren der Bearbeitung der Monitoringdatensätze der Naßdeposition im Freiland

6.2.1 Prüfung der Qualität der Monitoringdaten

Die Qualität der Depositionsdatsätze wird durch die **Berechnung der Ionenbilanz** nach der Formel F6.2.1-1 geprüft. Voraussetzung dafür ist, daß die zur Berechnung der Ionenbilanz notwendigen Komponenten im Niederschlag analysiert wurden. Dies ist im Betrachteten Zeitraum 1987-1989 und 1993-1995 bei 61% bis 72% der Datensätze der Fall. Für die Beurteilung der Ergebnisse der Ionenbilanzberechnung wird zugrundegelegt, daß eine Abweichung um 10 % in Richtung der Anionen oder

Kationen der betrachteten Hauptkomponenten im Niederschlag im normalen Rahmen liegt, Abweichungen um 20 % gelten noch als innerhalb des möglichen Rahmens einer ausreichenden Genauigkeit liegend. Darüber hinaus gehende Abweichungen weisen allerdings auf Fehler in der Analytik, der Probenahme, der Sammlerbeschaffenheit oder auf Berechnungs- oder sonstige Fehler hin.

$$\text{Ionenungleichgewicht} - \text{gewicht} [\%] = \frac{(\text{NH}_4^+ + \text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + \text{K}^+ + \text{Na}^+ + \text{H}^+) - (\text{SO}_4^{2-} + \text{NO}_3^- + \text{Cl}^-)}{(\text{NH}_4^+ + \text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + \text{K}^+ + \text{Na}^+ + \text{H}^+) + (\text{SO}_4^{2-} + \text{NO}_3^- + \text{Cl}^-)} \cdot 100 \text{ [in eq]} \quad \mathbf{F6.2.1-1}$$

Tab. 6.2.1-1 : Prüfung der Datenqualität und erste Datenselektion: Ionenbilanz der Naßdepositionsdatensätze 1987-1989 und 1993-1995

Ionenungleichgewicht [%]	1987	1988	1989	1993	1994	1995
	n=155	n=182	n=211	n=165	n=173	n=144
0 < 5 %	51%	45%	35%	56%	56%	70%
5 < 10 %	27%	30%	27%	13%	16%	23%
10 < 15 %	12%	10%	22%	7%	6%	6%
15 < 20 %	5%	11%	12%	8%	5%	0%
20 < 25 %	3%	3%	2%	11%	2%	0%
25 < 30 %	1%	1%	1%	4%	7%	1%
30 < 35 %	1%	1%	0%	1%	8%	0%
> 35 %	0%	0%	0%	1%	1%	0%
zusammen:	100%	100%	100%	100%	100%	100%
von der weiteren Bearbeitung ausgeschlossen:	5%	4%	4%	16%	17%	1%
verbleibende Datensätze:	95%	96%	96%	84%	83%	99%

Datensätze einzelner Meßstationen, die ein Ionenungleichgewicht über 20% aufweisen, werden von einer weiteren Verwendung ausgeschlossen. Dies sind in den einzelnen Jahren zwischen 1% (1995) und 17% (1994) der Datenreihen (Tab. 6.2.1-1). Die relativ hohe Zahl verworfener Datensätze in 1993 (16%) und 1994 (17%) ist durch den relativ hohen Kationenüberschuß bei Datensätzen der Hessischen Landesanstalt für Forsteinrichtung, Waldforschung und Waldökologie (HLFWW) in diesen Jahren begründet. Datensätze aus diesem Meßnetz liegen bisher nur bis zum Jahr 1994 vor, was sich in der weit besseren Qualitätsergebnis für 1995 niederschlägt. Abgesehen von diesen Datensätzen ist generell eine Tendenz der Verbesserung der Datenqualität der Datensätze im Verlauf der Jahre festzustellen.

In einem nächsten Schritt werden Ausreißer innerhalb der Datensätze bestimmt. Die Schwierigkeit bei der **Bestimmung von Ausreißern** innerhalb der Gesamtheit der Meßdaten liegt zweifellos in der Grenzziehung zwischen hohen Werten, die plausibel sind und sehr hohen Extremwerten, die aus dem Rahmen der plausiblen Daten fallen und somit als Ausreißer zu kennzeichnen sind. Die Prüfung der Datensätze erfolgt unter Zuhilfenahme von Größenpunktekarten, die für jede Stoffliche Komponente der Deposition erstellt wurden. Durch diese Betrachtung kann eine Auswertung und Beurteilung der Extremwerte im räumlichen Zusammenhang erfolgen.

Die Analyse zeigte, daß die hohen Extremwerte in den einzelnen Jahren 1987 – 1989 und 1993 – 1995 i. d. R. für die Basischen Kationen Ca, K, Mg außerhalb des 95. Perzentils, für SO₄, NO₃, NH₄, außerhalb des 98. Perzentils und für Na und Cl außerhalb des 99. Perzentils liegen. Dies stimmt auch weitgehend mit dem aus den Daten der einzelnen Meßkomponenten ermittelten „4-Sigma-Bereichen“ (SACHS, 1989) überein. Hierbei wird der Bereich, innerhalb dessen die „Ausreißer“ nach oben hin liegen abgegrenzt durch die Berechnung des Mittelwertes plus der 4-fachen Standardabweichung aus der Gesamtheit des Datensatzes, ohne daß die ausreißerverdächtigen Werte einbezogen werden.

Auch die als Ausreißer bestimmten Meßwerte (1%, 2% bzw. 5% der Daten, s.o.) werden von einer weiteren Bearbeitung ausgeschlossen. Die übrigen Datensätze werden als Inputdaten für die Kartierung der Naßdeposition verwendet. In Tab. 6.2.1-2 und 6.2.1-3 ist die Anzahl der in der Datenbank vorhandenen und der nach den geschilderten Bereinerungsschritten verbleibenden Daten aufgeführt. Die dritte Spalte jedes Jahres in Tab. 6.2.1-2 und 6.2.1-3 ("Input") weist die Datenmenge nach einer Mittelung nahegelegener Meßpunkte aus. Dieser Bearbeitungsschritt erfolgt erst später (Kap. 6.3.2), nach dem Einlesen der bereinigten Datenpunkte in das GIS ARC/INFO. Hierbei wird aus allen Meßwerten, die jeweils an verschiedenen Punkten innerhalb der gleichen 5x5km² Rasterzelle vorliegen, das arithmetische Mittel gebildet und dessen Lage auf den Mittelpunkt der entsprechenden Rasterfläche bezogen.

Tab. 6.2.1-2: Für die Kartierung der nassen Deposition 1987-1989 verwendete Daten

Daten	1987			1988			1989		
	Messungen ⁽¹⁾	bereinigt ⁽²⁾	Input ⁽³⁾	Messungen ⁽¹⁾	bereinigt ⁽²⁾	Input ⁽³⁾	Messungen ⁽¹⁾	bereinigt ⁽²⁾	Input ⁽³⁾
SO ₄ -S	233	227	199	280	267	228	294	280	224
NO ₃ -N	234	228	199	280	267	227	271	240	227
NH ₄ -N	205	199	175	261	249	209	260	245	200
Ca	170	160	134	213	196	162	224	204	157
Mg	164	154	128	214	197	155	224	204	156
K	168	158	136	246	228	198	263	241	193
Na	164	161	135	245	235	197	260	248	200
Cl	226	222	196	273	263	223	293	281	227
H	161	156	132	195	185	159	214	200	162
Nieder-schlag	166	165	DWD-Karte	239	232	DWD-Karte	255	246	DWD-Karte

⁽¹⁾ = Anzahl der in der Datenbank vorhandenen Meßdaten
⁽²⁾ = Anzahl der Daten nach der Datenbereinigung (ohne Ausreißer und Ionenungleichgewicht <21%)
⁽³⁾ = Anzahl der Inputdatenmenge nach Mittelung nahegelegener Meßpunkte (im 5km²-Raster)

Tab. 6.2.1-3: Für die Kartierung der nassen Deposition 1993-1995 verwendete Daten

Daten	1993			1994			1995		
	Messungen ⁽¹⁾	bereinigt ⁽²⁾	Input ⁽³⁾	Messungen ⁽¹⁾	bereinigt ⁽²⁾	Input ⁽³⁾	Messungen ⁽¹⁾	bereinigt ⁽²⁾	Input ⁽³⁾
SO ₄ -S	270	239	205	265	231	199	232	227	193
NO ₃ -N	271	240	206	268	234	201	226	221	189
NH ₄ -N	205	175	157	205	172	152	175	171	150
Ca	211	175	148	211	175	147	184	180	144
Mg	210	174	152	212	177	148	202	197	162
K	232	198	171	235	198	166	199	195	162
Na	214	186	161	221	190	166	203	198	168
Cl	234	206	181	235	204	178	195	191	169
H	182	153	137	187	155	136	150	147	131
Nieder-schlag	209	184	DWD-Karte	217	189	DWD-Karte	187	186	DWD-Karte

⁽¹⁾ = Anzahl der in der Datenbank vorhandenen Meßdaten
⁽²⁾ = Anzahl der Daten nach der Datenbereinigung (ohne Ausreißer und Ionenungleichgewicht <21%)
⁽³⁾ = Anzahl der Inputdatenmenge nach Mittelung nahegelegener Meßpunkte (im 5km²-Raster)

6.2.2 Korrektur der Monitoringdaten der Bulk-Deposition auf den naß deponierten Eintrag

Nur der kleinere Teil der Naßdepositionsdatensätze stammt aus Niederschlagsproben, die mit Wet-Only-Sammlern gewonnen werden. Die Entwicklung der Meßnetze, besonders auch durch die Einrichtung der nach der Wiedervereinigung zunächst eingestellten Meßnetze der früheren DDR, in welchen bereits ab etwa 1988 eine systematische Umstellung von Bulk- auf Wet-Only-Sammler begonnen hatte (METEOROLOGISCHER DIENST DER DDR 1989), aber auch durch die Einrichtung neuer Meßstationen in den Altbundesländern, zeigt im Lauf der Zeit einen vermehrten Einsatz von Wet-Only Sammlern im Freiland. So liegt der Anteil der in der Depositionsdatenbank erfaßten Wet-Only-Niederschlagsproben 1987 bei nur 6%, 1988 bei 7%, 1989 bereits bei 15%, 1993 bei 23%, 1994 bei 29% und 1995 bei 28%.

Um den Kriterien für die Kartierung der Naßdeposition zu entsprechen (UBA 1996), ist somit für die größere Zahl der Eingangsdaten der flächenhaften Darstellung eine Korrektur um den trocken deponierten Anteil in den mit Bulk-Sammlern erfaßten Proben durchzuführen. Als Korrekturfaktoren dienen die in Kap. 5.3.2 vorgestellten empirisch aus dem Vergleich von Parallelmessungen in Deutschland gewonnenen mittleren Verhältnisse von wet-only zu bulk Niederschlagsanalysen (s. Tab. 5.3.2-1 und Abb. 5.3.2-1). Die Umrechnung erfolgt nach der Formel F6.2.2-1:

$$X_{\text{Nasse Fraktion}} = X_{\text{Bulk-Deposition}} \cdot k_X [\text{eq/ha-a}]$$

F6.2.2-1

wobei:

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

k_X = $X_{\text{Nasse Deposition}} / X_{\text{Bulk-Deposition}} [\text{eq/eq}]$ als Korrekturfaktor (vgl. Tab. 5.3.2-1 u. 6.2.2-1)

Die mittleren Anteile der in Bulk-Sammlern mit erfaßten nassen und trockenen Deposition sind in Tab. 6.2.2-1 aufgeführt. Mit unter 20% relativ gering sind die mittleren Anteile der trockenen Fraktion für NO₃-N (17%), Cl (13%), Na (14%) SO₄-S und NH₄-N (je 11%). Sie liegen bis zu doppelt so hoch für die basischen Kationen K (40%), Ca (37%) und Mg (28%). Der negative Wert von -22% für den trockenen Anteil von Protonen ergibt sich rechnerisch dadurch, daß Austauschprozesse mit trocken deponierten Partikeln in der Probe von Bulk-Sammlern während der Expositionszeit ablaufen, die in den meisten Fällen zu niedrigeren Protonenkonzentrationen führen als sie in wet-only Proben analysiert werden. In der Regel sind Bulk-Proben länger exponiert als Wet-Only-Proben, was diesen Effekt verstärkt.

Tab. 6.2.2-1: Aus dem mittleren Verhältnis von Wet-Only- zu Bulk-Deposition abgeleitete naß und trocken deponierte Anteile in der Bulk-Deposition

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

6.3 Flächendeckende Kartierung der Naßdeposition im GIS

Zur Erstellung flächendeckender Naßdepositionskarten auf Basis von Monitoringdaten sind grundsätzlich zwei Verfahren anwendbar (vgl. UMWELTBUNDESAMT 1996, GAUGER ET AL. 1997):

1. Interpolation von flächenbezogenen Naßdepositionsfrachten (z.B. in eq/ha-a)
2. Interpolation der Stoffkonzentration im Niederschlag (z.B. in eq/l) und Berechnung der Naßdepositionsfrachten durch anschließende Multiplikation mit Karten der jährlichen Niederschlagshöhen (z.B. in l/m²) in hoher räumlicher Auflösung

Beide Methoden der flächenhaften Darstellung der Naßdeposition wurden getestet und verglichen, wobei das zweite Verfahren im Vergleich zwischen Meßwerten und Interpolationsergebnis bessere Resultate als das erste lieferte (Gauger et al. 1997). Die gewählte Methode zur flächenhaften Darstellung der Naßdeposition ist folglich die zweite der oben aufgeführten: Interpolation der Konzentrationen im Niederschlag und deren anschließende Verschneidung mit Karten des Jahresniederschlags. Das Verfahren nutzt dabei die unterschiedliche Informationsdichte der Datensätze von Naßdeposition – je Komponente im Niederschlag zwischen 131 und 228 Meßorte (vgl. Anzahl der "Input"-Daten in Tab. 6.2.1-2 und 6.2.1-3) – und der Niederschlagskarten des Deutschen Wetterdienstes (DWD) – erstellt auf Basis der Niederschlagsdaten von ca. 4000 Meßstellen im Meßnetz des DWD (MÜLLER-WESTERMEIER 1995) – in einer sinnvollen Kombination, um eine möglichst exakte und detaillierte flächenhafte Aussage zu erreichen.

Der Ablauf der Kartierung der nassen Deposition mit dem GIS ARC/INFO umfaßt im einzelnen

- die Bearbeitung und das Einlesen der Datensätze der Naßdeposition im Freiland
- die Erstellung von Punktekarten zur Visualisierung der Eingangsdaten
- die räumliche Interpolation (Kriging) der Eingangsdaten
- die Seesalzkorrektur für meeresbürtige Komponenten
- die Berechnung von flächenbezogenen Naßdepositionsfrachten

und ist im folgenden Text (Kap. 6.3.1) und in den Abb. 6.3.1-1 und 6.3.1-2 zusammenfassend dargestellt.

6.3.1 Einlesen der Naßdepositiondatensätze und Erstellung von Punktekarten

Die Monitoringdatensätze der Datenbank enthalten die Jahressummen der Naßdepositionsfrachten (in eq/ha-a) an den einzelnen Meßstationen im Freiland (Naßdepositionsdatensatz, vgl. Kap. 6.2.1). Mit Hilfe der Niederschlagshöhen (in l/m²·a) an diesen Meßstationen werden die Frachten in die Konzentration im Niederschlag (in eq/l-a) umgerechnet. Die Lage jedes einzelnen Meßpunktes ist in geographischen Koordinaten erfaßt. Nach dem Einlesen der Datensätze in das GIS können Größenpunktekarten (s. Abb. 6.3.1-2, A) erstellt werden. Sie geben einen Überblick der Lage und Eintragshöhe an den einzelnen Meßstationen. Gemeinsam mit der statistischen Analyse lassen sich mit Hilfe solcher Karten ausreißerverdächtige (unverhältnismäßig hohe oder niedrige) Meßwerte in ihrem regionalen Kontext analysieren und gegebenenfalls aus dem Datensatz eliminieren (vgl. Kap. 6.2.1). Zudem kann die graphische Darstellung von Größenpunkte- und flächenhafter Karte zu einem visuellen Vergleich herangezogen werden, um Hinweise auf Besonderheiten oder Unstimmigkeiten zu erhalten, die sich möglicherweise aus den Eingangsdaten erklären lassen.

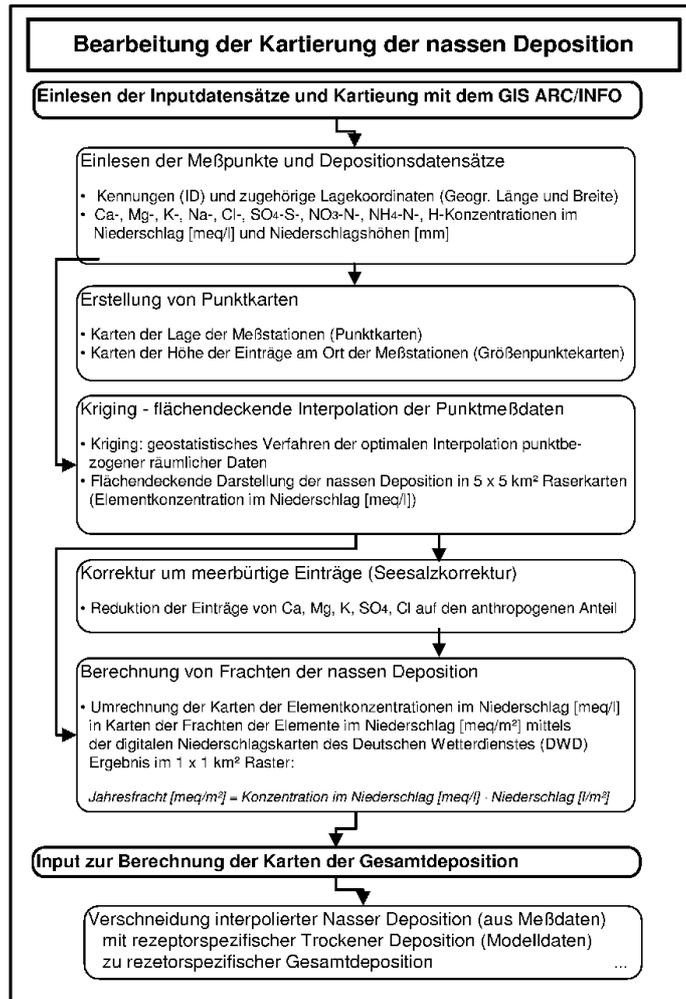


Abb. 6.3.1-1: Ablauf der Bearbeitung der Kartierung der nassen Deposition

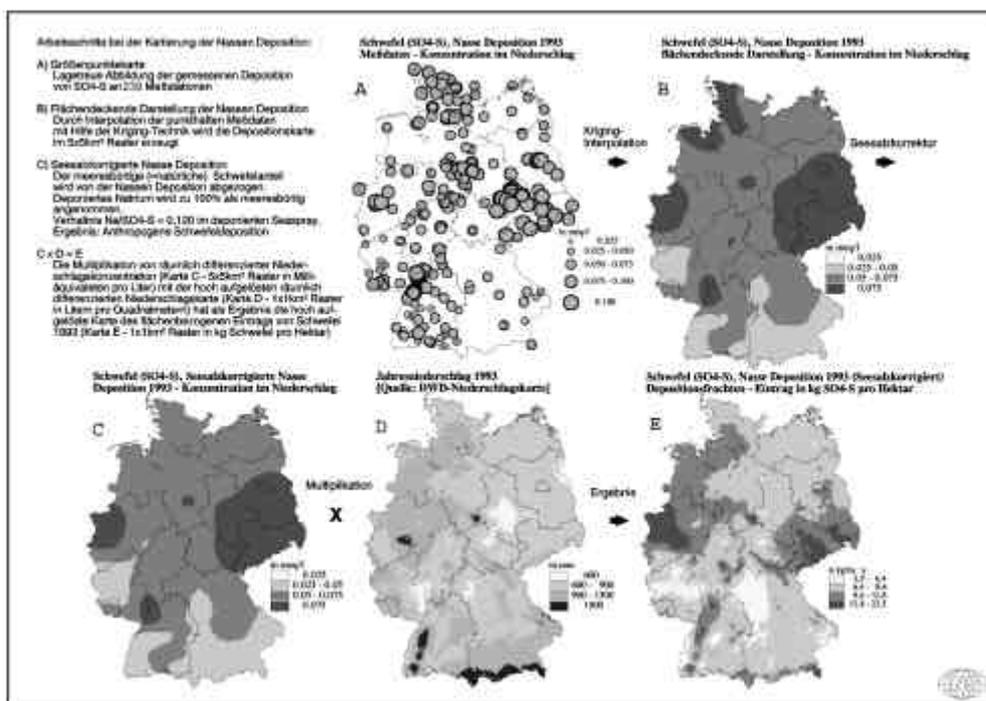


Abb. 6.3.1-2: Illustration der Arbeitsschritte der Kartierung der Nassen Deposition (Bsp. SO₄-S, 1993)

6.3.2 Räumliche Interpolation der Meßdaten der nassen Deposition

Aus den Inputdatensätzen (vgl. Tab. 6.2.1-2, 6.2.1-3) wird mittels Kriging, einem geostatistischen Verfahren zur optimalen Bestimmung flächenhafter Schätzwerte aus punktbezogenen räumlichen Daten, die jährliche Höhe und Verteilung der nassen Deposition in Deutschland flächendeckend berechnet. Die Daten sehr nah benachbarter Meßstationen werden vorher durch Mittelwertbildung im 5km²-Raster zusammengefaßt. Dies ist ein für die Interpolation notwendiger Arbeitsschritt, der eine zu extreme Heterogenität in der räumlichen Verteilung der Meßstationen glättet bzw. ausgleicht, ohne daß ein Informationsverlust in Kauf genommen werden muß. Die Interpolation liefert Rasterkarten in der Auflösung von 5x5km² (vgl. Abb 6.3.1-2, B).

Bei der Kriging-Technik wird der jeweils für eines der Rasterelemente gültige Wert mit Hilfe der Meßdaten der Deposition geschätzt, die sich innerhalb und außerhalb dieses Areals befinden. Eine lineare Kombination der Form

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

F6.3.2-1

liefert den Schätzwert z_v^* für das Rasterelement. Hierbei sind λ_i die Wichtungsfaktoren für die einzelnen Meßdaten $z(x_i)$. Die Wichtungen können grundsätzlich mit Hilfe unterschiedlicher Verfahren (z.B. auch Inverse Distance Weighting, IDW) ermittelt bzw. durchgeführt werden (AKIN UND SIEMES 1988). Die Kriging-Interpolation erfolgt innerhalb des GIS ARC/INFO.

Das verwendete Kriging-Interpolationsverfahren basiert auf der Annahme, daß die räumliche Variation einer Merkmalsausprägung (hier repräsentiert durch den Meßwert der Naßdeposition) über eine bestimmte Fläche statistisch homogen ist. Es wird für alle Punkte dieser Fläche dasselbe Verteilungsmuster angenommen (Theorie der regionalisierten Variablen, MATHERON 1963). Das räumliche Verteilungsmuster kann aus der Semivarianz der vorliegenden Meßdaten ermittelt werden. Diese wird bei der Modellanpassung in einem sogenannten Semivariogramm gegen die räumliche Distanz der Wertepaare aufgetragen. Diejenige mathematische Funktion (z.B. exponentiell, linear, sphärisch) wird ausgewählt um die Wichtung der Messungen bei der Berechnung des gesuchten Schätzwertes an einem bestimmten Punkt oder für eine bestimmte Rasterfläche vorzunehmen, die die Werteverteilung im Semivariogramm am besten beschreibt.

6.3.3 Seesalzkorrektur für meeresbürtige Komponenten

Sollen nur die anthropogenen Anteile an der Deposition – nur diese können z.B. mit technischen Maßnahmen der Emissionsminderung reduziert werden – dargestellt werden, muß der aus natürlichen Quellen stammende Anteil der naßdeponierten Stoffe ermittelt und vom Meßergebnis abgezogen werden (vgl. Kap. 2). Eine natürliche Quelle für Schwefel, Kalzium, Kalium, Magnesium, Natrium und Chlor sind die Meere, die die Atmosphäre mit Bestandteilen des Seesalz („sea spray“) befrachten. Der marine Anteil der Deposition von Natrium, Chlor, Schwefel, Kalzium, Kalium und Magnesium wird bei der Berechnung der Überschreitung der Critical Loads für potentielle Säureinträge nicht berücksichtigt. Für Nord- und Westeuropa kann angenommen werden, daß Na kaum bzw. nur sehr lokal aus anthropogenen Quellen stammt und deshalb zumindest in küstennahen Gebieten bis zu 100% meeresbürtig ist. Für die anderen Elemente läßt sich infolgedessen der Anteil des nicht-marinen Eintrags nach Formel F6.3.3-1 mittels Korrekturwerten errechnen, denen das Konzentrationsverhältnis von Cl, S, Ca, K und Mg zu Natrium im Meerwasser zugrunde liegt. Dies gilt unter der Voraussetzung, daß die Elementkonzentrationen im Meerwasser und meeresbürtigen Deponat („Seaspray“) gleich sind. In Gebieten hoher flächenhafter Einträge von Natrium aus anderen Quellen als dem Seaspray, zum Beispiel in Form äolischer Sedimente (vor allem in Süd- und Südosteuropa), würde diese Methode allerdings zu Überschätzungen des tatsächlichen marinen Anteils führen.

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

F6.3.3-1

wobei:

X = *Cl, S, Ca, K, Mg*

X_{dep} = Gesamtdeposition von X

Na_{dep} = Gesamtdeposition von Na

$X_{(ssc)dep}$ = um marine Einträge korrigierte Deposition von X ($_{(ssc)}$ = *sea salt corrected*)

X_{sw} / Na_{sw} = Konzentrationsverhältnis von X zu Na im Meerwasser (s. Tab. 6.3.3-1)

Tab. 6.3.3-1: Konzentrationsverhältnisse [eq/eq] der Elemente Cl, S, Ca, K, Mg zu Na im Meerwasser

Ca_{sw} / Na_{sw}	Mg_{sw} / Na_{sw}	K_{sw} / Na_{sw}	S_{sw} / Na_{sw}	Cl_{sw} / Na_{sw}
0,044	0,277	0,021	0,120	1,164

(UMWELTBUNDESAMT 1996)

Da nicht für alle Stationen Natrium-Depositionsmessungen zur Verfügung stehen, wird zunächst die flächenhafte Interpolation der Naßdepositionsdaten der z.T. meeresbürtigen Komponenten durchgeführt und die Seealkkorrektur anschließend für jedes Rasterelement der Karten vorgenommen. An jedem Ort (auf der Karte, vgl. Abb. 6.3.1-2, B) wird der naß deponierte Eintrag (SO_4 - S_{dep} , vgl. Abb. 6.3.1-2, B) dementsprechend auf den anthropogenen Beitrag vermindert (SO_4 - $S_{(ssc)}$, vgl. Abb. 6.3.1-2, C).

Küstennah liegen die Anteile anthropogenen Schwefels in der Regel bei unter 25%, während in Süddeutschland nur zu geringem Anteil meeresbürtiger Schwefel (um bis zu 5%) mit dem Niederschlag deponiert wird (vgl. Abb. 6.3.1-2, B und C). Ähnlich sind die Verhältnisse bei den basischen Kationen und Chlor.

6.3.4 Verschneidung der Depositionskonzentrationen mit der Niederschlagskarte

Die Berechnung des flächenbezogenen Eintrags, (z.B. in kg/ha) geschieht, wie oben erwähnt, durch Multiplikation der interpolierten Konzentration im Niederschlag (Abb. 6.3.1-2, C) mit dem Jahresniederschlag. Für die Niederschlagshöhen liegen sehr genaue Niederschlagskarten (Abb. 6.3.1-2, D) vor, die vom Deutschen Wetterdienst (DWD) auf der Basis des engmaschigen Niederschlagsmeßnetzes unter Berücksichtigung topographischer Effekte modelliert werden (MÜLLER-WESTERMEIER, 1995). Das Ergebnis der Verschneidung dieser beiden Karten ist die räumlich differenzierte Karte des Schwefeleintrags (z.B. als eq bzw. kg SO_4 - $S_{(ssc)}$ /ha·a) mit der nassen Deposition in einer Rasterauflösung von 1x1km² (vgl. Abb. 6.3.1-2, E).

6.4 Qualität der Kartierungsergebnisse der Naßdeposition

Die Qualität der Ergebnisse der Naßdepositionskartierung wird maßgeblich durch die Qualität und Flächenrepräsentativität der Depositionsmessungen bestimmt. Die verfügbaren Eingangsdaten der Kartierung (vgl. Kap. 6.2.1) variieren sowohl

- qualitativ, durch Vorliegen von Depositionsdaten unterschiedlicher Güte (vgl. Kap. 6.2.1)
- räumlich, durch unregelmäßige Streuung der Meßpunkte über die Fläche Deutschlands (vgl. Kap. 4.5), und dadurch, daß nicht alle Hauptkomponenten im Niederschlag an jedem Meßpunkt ermittelt werden (vgl. Tab. 6.2.1-2, 6.2.1-3)
- zeitlich, durch unterschiedliche Verteilung der Meßpunkte in den Einzeljahren, Veränderungen in den Meßnetzen und Änderung von Meßverfahren und/oder Analytik im Lauf der Zeit

Die Analyse der prozentualen Ionenungleichgewichte in den Rastern der flächenhaften Verteilung (vgl. Abb. 6.4-1) zeigt den Einfluß von Ausgangsdatenqualität und Meßdatendichte für die einzelnen Komponenten. Die Darstellung basiert auf der Verrechnung der Flächendaten nach Formel F6.2.1-1, ohne jedoch zwischen positiven und negativen Ungleichgewichten (Kationen-, Anionendefizite) zu unterscheiden. Die Karten der prozentualen Ionenungleichgewichte entsprechen einem Test der Konsistenz der flächenhaften Schätzung der Karten der Hauptkomponenten im Niederschlag. Aufgrund der weitgehenden Ähnlichkeit der Ionenbilanzkarten in den Jahren 1987-89 und 1993-95 sind in Abb. 6.4-1 die Mittelwerte aus den beiden Dreijahreszeiträumen dargestellt.

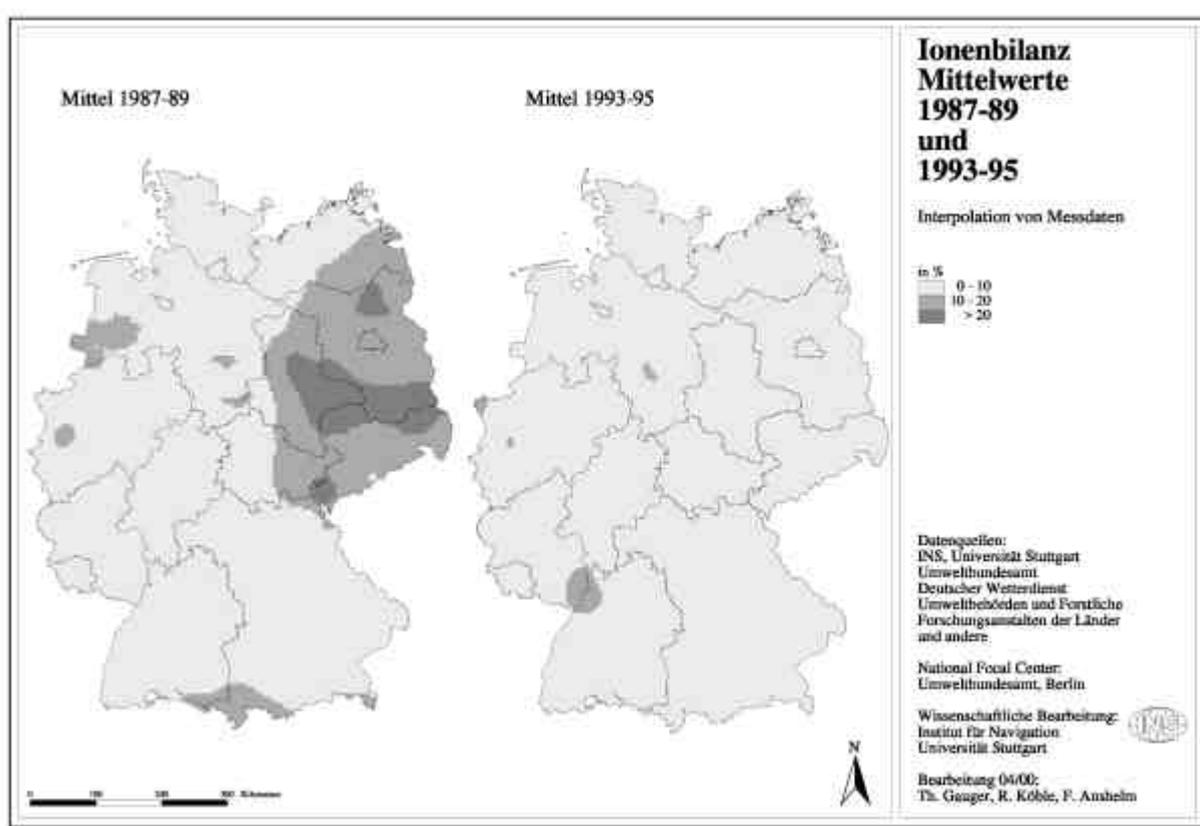


Abb. 6.4-1: Ionenbilanz der Ergebnisse der Naßdepositionskartierung, Mittelwerte 1987-89 und 1993-95

Im Mittel der Jahre 1987-89 liegen die Ungleichgewichte in der Ionenbilanz für den überwiegenden Teil der Fläche Deutschlands unter 10%. Im Süden, der Mitte und im Westen treten kleinere Gebiete

mit einem Ionenungleichgewicht zwischen 10% und 20% auf. In Ostdeutschland deckt dieser Wertebereich ein größeres zusammenhängendes Gebiet ab und drei Flächen mit einem Ionenungleichgewicht von über 20% sind zu beobachten. Im Mittel 1993-95 zeigt die flächenhafte Verteilung nahezu für die ganze Fläche Deutschlands nur geringe Ungleichgewichte von unter 10% in der Ionenbilanz, nur vier kleine Flächen mit einem Ionenungleichgewicht zwischen 10% und 20% sind zu beobachten. Dies entspricht den Verbesserungen in der Qualität der Meßdaten im Zeitraum 1993-95 (vgl. Tab. 6.2.1-1), die zur Kartierung verwendet werden. Das Auftreten der Flächen mit einem Ionenungleichgewicht von über 20% im Mittel 1987-89 ist allerdings bemerkenswert, da die Ionenungleichgewichte der Eingangsdatensätze der Kartierung nur unter 20% liegen. Die Analyse dieses Effekts in der Kartierung hat ergeben, daß einerseits Anionenüberschüsse (bis knapp unter 20%) in der Mehrzahl der Messungen in Ostdeutschland vorliegen, andererseits an nur einzelnen Stationen unplausibel hohe Werte basischer Kationen aufgetreten sind, die bei der Datenbereinigung als Ausreißer (vgl. Kap. 6.2.1) verworfen wurden. Beides führt im Ergebnis der Kartierung zu einem Überschreiten der 20%-Marke in der Ionenbilanz. Im deutlich ausgeglicheneren Ergebnis der Ionenbilanz der Kartierungsergebnisse 1993-95 entsprechen die Ungleichgewichte jenen der Eingangsdaten.

Der Fehler des Interpolationsverfahrens läßt sich flächenhaft als Schätzfehler angeben. Die Werte jeder Rasterzelle werden bei der Kriging-Interpolation aus einer bestimmten Anzahl benachbarter Meßwerte geschätzt. Die Schätzung wird einerseits mit zunehmender Distanz zu den Meßwerten unsicherer, andererseits vergrößert sich die Unsicherheit des Schätzwertes bei Rasterzellen, die aus Messungen mit untereinander stark variierenden Werten geschätzt werden. Schließlich hat die räumliche Anordnung und Dichte der Meßwerte einen Einfluß auf die Schätzgenauigkeit, da räumliche Muster nur insoweit realitätsnah durch die flächenhafte Interpolation wiedergegeben werden können, wenn sie ausreichend in den Meßwerten repräsentiert sind. Gleichmäßig verteilte engmaschige Meßnetze minimieren den Schätzfehler, während räumlich geclusterte Meßwerte zu weniger zuverlässigen Interpolationsergebnissen führen.

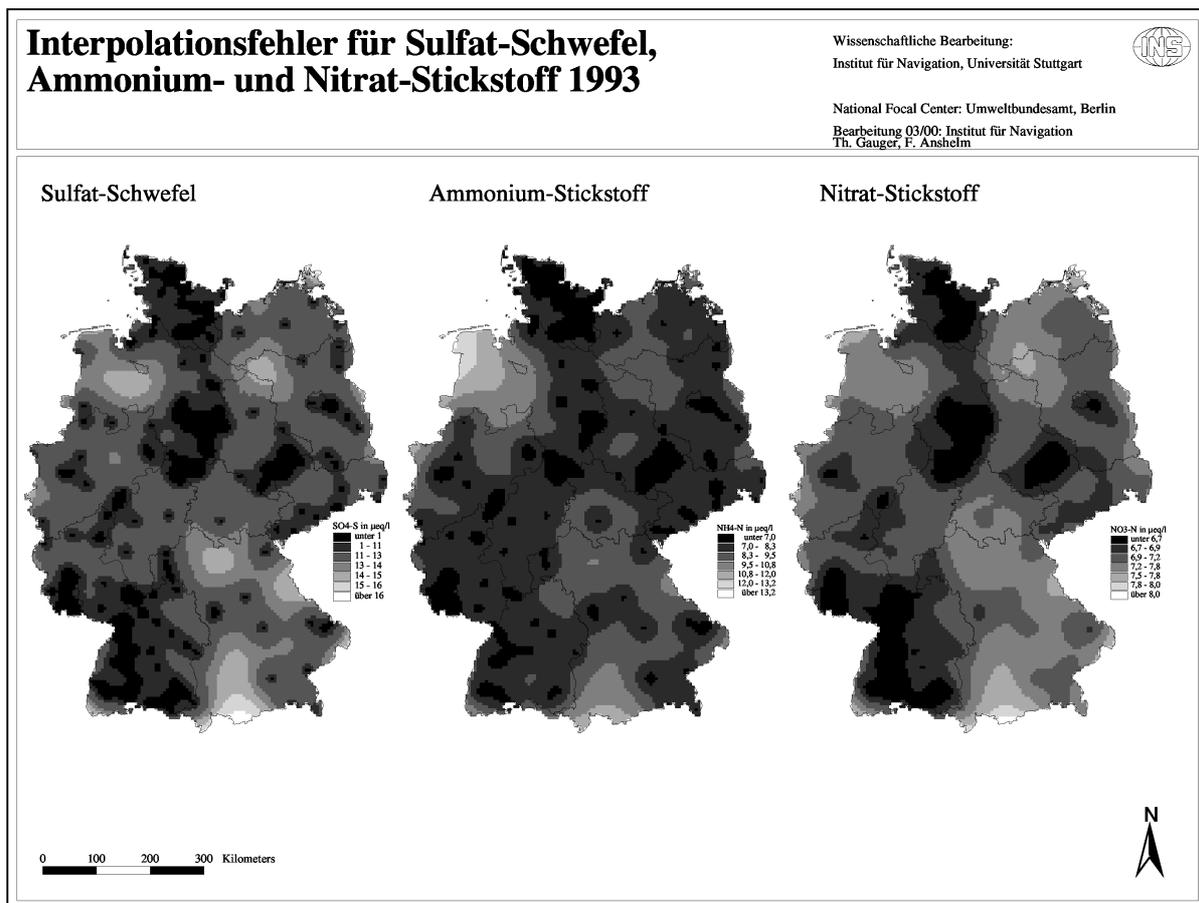


Abb. 6.4-2: Interpolationsfehler der $\text{SO}_x\text{-S}$ -, $\text{NH}_x\text{-N}$ - und $\text{NO}_y\text{-N}$ -Konzentrationen im Niederschlag 1993

Der Schätzfehler wird als Krigevarianz, d.h. als durch die Schätzung bedingte Varianz der Werte jeder Rasterzelle, angegeben. Unter der Annahme normalverteilter Schätzfehler, läßt sich die Schätzgenauigkeit als Wertebereich oder prozentualer Fehlerwert für jede Rasterzelle bestimmen. In Abb. 6.4-2 ist die Auswertung der Interpolationsfehler der SO_x -S-, NH_x -N- und NO_y -N-Konzentrationen im Niederschlag für das Jahr 1993 als Standardabweichung in $\pm x \mu\text{eq/l}$ dargestellt. Helle Bereiche geben höhere Schätzfehler wider, in dunklen Bereichen der Abbildung liefert die Interpolation genauere Schätzwerte. Bei letzteren treten die Areale um Meßpunkte deutlich hervor, während die Bereiche höherer Schätzfehler nur durch wenige Messungen gestützt werden oder - i.d.R. weniger flächenhaft - diejenigen Gebiete kennzeichnen, auf welchen benachbarte Meßstationen sehr unterschiedliche Werte liefern. Es ergeben sich für die Schätzung der SO_x -S-, NH_x -N- und NO_y -N-Konzentrationen im Niederschlag 1993 bei einem Vertrauensbereich von 68% Unsicherheiten in einer Spanne zwischen etwa $\pm 5\%$ und $\pm 45\%$.

Eine weitere Möglichkeit zur Validierung der Ergebnisse stellt der Vergleich zwischen Meßwert und dem entsprechenden Rasterwert in der Karte dar. Die Ergebnisse dieses Vergleichs sind in Abb. 6.4-3 für das Jahr 1995 abgebildet. In Tab. 6.4-1 sind die Anzahl der zum Vergleich herangezogenen Wertepaare, Korrelationskoeffizient und Bestimmtheitsmaß der linearen Regressionen zwischen den Karten- (x) und Meßwerten (y) für alle betrachteten Jahre aufgeführt.

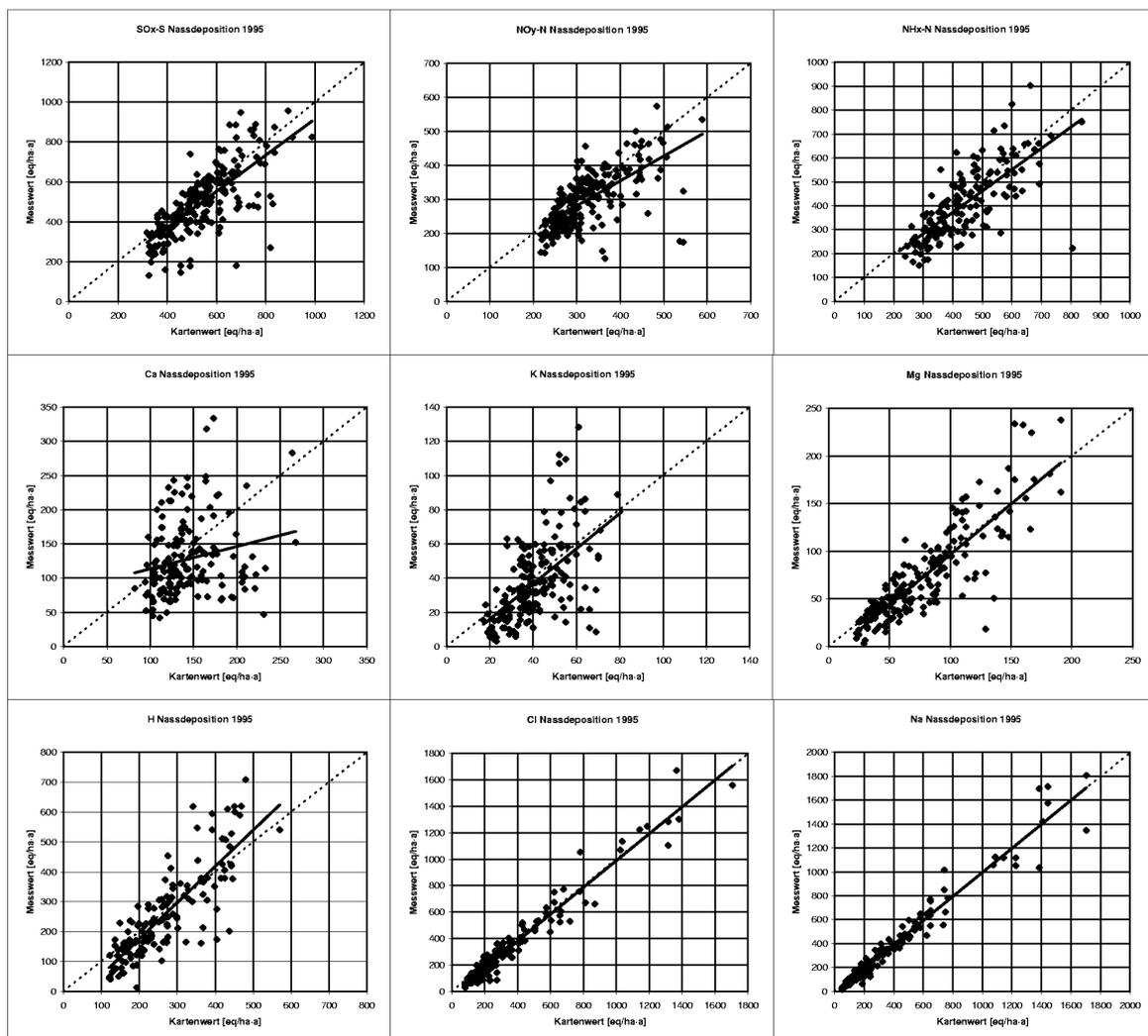


Abb. 6.4-3: Vergleich von Meßwerten und Kartenwerten im zugehörigen Rasterfeld der flächendeckenden Darstellung, 1995

Für die einzelnen Hauptkomponenten in der Naßdeposition ergeben sich deutliche Unterschiede in der Qualität der Kartierungsergebnisse. Je höher die Variation der Meßergebnisse innerhalb kurzer Distanz, das heißt u.a. um so geringer ihre räumliche Gültigkeit ist, und je ungleichmäßiger die Meßdaten über die zu interpolierende Fläche verteilt sind, desto größer sind die Nivellierungen durch das Interpolationsverfahren. Sehr deutlich zeigt sich dieser Aspekt in der Streuung der Werte um das 1:1 Verhältnis (vgl. Abb. 6.4-3) bei Kalzium (Ca) im Jahr 1995, in abgeschwächter Form auch bei Kalium (K). Gute Ergebnisse liefert das Interpolationsverfahren für Sulfat-Schwefel (SO_x-S), Nitrat- (NO_y-N) und Ammonium-Stickstoff (NH_x-N). Natrium (Na) und Chlor (Cl), weniger deutlich auch Magnesium (Mg), zeigen eine deutliche Abnahme der Frachten mit zunehmender Distanz zur Nordseeküste. Dieser großräumige Trend wird kaum durch lokale Variationen durchbrochen und wird im Interpolationsergebnis entsprechend dargestellt; in Abb. 6.4-3 bleibt folglich die Streuung der Werte um das 1:1 Verhältnis zwischen Meß- und Kartenwert recht eng und die Korrelationen der Wertepaare sind hoch (vgl. Tab. 6.4-1).

Tab. 6.4-1: Vergleich von Meßwerten und Kartenwerten im zugehörigen Rasterfeld der flächendeckenden Darstellung, lineare Regressionen 1987-1989 und 1993-95

1987	SO_x-S	NO_y-N	NH_x-N	Ca	K	Mg	H	Cl	Na
n	210	211	183	146	144	141	140	209	147
r	0,92	0,78	0,89	0,96	0,67	0,88	0,94	0,96	0,91
R ²	0,85	0,61	0,80	0,91	0,45	0,77	0,89	0,93	0,82
1988	SO_x-S	NO_y-N	NH_x-N	Ca	K	Mg	H	Cl	Na
n	259	260	241	188	219	190	177	255	228
r	0,92	0,75	0,71	0,95	0,42	0,78	0,83	0,94	0,96
R ²	0,86	0,57	0,50	0,90	0,18	0,61	0,69	0,88	0,92
1989	SO_x-S	NO_y-N	NH_x-N	Ca	K	Mg	H	Cl	Na
n	267	269	233	193	230	194	191	270	237
r	0,74	0,80	0,65	0,85	0,55	0,68	0,83	0,92	0,85
R ²	0,54	0,63	0,42	0,72	0,31	0,46	0,69	0,84	0,73
1993	SO_x-S	NO_y-N	NH_x-N	Ca	K	Mg	H	Cl	Na
n	234	235	170	168	189	170	147	200	180
r	0,73	0,75	0,80	0,86	0,77	0,84	0,79	0,98	0,98
R ²	0,53	0,56	0,63	0,74	0,60	0,70	0,63	0,97	0,96
1994	SO_x-S	NO_y-N	NH_x-N	Ca	K	Mg	H	Cl	Na
n	224	227	164	165	188	166	147	196	182
r	0,58	0,71	0,72	0,73	0,54	0,88	0,91	0,96	0,98
R ²	0,33	0,50	0,52	0,53	0,29	0,77	0,82	0,93	0,95
1995	SO_x-S	NO_y-N	NH_x-N	Ca	K	Mg	H	Cl	Na
n	221	215	164	167	183	186	140	188	194
r	0,74	0,67	0,74	0,21	0,57	0,86	0,83	0,97	0,98
R ²	0,55	0,45	0,55	0,05	0,32	0,74	0,69	0,95	0,96

n = Anzahl der Wertepaare; r = Pearson-Korrelationskoeffizient; R² = Bestimmtheitsmaß

7 Ergebnisse der Kartierung der nassen Deposition

Die Ergebnisse der Kartierung der Nassen Deposition liegen für die Jahre 1987, 1988, 1989 und 1993, 1994, 1995 vor. Auf die Darstellung der im stofflichen Umfang entsprechenden Kartierung der Naßdeposition der Jahre 1990 bis 1992 wird innerhalb dieses Projektes verzichtet. Die hierzu erforderlichen Niederschlagskarten des DWD für diese Jahre wurden beschafft (s. Tab. unten). Allerdings ist hinsichtlich der Depositionsdaten die Datenlage in diesen Jahren – besonders für 1991 – nicht so umfangreich wie in den Jahren 1987-1989 und 1993-1995. Die Umstrukturierungen der Meßnetze in Ostdeutschland haben dazu geführt, daß in den neuen Bundesländern – mit Ausnahme Sachsens – weitaus weniger Meßdaten vorhanden sind. Zudem sind für die Modellierung der Trockendeposition für die Jahre 1990 bis 1992 aus anderen Gründen ebenfalls nicht alle notwendigen Eingangsdaten (Meteorologische Datensätze, besonders für das Jahr 1992) verfügbar. Damit ist auch die Berechnung der Gesamtdeposition in diesem Zeitraum gegenwärtig nicht möglich.

Tab. 7.1: Umfang der Kartierung der Naßdeposition

Nasse Deposition	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995
$SO_4\text{-S}, SO_4\text{-S}_{(ssc)}$	X	X	X	--	--	--	X	X	X
$NO_3\text{-N}$	X	X	X	--	--	--	X	X	X
$NH_4\text{-N}$	X	X	X	--	--	--	X	X	X
Ca, $Ca_{(ssc)}$	X	X	X	--	--	--	X	X	X
Mg, $Mg_{(ssc)}$	X	X	X	--	--	--	X	X	X
K, $K_{(ssc)}$	X	X	X	--	--	--	X	X	X
Na	X	X	X	--	--	--	X	X	X
Cl, $Cl_{(ssc)}$	X	X	X	--	--	--	X	X	X
H	X	X	X	--	--	--	X	X	X
$N = (NO_3\text{-N} + NH_4\text{-N})$	X	X	X	--	--	--	X	X	X
Potentielle Säure $AC_{pot} = (S_{(ssc)} + N + Cl_{(ssc)})$	X	X	X	--	--	--	X	X	X
$BC = (Ca + K + Mg)$, $BC_{(ssc)} = (Ca_{(ssc)} + K_{(ssc)} + Mg_{(ssc)})$	X	X	X	--	--	--	X	X	X
Pot. Netto-Säure $AC_{pot(net)} = ((S_{(ssc)} + N + Cl_{(ssc)}) - BC_{(ssc)})$	X	X	X	--	--	--	X	X	X
Niederschlagskarte des DWD	X	X	X	X	X	X	X	X	X

X = bearbeitet, -- = keine Bearbeitung

Die Kartierungsarbeiten umfassen primär die Hauptkomponenten im Niederschlag: Sulfat-Schwefel ($SO_4\text{-S}$), Nitrat- ($NO_3\text{-N}$) und Ammonium-Stickstoff ($NH_4\text{-N}$), die Basischen Kationen Kalzium (Ca), Magnesium (Mg), Kalium (K) und Natrium (Na), Chlor (Cl) und Protonen (H). Damit ist es möglich, die Kartierungsergebnisse zu einer flächenhaften Berechnung der Ionenbilanz heranzuziehen, die, analog zur punkthaften Berechnung der Ionenbilanz aus den Monitorigdaten, ein Maß für die Qualität der Interpolationsergebnisse liefert (s. Kap. 6.4).

Zur Berechnung der Critical Loads Überschreitungen für versauernd und eutrophierend wirkende Komponenten ist die Ermittlung von Gesamt-Stickstoff ($N = (NO_3\text{-N} + NH_4\text{-N})$), Potentieller Säure ($AC_{pot} = (S + N + Cl)$), der Summe basischer Kationen ($BC = (Ca + K + Mg)$), und Potentieller Netto-Säure ($AC_{pot(net)} = ((S + N + Cl) - BC)$) erforderlich. Auch hierfür werden flächenhaft Karten berechnet, um deren naß deponierten Anteil zu darzustellen.

7.1 Naßdeposition der basischen Kationen Na, Ca, K und Mg

Eingetragenes Na wird im Verfahren der Critical Loads Berechnungen als zu 100% mariner Herkunft betrachtet, d.h. Natriumverbindungen werden als Neutralsalze eingetragen und ihre Elemente leisten weder Beitrag zur Versauerung oder zur Säureneutralisation. Die Bedeutung der Natriumeinträge, und damit die Begründung zu ihrer Kartierung, liegt in der Rolle von Na als Leitelement (Tracer) zur Bestimmung des marinen Anteils der Einträge von Ca, K, Mg, Cl und SO₄-S (vgl. Seesalzkorrektur, Kap. 6.3.3). Auch diese werden als Neutralsalze eingetragen und haben deshalb keine ökosysteminterne Wirkung.

Die basischen Kationen Kalzium (Ca), Kalium (K) und Magnesium (Mg) sind physiologisch wirksam. Sie können den Nährstoffhaushalt verbessern und wirken dem Eintrag potentiell versauernd wirkender Komponenten entgegen, sofern sie nicht als Neutralsalze eingetragen werden.

Anthropogene Einträge von basischen Kationen sollten nach dem Critical Load Ansatz nicht berücksichtigt werden (vgl. Kap.2). Der innerhalb des Luftreinhalteabkommens festzulegende Minderungsbetrag der Emission von Säurebildnern leitet sich allein aus der Wirkung dieser ab. Die Aufrechnung gegen weitere anthropogene Emissionen (z.B. aus der Kohleverbrennung, der nutzungsbedingten Ausblasung von Bodenpartikeln und Haldenmaterial etc.) ist, auch wenn sie dem Effekt der Versauerung entgegenwirken, nicht zulässig. Den Säureinträgen ist nur der natürliche Hintergrundwert der Deposition basischer Kationen gegenüberzustellen, da dieser eine gewisse räumliche und zeitliche Kontinuität aufweist und quasi eine Eigenschaft des (Öko-)Systems ist. Bisher gibt es jedoch noch kein adäquates Verfahren der Quantifizierung der Anteile natürlicher und anthropogener Einträge basischer Kationen. Es werden folglich die Gesamteinträge basischer Kationen, die sowohl anthropogenen als auch natürlichen Ursprungs sein können, zur Bilanzierung der stofflichen Komponenten herangezogen (UMWELTBUNDESAMT 1996; GAUGER ET AL. 1997; KÖBLE UND SPRANGER 1999).

7.1.1 Naßdeposition von Natrium (Na)

Das Jahresmittel der Naßdeposition von Natrium zeigt in den Einzeljahren des Zeitraums 1987 bis 1989 und 1993 bis 1995 Schwankungen bis zu fast 30%. So hat die Na-Deposition, berechnet für die Gesamtfläche Deutschlands, von 1987 bis 1988 um 29% zugenommen. Dies entspricht der Zunahme der Gesamtfracht von 199.332 t (5,57 kg/ha·a) 1987 um 57.367 t (1,60 kg/ha·a) auf 256.669 t (7,17 kg/ha·a) 1988. Bis 1989 verringert sich diese Fracht um ca. 1% auf 253.982 t (7,09 kg/ha·a). 1993 erreicht die Na-Naßdeposition mit 189.070 t (5,28 kg/ha·a) die geringste mittlere Fracht innerhalb der betrachteten Jahre, was einer Verringerung von 1989 bis 1993 um ca. 26% entspricht. Von 1993 bis 1994 und von 1994 bis 1995 erhöht sich die mittlere Na-Naßdeposition um je 2% auf 193.658 t (5,41 kg/ha·a) 1994 bzw. 197.976 t (5,53 kg/ha·a) 1995. Damit ist 1995 mit einem nur etwa 1% geringeren mittleren Eintrag das Niveau von 1987 nahezu wieder erreicht (Abb. 7.1.1-1).

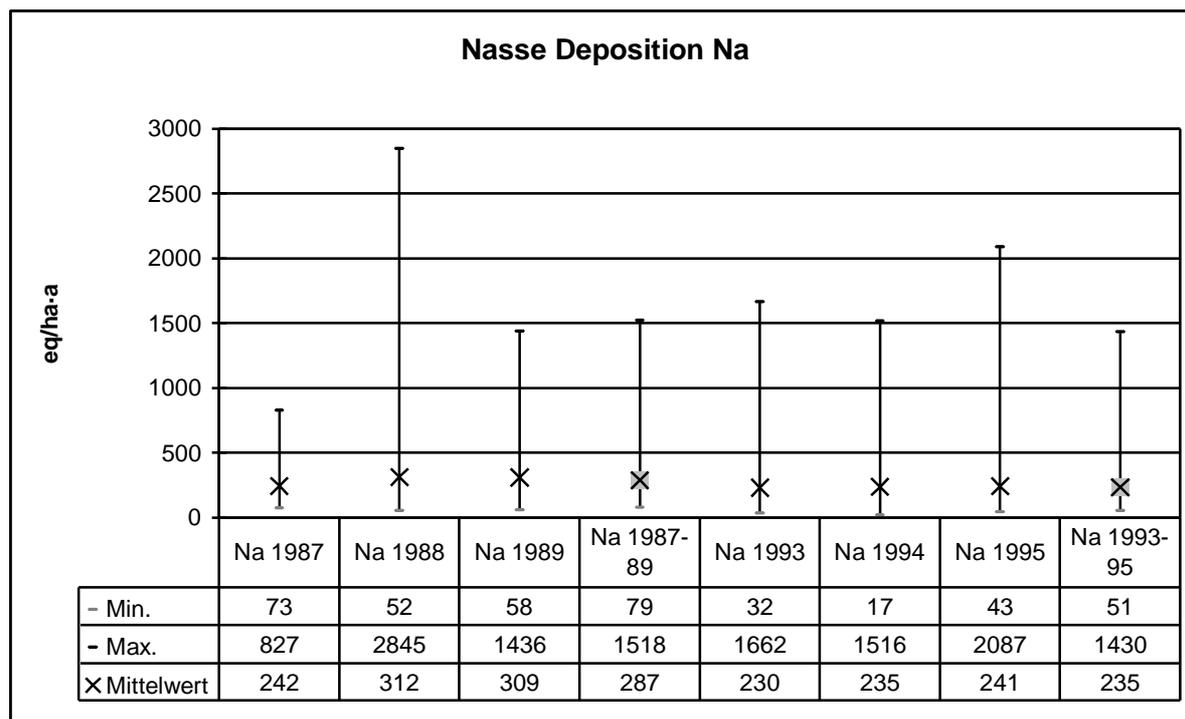


Abb. 7.1.1-1: Minimum, Maximum und Mittelwert der flächenhaften Naßdeposition von Natrium (Na) 1987-1989 und 1993-1995

Die marine Herkunft von Na spiegelt sich in der räumlichen Verteilung der Eintragungshöhen von Na wider (Karte. 7.1.1-1): Mit zunehmender Entfernung von der Nordseeküste verringern sich die Na-Frachten in der nassen Deposition und nur orographische Hindernisse (Erhebungen der Mittelgebirge und Alpen) erhalten im entfernten Binnenland noch bedeutendere Einträge, die sich durch den Ferntransport maritimer Luftmassen erklären lassen.

7.1.2 Naßdeposition von Kalzium ($\text{Ca}_{(\text{ssc})}$)

Das Jahresmittel der Nassen Deposition von Kalzium_(ssc) hat sich im Zeitraum 1987 bis 1995 um 64% verringert (Abb. 7.1.2-1). Dies entspricht einem Rückgang der für die Gesamtfläche Deutschlands berechneten jährlichen Nassen Deposition um 145.630 t von 226.534 t (1987) auf 80.904 t (1995), bzw. im Mittel von 6,33 kg/ha·a (1987) auf 2,26 kg/ha·a (1995).

Die Dynamik des Rückgangs der mittleren Ca-Frachten im Verlauf der betrachteten Jahre (Abb. 7.1.2-1) ist gekennzeichnet durch eine leichte Abnahme um 5% von 1987 bis 1988 mit einer gleichzeitigen Zunahme der Maxima. Von 1988 bis 1989 vermindert sich die mittlere Ca-Fracht um 12%. Zwischen 1989 und 1993 beträgt die Verringerung 34%, zwischen 1993 und 1994 7%, und zeigt zwischen 1994 und 1995 einen starken Rückgang um 30%.

Das Bild der Verteilung der Naßdeposition von Ca (Karte 7.1.2-1) ist im ersten Dreijahreszeitraum 1987-1989 verhältnismäßig ähnlich. Überdurchschnittliche Frachten treten flächenhaft im Osten und der Mitte Deutschlands auf. Eine Verringerung der naßdeponierten Ca-Frachten zwischen 1987 und 1989 auf unterdurchschnittliche Werte ist hauptsächlich in Westdeutschland festzustellen. Die starke Verminderung zwischen den Dreijahreszeiträumen 1987-1989 und 1993-1995 ist weitgehend flächendeckend zu beobachten. Am deutlichsten ist sie in Ostdeutschland, und damit wesentlich auf die wirtschaftlichen Veränderungen in den neuen Bundesländern zurückzuführen, die dort unter anderem zur Stilllegung der Altindustrie geführt hat. Im zweiten Dreijahreszeitraum 1993 – 1995 setzt sich die Verringerung der naßdeponierten Ca-Frachten fort und ist gekennzeichnet durch vermehrt

unterdurchschnittliche Werte in weiten Teilen Deutschlands. Überdurchschnittliche Ca-Frachten sind 1993 und 1994 in den Mittelgebirgen in Hessen, Sachsen Anhalt, Thüringen und Sachsen zu beobachten sowie in den Alpen und Voralpen. 1995 heben sich die Mittelgebirgsregionen, die Voralpen und besonders die alpinen Regionen mit verhältnismäßig hohen Ca-Frachten in der Karte hervor.

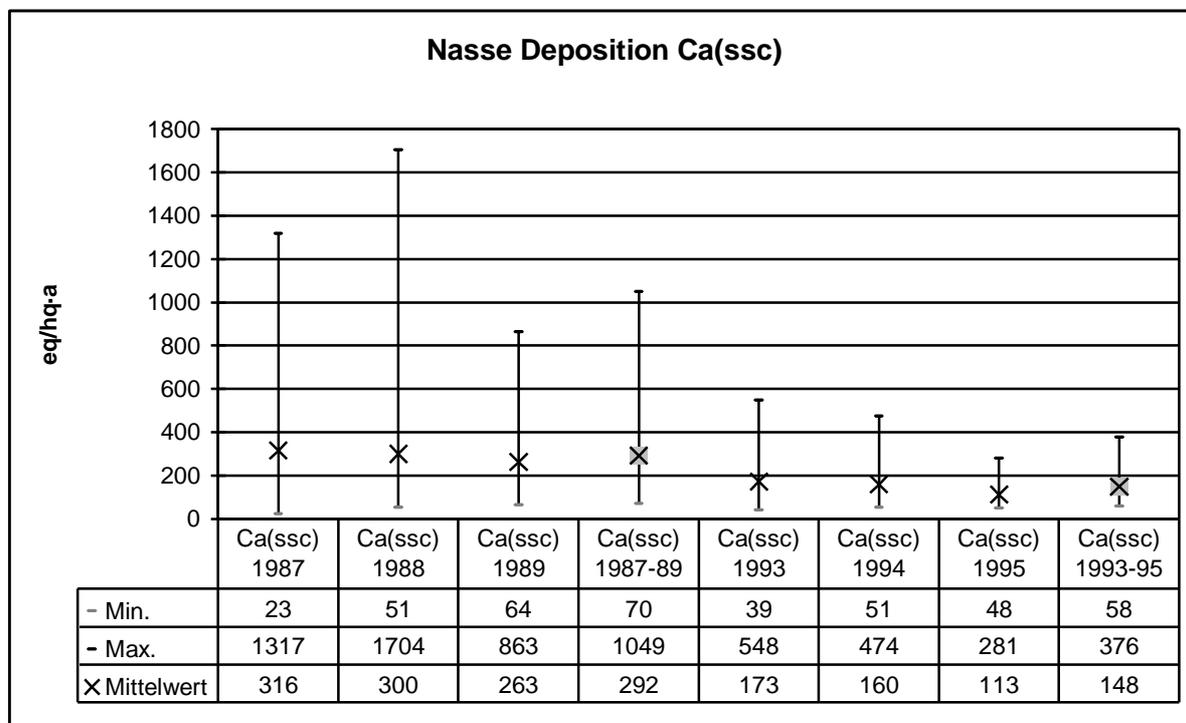


Abb. 7.1.2-1: Minimum, Maximum und Mittelwert der flächenhaften Naßdeposition von seesalzkorrigiertem Kalzium ($Ca_{(ssc)}$) 1987-1989 und 1993-1995

Die durchgehende Depositionsminderung ist auch an der Streuung der beobachteten Werte der naßdeponierten Ca-Frachten zu erkennen (vgl. Minima und Maxima in Abb. 7.1.2-1). Die Standardabweichungen betragen 1987 228, 1988 197, 1989 150, 1993 71, 1994 54 und 1995 33 eq/ha-a.

Die starke Verringerung der gesamten Ca-Naßdeposition schlägt sich auch im Verhältnis zur meerbürtigen Ca-Fracht nieder. Die meerbürtige Fraktion der naßdeponierten Ca-Frachten geht aus der Berechnung der Seesalzkorrektur (vgl. Kap 6.3.3) hervor. Die für die Gesamtfläche Deutschlands berechnete meeresbürtige Ca-Fracht beträgt im Mittel zwischen 0,28 und 0,20 kg/ha-a (s. Tab 7.1.2-1). Damit nimmt ihr Anteil an der gesamten Ca-Naßdeposition von 3,3% 1987 um 5,3% auf 8,6% 1995 zu.

Tab. 7.1.2-1: Mittlere meeresbürtige Fraktion der Naßdeposition von Kalzium

Mittlere meeresbürtige Nasse Deposition von Ca	1987	1988	1989	1993	1994	1995
in t/a	7.661	9.862	9.757	7.268	7.443	7.610
in eq/ha	10,7	13,7	13,6	10,1	10,4	10,6
in kg/ha	0,21	0,28	0,27	0,20	0,21	0,21
in % der gesamten Ca-Naßdeposition	3,3%	4,4%	4,9%	5,5%	6,1%	8,6%

7.1.3 Naßdeposition von Kalium ($K_{(ssc)}$)

Das Jahresmittel der Nassen Deposition von Kalium_(ssc) hat sich im Zeitraum 1987 bis 1995 um 33% verringert. Dies entspricht einem Rückgang der für die Gesamtfläche Deutschlands berechneten jährlichen Nassen Deposition um 20.032 t von 60.000 t (1987) auf 39.968 t (1995), bzw. im Mittel von 1,68 kg/ha·a (1987) auf 1,12 kg/ha·a (1995). Die Entwicklung ist hier jedoch nicht gleichförmig (Abb. 7.1.3-1).

Neben relativ sprunghaften Abnahmen der nassen Einträge sind auch, bezogen auf die Gesamtmenge der in Deutschland naß deponierten K-Frachten, weitgehend gleichbleibende und zunehmende jährliche Eintragsmengen zu beobachten. Die Entwicklung der mittleren Naßdeposition von Kalium zeigt im betrachteten Zeitraum den stärksten Rückgang der Einträge um 25% bzw. 15.019 t (0,42 kg/ha·a) zwischen 1987 und 1988. Von 1988 bis 1989 verringern sich die K-Frachten nur um ca. 1%. Zwischen den Jahren 1989 und 1993 ist ebenfalls eine geringe Verminderung der nassen K-Frachten um 3% zu beobachten. Von 1993 bis 1994 beträgt der Rückgang 17% und von 1994 bis 1995 ist ein im Mittel um 11% höhere Eintragsrate zu verzeichnen (Abb. 7.1.3-1).

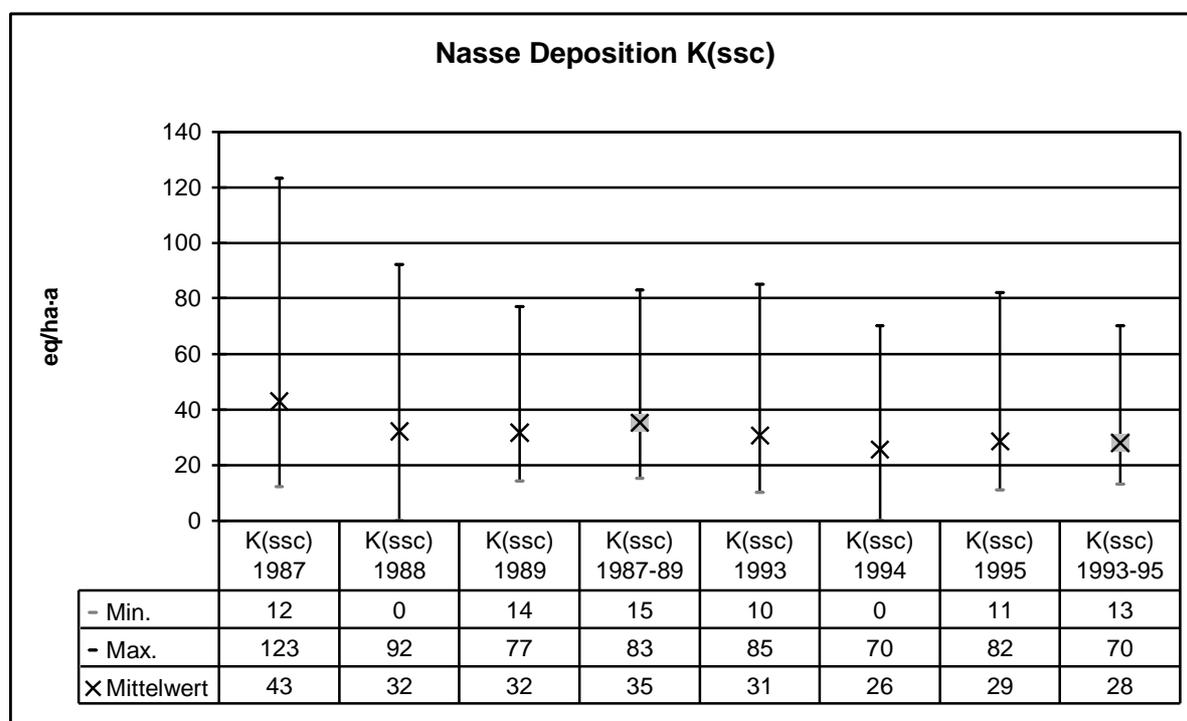


Abb. 7.1.3-1: Minimum, Maximum und Mittelwert der flächenhaften Naßdeposition von seesalzkorrigiertem Kalium ($K_{(ssc)}$) 1987-1989 und 1993-1995

Allerdings ist die effektive Gesamtmenge (in eq/ha·a) und die Streuung der Werte der gemessenen Naßdeposition von Kalium die geringste im Vergleich zu den übrigen Hauptkomponenten im Niederschlag. Das Verteilungsmuster der eingetragenen seesalzkorrigierten K-Frachten ist von Jahr zu Jahr sehr unterschiedlich (Karte 7.1.3-1). So treten flächenhaft überdurchschnittliche Eintragsraten (über 43 eq/ha·a bzw. 1,68 kg/ha·a) im Jahr 1987 im Nordwesten und der Mitte Deutschlands, in weiten Teilen Süddeutschlands und im Gebiet der Leipziger Bucht auf. Im Jahr 1988 dagegen liegen die Kaliumeinträge in Nordwestdeutschland fast überall unter dem Durchschnitt von 32 eq/ha·a bzw. 1,26 kg/ha·a, während überdurchschnittlich hohe Frachten südlich der Mittelgebirgsschwelle regional (Harz, Sauer- und Siegerland, Thüringer Wald, Erzgebirge) und in Süddeutschland mit der Ausnahme einiger Teile des Alpenvorlandes weiterhin großflächig zu beobachten sind.

Dieses Verteilungsmuster ändert sich im Jahr 1989 bei im Mittel nahezu gleich hohen Einträgen insofern, als in Schleswig-Holstein, dem Bayerischen Alpenvorland und im westlichen Nordrhein-West-

falen nun auch überdurchschnittlich hohe, im südlichen Baden-Württemberg dagegen in größeren Gebieten niedrigere Frachten auftreten.

1993 sind die Gebiete überdurchschnittlicher K-Frachten südlich der Mittelgebirgsschwelle das Saarland, der Osten Nordrhein-Westfalens, der größte Teil Hessens, Teile des Schwarzwaldes und des nördlichen Baden-Württembergs, weite Teile Bayerns und Sachsens und der Thüringer Wald, nördlich der Mittelgebirge am Niederrhein, im Wagrien zwischen Kieler und Lübecker Bucht und ein Streifen von Nordniedersachsen bis Mecklenburg-Vorpommern.

Im Jahr 1994 sind überdurchschnittliche K-Frachten im wesentlichen auf das Saarland niederschlagsreichere Mittelgebirge (über 900 mm/a), das Alpenvorland und die Alpen beschränkt.

1995 nehmen überdurchschnittliche K-Frachten im südlichen Deutschland ein Gebiet ein, das sich vom Saarland im Westen über Baden-Württemberg bis Niederbayern im Osten erstreckt. Im zentralen Deutschland erhalten niederschlagsreichere Gebiete in Ostwestfalen und Ostniedersachsen, das Erzgebirge im Osten und im Norden das Hinterland der Ostsee überdurchschnittliche K-Frachten

Der Mittlere Anteil meeresbürtigen Kaliums liegt in den betrachteten Jahren zwischen knapp 11% und 17% (s. Tab. 7.1.3-1).

Tab. 7.1.3-1: Mittlere meeresbürtige Fraktion der Naßdeposition von Kalium

Mittlere meeresbürtige nasse Deposition von K	1987	1988	1989	1993	1994	1995
in t/a	7.135	9.182	9.084	6.765	6.932	7.083
in eq/ha	5,1	6,6	6,5	4,8	5,0	5,1
in kg/ha	0,20	0,26	0,25	0,19	0,19	0,20
in % der gesamten K-Naßdeposition	10,6%	17,0%	17,0%	13,6%	16,2%	15,1%

7.1.4 Naßdeposition von Magnesium ($Mg_{(ssc)}$)

Das Jahresmittel der Nassen Deposition von seesalzkorrigiertem Magnesium ($Mg_{(ssc)}$) hat sich im Zeitraum 1987 bis 1995 um 79% verringert (Abb. 7.1.4-1). Dies entspricht einem Rückgang der für die Gesamtfläche Deutschlands berechneten jährlichen Nassen Deposition von 19.841 t (1987) auf 4.073 t (1995), bzw. im Mittel von 0,55 kg/ha-a (1987) auf 0,11 kg/ha-a (1995).

Das generelle Verteilungsmuster (Karte 7.4.1-1) der naß deponierten seesalzkorrigierten Mg-Frachten ist in allen betrachteten Jahren ähnlich: geringe Einträge sind im Nordwesten Deutschlands zu beobachten, hohe Einträge sind in einem quer über die Mitte Deutschlands von Südwesten nach Nordosten verlaufendem Streifen zu verzeichnen, dem sich weiter südlich von der südlichen Hälfte Baden-Württembergs bis Ostbayern ein Gebiet unterdurchschnittlicher $Mg_{(ssc)}$ -Frachten erstreckt, während im Alpen- und Voralpengebiet wiederum überdurchschnittliche $Mg_{(ssc)}$ -Frachten vorkommen.

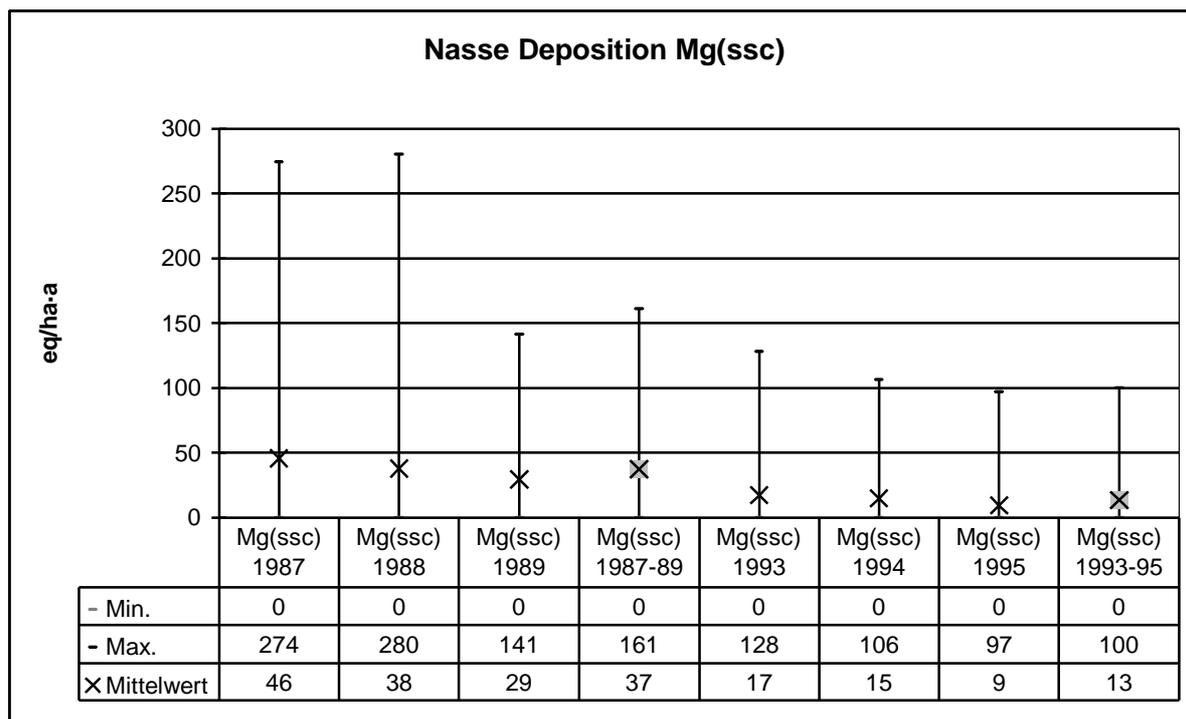


Abb. 7.1.4-1: Minimum, Maximum und Mittelwert der flächenhaften Naßdeposition von seesalzkorrigiertem Magnesium ($Mg_{(ssc)}$) 1987-1989 und 1993-1995

Das regional unterschiedliche Na/Mg Verhältnis gilt als geeigneter Indikator der Maritimität bzw. Kontinentalität der Naßdeposition (vgl. RAGSDALE ET AL. 1992). Das generelle räumliche Muster der in Karte 7.1.4-1 dargestellten Mg-Einträge entsteht somit aufgrund der verhältnismäßig engen Korrelation der Mg- und Na-Frachten, die ein Ausdruck der zu großen Anteilen meeresbürtigen Quelle sowohl von Na als auch von Mg ist. Dies zeigt sich auch an dem hohen mittleren Seaspray-Anteil von Magnesium im Deponat (s. Tab. 7.1.4-1), der zwischen 58,8% (1987) und 85,6% (1995) liegt. Die im zeitlichen Verlauf nachweisliche schrittweise Zunahme der mittleren meeresbürtigen Mg-Naßdeposition spiegelt den Rückgang der anthropogenen Mg-Frachten wider.

Tab. 7.1.4-1: Mittlere meeresbürtige Fraktion der Naßdeposition von Magnesium

Mittlere meeresbürtige nasse Deposition von Mg	1987	1988	1989	1993	1994	1995
in t/a	28.228	33.629	31.454	25.033	24.001	24.251
in eq/ha	65,0	77,3	72,3	57,5	55,2	55,7
in kg/ha	2,54	3,02	2,83	2,25	2,16	2,18
in % der gesamten Mg-Naßdeposition	58,8%	67,2%	71,1%	77,1%	78,1%	85,6%

Die Dynamik der Entwicklung ist gekennzeichnet durch eine weitgehend flächendeckende und nahezu stetige Verringerung der $Mg_{(ssc)}$ -Einträge (vgl. Karte 7.1.4-1). Die Reduktion beträgt vom Jahr 1987 bis 1988 im Mittel 17%, vom Jahr 1988 bis 1989 22%. Zwischen 1989 und 1993 ist eine Verminderung der mittleren Mg-Frachten um 42% zu beobachten. Vom Jahr 1993 bis 1994 beträgt die Verringerung im Mittel 13% und von 1994 bis 1995 37% (Abb. 7.1.4-1).

Das mittlere Verhältnis von meerbürtiger Fraktion zu der gesamten naßdeponierten Fracht basischer Kationen steigt im betrachteten Gesamtzeitraum trotz von Jahr zu Jahr wechselnden absoluten Seesalzanteilen stetig von 20,0% 1987 auf 47,4% 1995 (Tab. 7.1.5-2).

Tab. 7.1.5-2: Mittlere meeresbürtige Fraktion der Naßdeposition basischer Kationen

Mittlere meeresbürtige nasse Deposition von Mg	1987	1988	1989	1993	1994	1995
in keq/a	28.930	34.947	33.081	25.935	25.241	25.568
in eq/ha	80,8	97,6	92,4	72,4	70,5	71,4
<i>in % der gesamten BC-Naßdeposition</i>	20,0%	26,4%	28,6%	32,8%	35,2%	47,4%

7.2 Naßdeposition säurebildender und eutrophierender Stoffe

7.2.1 Naßdeposition von Schwefel (SO₄-S_(ssc))

Das Jahresmittel der Nassen Deposition von Sulfat-Schwefel (SO₄-S_(ssc)) hat sich im Zeitraum 1987 bis 1995 um 54% verringert (vgl. Abb. 7.2.1-1). Dies entspricht einem Rückgang der für die Gesamtfläche Deutschlands berechneten jährlichen Nassen Deposition von 581.335 t (1987) auf 264.993 t (1995), bzw. im Mittel von 16,24 kg/ha-a (1987) auf 7,40 kg/ha-a (1995).

Das Verteilungsmuster der nassen Sulfatschwefeldeposition ist in den Jahren 1987 bis 1989 gekennzeichnet durch flächenhaft überdurchschnittliche mittlere Einträge im Osten Deutschlands (Sachsen, Thüringen, Sachsen-Anhalt, Brandenburg, Berlin, Nordbayern, Ostniedersachsen und Osthessen) sowie im westlichen Nordrhein-Westfalen. Maximalwerte sind in diesen Jahren Sachsen zu beobachten, 1989 auch im Westen von Rheinland-Pfalz. Die Mittelgebirge (deutlich z.B. im Schwarzwald und Harz) und z. T der Alpenraum treten ebenfalls durch höhere Einträge hervor (vgl. Karte 7.2.1-1). Deutlich unterdurchschnittliche Einträge liegen 1987 und 1988 im südöstlichen Baden-Württemberg und Südwestbayern, Rheinland-Pfalz und Teilen des Saarlands vor, 1989 in Baden-Württemberg, Rheinland-Pfalz und Niedersachsen. Zwischen 1987 und 1989 beträgt die Verringerung der mittleren Naßdeposition von Schwefel in Deutschland ca. 26%.

Den gleichen Betrag (26%) zeigt auch die Verringerung von 1989 bis 1993. Bemerkenswert ist hierbei, daß sich die Maxima nahezu halbiert haben. Die Reduktion der Naßdeponierten Schwefeleinträge macht sich deshalb besonders deutlich in der Osthälfte Deutschlands bemerkbar.

Überdurchschnittliche Einträge sind in den Jahren 1993 bis 1995 in Nordrhein-Westfalen, Sachsen, Nordwest- und Südost-Niedersachsen und Bremen, dem südlichen Schleswig-Holstein und Hamburg und in den Mittelgebirgen der Südhälfte Deutschlands sowie dem Alpenraum zu verzeichnen. Der Mittlere Rückgang der Naßdeposition von Schwefel beträgt zwischen 1993 und 1995 ca. 17%.

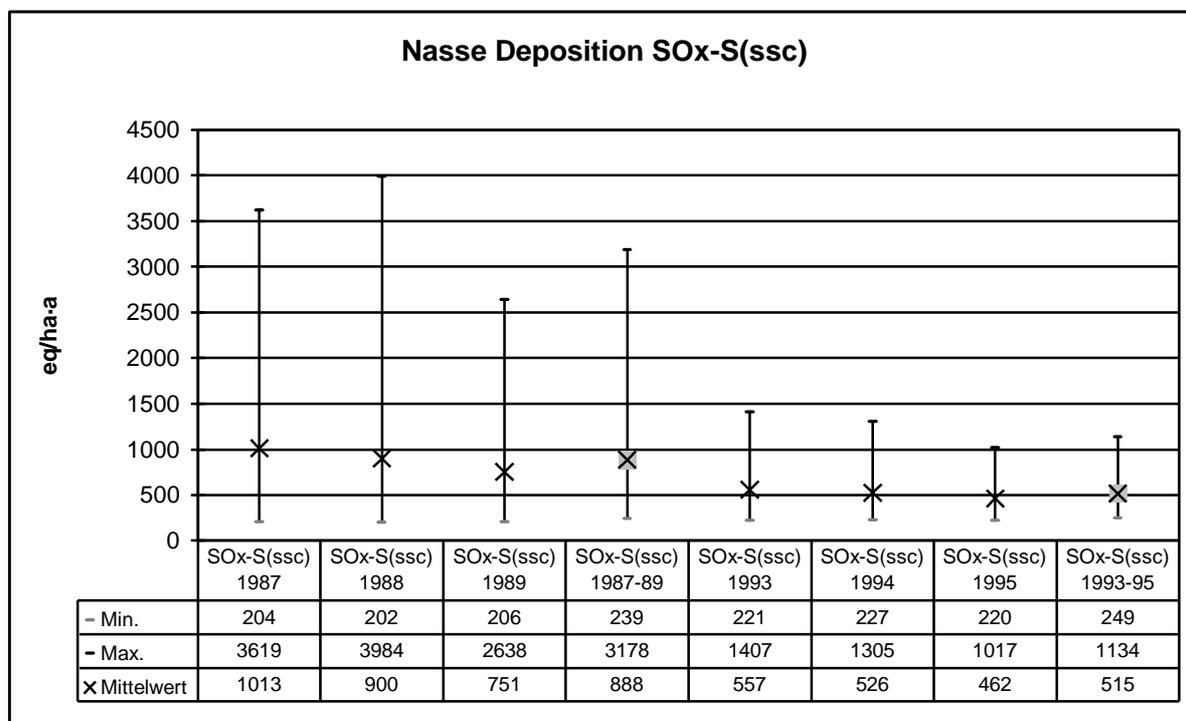


Abb. 7.2.1-1: Minimum, Maximum und Mittelwert der flächenhaften Naßdeposition von seesalzkorrigiertem Schwefel (SO₄-S_(ssc)) 1987-1989 und 1993-1995

Der meeresbürtige Anteil an der gesamten naß deponierten Schwefelfracht (Tab. 7.2.1-1) beträgt in den betrachteten Jahren im Mittel zwischen 2,8% (1987) und 5,9% (1995). Die absolute Menge von meeresbürtigem Schwefel liegt in den betrachteten Jahren im Mittel zwischen 0,44 (1993) und 0,60 kg/ha·a (1988). Küstennah liegen die Anteile anthropogenen Schwefels in der Regel bei unter 25%, während in Süddeutschland nur zu geringem Anteil meeresbürtiger Schwefel (um bis zu 5%) mit dem Niederschlag deponiert wird (vgl. Abb. 6.3.1-2, B und C).

Tab. 7.2.1-1: Mittlere meeresbürtige Fraktion der Naßdeposition von Sulfat-Schwefel

Mittlere meeresbürtige nasse Deposition von SO ₄ -S	1987	1988	1989	1993	1994	1995
in t/a	16.712	21.513	21.285	15.854	16.238	16.599
in eq/ha	29,1	37,5	37,1	27,6	28,3	28,9
in kg/ha	0,47	0,60	0,59	0,44	0,45	0,46
in % der gesamten SO ₄ -S-Naßdeposition	2,8%	4,0%	4,7%	4,7%	5,1%	5,9%

7.2.2 Naßdeposition von Ammonium-Stickstoff (NH₄-N)

Das Jahresmittel der Nassen Deposition von Ammonium-Stickstoff (NH₄-N) hat sich im Zeitraum 1987 bis 1995 um 16% verringert (vgl. Abb. 7.2.2-1). Dies entspricht einem Rückgang der für die Gesamtfläche Deutschlands berechneten jährlichen Nassen Deposition von 240.333 t (1987) auf 201.365 t (1995), bzw. im Mittel von 6,71 kg/ha·a (1987) auf 5,62 kg/ha·a (1995). Von 1987 bis 1988 ist ein geringer Rückgang der mittleren nassen Ammoniumdeposition um ca. 3%, zwischen 1988 und 1989 ein leichter Anstieg um 2% zu beobachten. Zwischen 1989 und 1993 verringern sich die mittleren NH₄-N-Frachten um ca. 11%, bis 1994 um weitere 2% und bis 1995 um nochmals 3%.

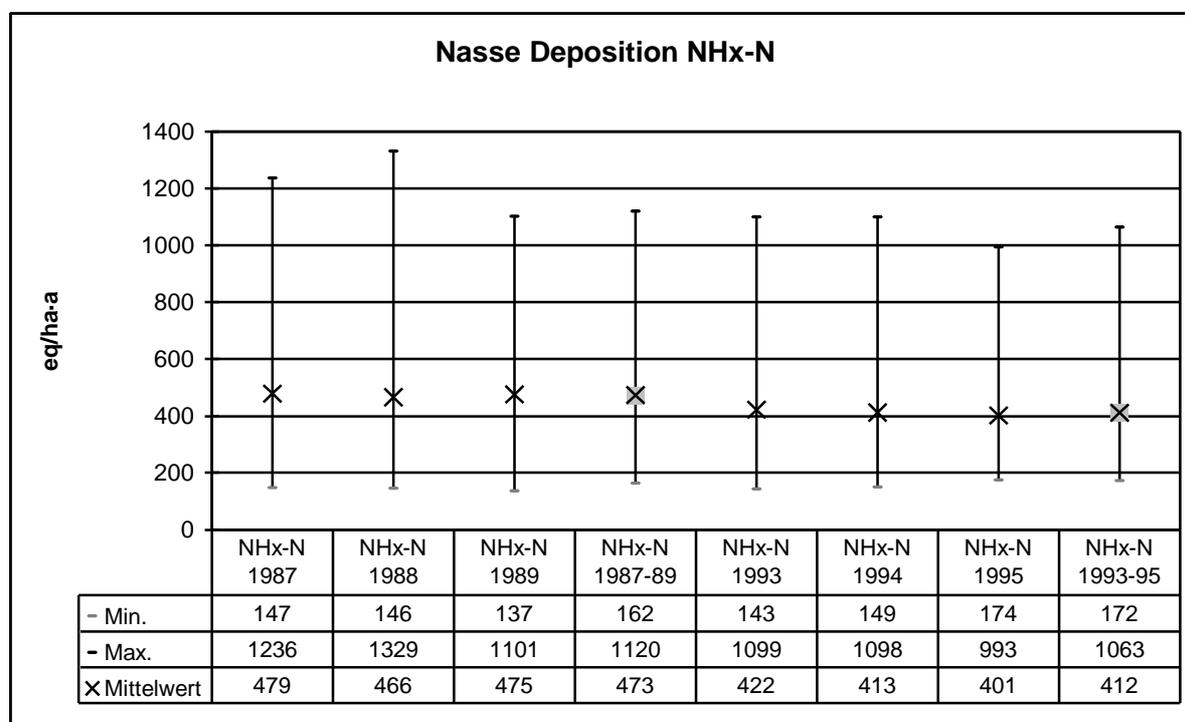


Abb. 7.2.2-1: Minimum, Maximum und Mittelwert der flächenhaften Naßdeposition von Ammonium-Stickstoff (NH₄-N) 1987 – 1989 und 1993 – 1995

Die Dynamik der nassen $\text{NH}_4\text{-N}$ -Deposition im betrachteten Zeitraum ist, gemessen an den mittleren Gesamtfrachten, nur verhältnismäßig schwach ausgeprägt. Allerdings verringern sich die Maximalwerte zwischen 1988 und 1995 deutlich und es zeigen sich in den Einzeljahren regionale Veränderungen. Im Wesentlichen bestehen diese in einem deutlichen Rückgang der naß deponierten $\text{NH}_4\text{-N}$ -Frachten in den Neuen Bundesländern und in Teilen Bayerns (vgl. Karte 7.2.2-1). Generell sind hohe Frachten in Gebieten intensiver Landwirtschaft einerseits und in höheren Mittelgebirgen andererseits vorherrschend.

Ammoniumeinträge über dem Durchschnitt 1987 sind im Westen und Norden Deutschlands (Nordrhein-Westfalen, Niedersachsen mit Bremen, Hamburg und Schleswig-Holstein, Mecklenburg-Vorpommern und Nordostbrandenburg) und im Südosten (Sachsen, Thüringen, Sachsen-Anhalt) zu beobachten, sowie in den Mittelgebirgen (Schwarzwald, Odenwald, den Keuperwaldbergen, Spessart, Röhn, Frankenalb, Fichtelgebirge, Thüringer Wald, Harz) und im Alpenvorland und Alpenraum. Die Eintragungssituation ist 1988 und 1989 ähnlich, wobei in Bayern höhere und in Sachsen-Anhalt Brandenburg und Thüringen unterdurchschnittliche Frachten häufiger auftreten.

In den Jahren 1993 bis 1995 liegen überdurchschnittliche Frachten weiterhin im Nordwesten Deutschlands vor (Schleswig-Holstein und Hamburg, Niedersachsen und Bremen, Nordrhein-Westfalen) sowie in Sachsen, den Mittelgebirgen und im Alpenvorland und Alpenraum.

7.2.2 Naßdeposition von Nitrat-Stickstoff ($\text{NO}_3\text{-N}$)

Das Jahresmittel der Nassen Deposition von Nitrat-Stickstoff ($\text{NO}_3\text{-N}$) hat sich im Zeitraum 1987 bis 1995 um 17% verringert (vgl. Abb. 7.2.3-1). Dies entspricht einem Rückgang der für die Gesamtfläche Deutschlands berechneten jährlichen Nassen Deposition von 178.274 t (1987) auf 148.224 t (1995), bzw. im Mittel von 4,98 kg/ha-a (1987) auf 4,14 kg/ha-a (1995). Im Verlauf der betrachteten Zeiträume ist von 1993 zum Jahr 1994 ein ganz leichter Anstieg der mittleren Nassen Deposition von Nitrat-Stickstoff um 1% zu verzeichnen.

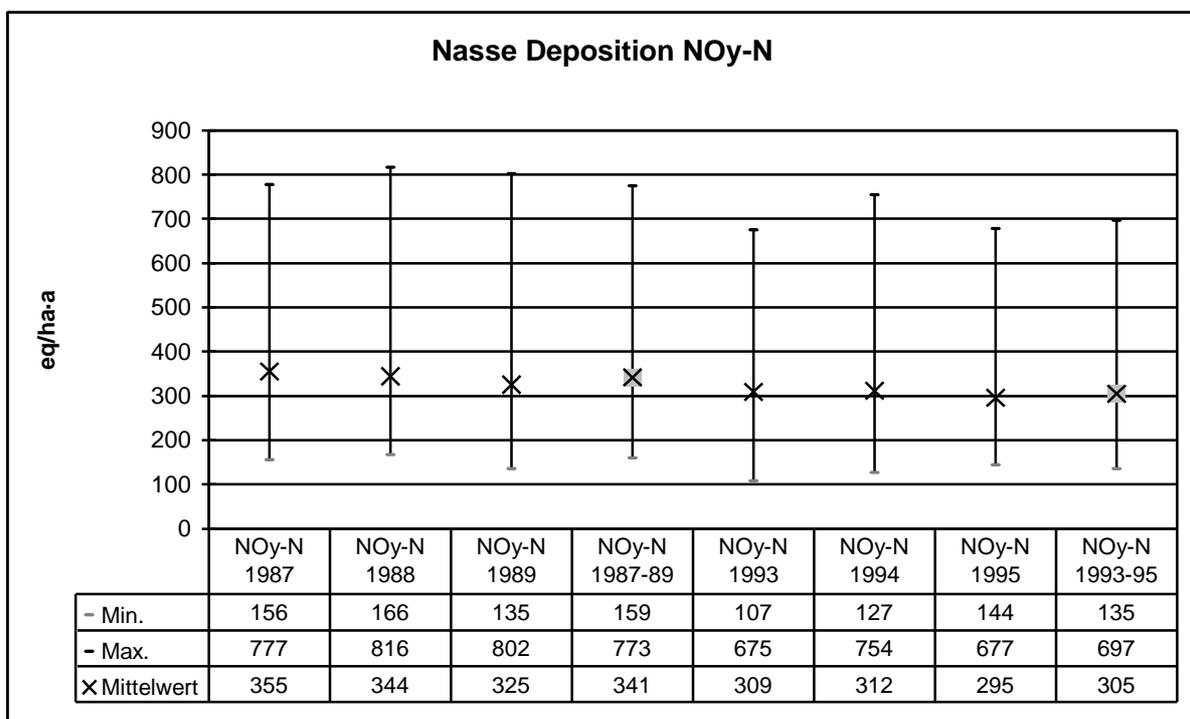


Abb. 7.2.3-1: Minimum, Maximum und Mittelwert der flächenhaften Naßdeposition von Nitrat-Stickstoff ($\text{NO}_3\text{-N}$) 1987-1989 und 1993-1995

Hinsichtlich des Verteilungsmusters der nassen Einträge von Nitrat-Stickstoff (Karte 7.2.3-1) sind flächenhaft überdurchschnittlich hohe Werte im Nordwesten (Nordrhein-Westfalen, Niedersachsen, Bremen, Hamburg, Schleswig-Holstein), der Mitte (Hessen, Thüringen, Nordbayern) und dem Osten Deutschlands (Sachsen) zu beobachten, wobei maximale Werte in allen Jahren deutlich in den Hochlagen der Mittelgebirge (vor allem im Harz, und z.B. Erzgebirge, Thüringer und Bayerischer Wald, Fichtelgebirge, Schwarzwald, Odenwald, Spessart, Rhön, Sauerland, Westerwald, Rothaargebirge) und im Allgäu, Alpenvorland und den Alpen auftreten. Unterdurchschnittliche Einträge sind dagegen flächenhaft im Südwesten und Nordosten Deutschlands vorherrschend.

Im zeitlichen Verlauf zeigt sich ein Rückgang von flächenhaft hohen Frachten, die im ersten Dreijahreszeitraum 1987 bis 1989 vorliegen, zu 1993 bis 1995 eher regional begrenzten, in den höheren Mittelgebirgen und im Norddeutschen Tiefland in niederschlagsreicheren Regionen in Niedersachsen, Schleswig-Holstein und Hamburg auftretende hohe nasse Einträge von Nitrat-Stickstoff. Im Mittel für die Gesamtfläche Deutschlands betragen die Verringerungen der naß deponierten Nitratreinträge zwischen 1987 und 1989 8%, zwischen 1989 und 1993 5% und zwischen 1993 und 1995 4%.

7.2.4 Naßdeposition von Gesamtstickstoff ($N = NO_3-N + NH_4-N$)

Das Jahresmittel der Nassen Deposition von Gesamt-Stickstoff ($N = NO_3-N + NH_4-N$) hat sich im Zeitraum 1987 bis 1995 um 16% verringert (vgl. Abb. 7.2.4-1). Dies entspricht einem Rückgang der für die Gesamtfläche Deutschlands berechneten jährlichen Nasse Deposition von 418.607 t (1987) auf 349.589 t (1995), bzw. im Mittel von 11,79 kg/ha-a (1987) auf 9,76 kg/ha-a (1995).

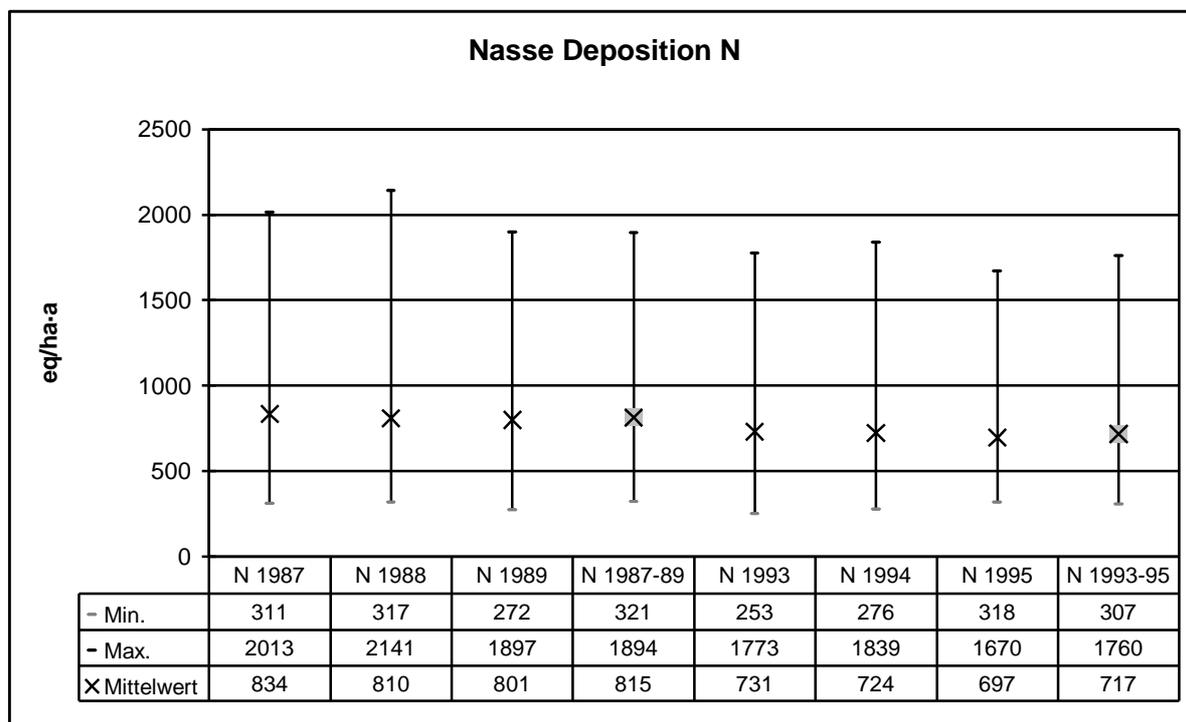


Abb. 7.2.4-1: Minimum, Maximum und Mittelwert der flächenhaften Naßdeposition von Gesamtstickstoff (N) 1987-1989 und 1993-1995

Überdurchschnittlich hohe Einträge von Gesamt-Stickstoff sind in allen betrachteten Jahren in Nordwestdeutschland (Nordrhein-Westfalen, Niedersachsen, Bremen, Hamburg und Schleswig-Holstein), Ostdeutschland (Sachsen und Thüringen) und den Gebirgsregionen in der Mitte und dem Süden Deutschlands zu beobachten (Karte 7.2.4-1). Unterdurchschnittlich sind die Einträge dagegen im Südwesten (überwiegend im Saarland, Rheinland-Pfalz, im südwestlichen Hessen und in Baden-

Württemberg mit Ausnahme des Schwarzwaldes, Teilen der Ostalb, des Odenwaldes und des Schwäbisch-Fränkischen Waldes) und im westlichen Bayern sowie im Nordosten Deutschlands (Mecklenburg-Vorpommern, Brandenburg, Berlin, Sachsen-Anhalt). Der Rückgang der nassen Depositionsfrachten beträgt zwischen 1987 und 1989 im Mittel 4%, zwischen 1989 und 1993 9% und zwischen 1993 und 1995 5%.

Die Mittleren Anteile von Nitrat- und Ammonium-Stickstoff am Gesamtstickstoff liegen in allen betrachteten Jahren bei 41% bis 43% $\text{NO}_3\text{-N}$ bzw. 57% bis 59% $\text{NH}_4\text{-N}$ (Tab.7.2.4-1).

Tab. 7.2.4-1: Mittlere Anteile von naßdeponiertem Nitrat- ($\text{NO}_3\text{-N}$) und Ammonium-Stickstoff ($\text{NH}_4\text{-N}$) an Gesamt-Stickstoff (N)

	1987	1988	1989	1993	1994	1995
Mittlerer Anteil von $\text{NO}_3\text{-N}$ an N	43%	43%	41%	42%	43%	42%
Mittlerer Anteil von $\text{NH}_4\text{-N}$ an N	57%	57%	59%	58%	57%	58%
<i>zusammen:</i>	100%	100%	100%	100%	100%	100%

Allerdings bestehen regional größere Unterschiede der Ammonium- und Nitratanteile am Gesamtstickstoff. Karten 7.2.4-2 und 7.2.4-3 zeigen dies zusammenfassend für die beiden Dreijahreszeiträume 1987-89 und 1993-95. In beiden Zeiträumen dominieren überdurchschnittliche $\text{NH}_4\text{-N}$ -Anteile (über 59% bzw. 57%) in den Regionen insgesamt hoher Gesamtstickstoff Naßdeposition, während umgekehrt in Regionen höherer Nitrat-Stickstoffanteile (über 40% bzw. 43%) die nasse Deposition von Gesamtstickstoff überwiegend unter dem Bundesdurchschnitt liegt. Die höheren Einträge in den Hochlagen der (Mittel-)Gebirge liegen dagegen überwiegend im Bereich durchschnittlicher bis überdurchschnittlich hoher Nitratanteile. Nur bei den Gebirgszügen an der Mittelgebirgsschwelle (Weserbergland, Harz, Erzgebirge) setzt sich der naßdeponierte Gesamtstickstoffeintrag aus durchschnittlichen bis überdurchschnittlich hohen Ammoniumanteilen und unterdurchschnittlichen Nitratanteilen zusammen.

7.2.5 Naßdeposition von Chlor ($\text{Cl}_{(\text{ssc})}$)

Der naß deponierte Input von Cl ist zum größten Teil meerbürtig. Der nicht aus dem Seesalz stammende $\text{Cl}_{(\text{ssc})}$ Anteil wird auf anthropogene HCl-Emissionen zurückgeführt und ist damit Bestandteil des Gesamtsäure-Inputs in Ökosysteme (UMWELTBUNDESAMT 1996).

Das Jahresmittel der Nassen Deposition von Chlor_(ssc) hat sich im Zeitraum 1987 bis 1995 um 71% verringert (vgl. Abb. 7.2.5-1). Dies entspricht einem Rückgang der für die Gesamtfläche Deutschlands berechneten jährlichen Nassen Deposition von 61.416 t (1987) auf 17.919 t (1995), bzw. im Mittel von 1,72 kg/ha·a (1987) auf 0,50 kg/ha·a (1995).

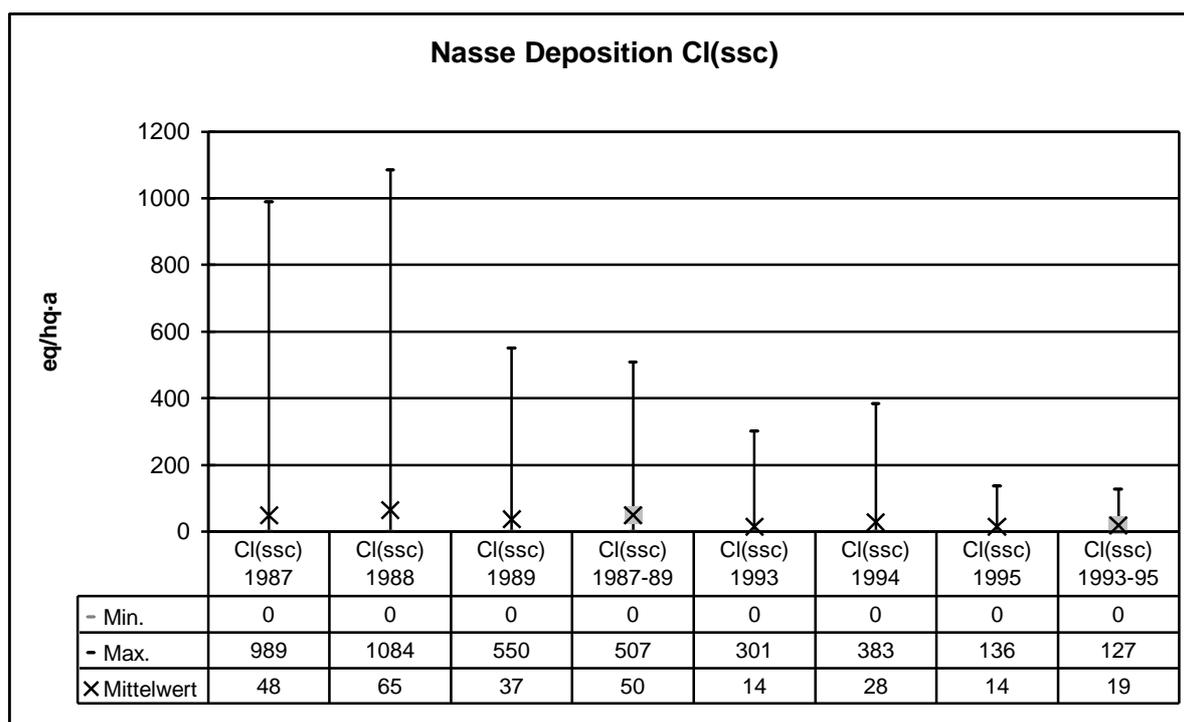


Abb. 7.2.5-1: Minimum, Maximum und Mittelwert der flächenhaften Naßdeposition von seesalzkorrigiertem Chlor ($Cl_{(ssc)}$) 1987-1989 und 1993-1995

Die Dynamik des Rückgangs der nassen $Cl_{(ssc)}$ Deposition ist im betrachteten Zeitraum generell gekennzeichnet durch eine starke Verminderung der Maximalwerte. Die mittlere $Cl_{(ssc)}$ Fracht steigt von 1987 bis 1988 um 35% an. Zwischen 1988 und 1989 vermindert sich die mittlere $Cl_{(ssc)}$ Fracht wieder um 43%, zwischen 1989 und 1993 ist eine Verminderung um 62% zu beobachten. Von 1993 bis 1994 verdoppelt sich die mittlere $Cl_{(ssc)}$ Fracht von 14 auf 28 eq/ha-a und sinkt im Folgejahr 1995 um den gleichen Betrag wieder auf 14 eq/ha-a.

Das Bild der Verteilung der $Cl_{(ssc)}$ Naßdeposition (Karte 7.2.5-1) ist verhältnismäßig uneinheitlich in den betrachteten Einzeljahren. Lediglich im Osten (Altmark, Nordbrandenburg und westliches Mecklenburg-Vorpommern) und im äußersten Westen Deutschlands (Münsterland und Saarland, Eifel, Kölner Bucht) und zum Teil im Süden (Allgäu und Alpenvorland) treten regelmäßiger überdurchschnittliche Werte auf. Diese sind sicherlich auf in der Atmosphäre vorhandene HCl-Konzentrationen zurückzuführen.

Das Verhältnis der meersbürtigen Naßdeposition zur Gesamten Cl Naßdeposition (Tab. 7.2.5-1) steigt im Mittel – mit Ausnahme des Jahre 1988 und 1994 – von 84,6% 1987 auf 94,8% 1995 an. Dies entspricht einer Verringerung des anthropogenen Anteils ($Cl_{(ssc)}$) an der naßdeponierten Cl Gesamtfracht von 15,4% 1987 auf nur 5,2% - und damit einer Verminderung der anthropogenen HCl-Immissionen in entsprechender Größenordnung.

Tab. 7.2.5-1: Mittlere meeresbürtige Fraktion der Naßdeposition von Chlor

Mittlere meeresbürtige nasse Deposition von Cl	1987	1988	1989	1993	1994	1995
in t/a	337.188	433.841	365.498	307.990	321.567	327.320
in eq/ha	265,6	341,8	287,9	242,6	253,3	357,9
in kg/ha	9,42	12,12	10,21	8,60	8,98	9,14
in % der gesamten Cl-Naßdeposition	84,6%	84,0%	88,6%	94,5%	90,0%	94,8%

7.2.6 Naßdeposition potentieller Säure ($AC_{pot} = S_{(ssc)} + N + Cl_{(ssc)}$)

Das Jahresmittel der Nassen Deposition von potentieller Säure ($=S_{(ssc)} + N + Cl_{(ssc)}$) hat sich im Zeitraum 1987 bis 1995 um 38% verringert (vgl. Abb. 7.2.6-1). Dies entspricht einem Rückgang um 723 eq/ha-a von 1896 (1987) auf 1173 eq/ha-a (1995).

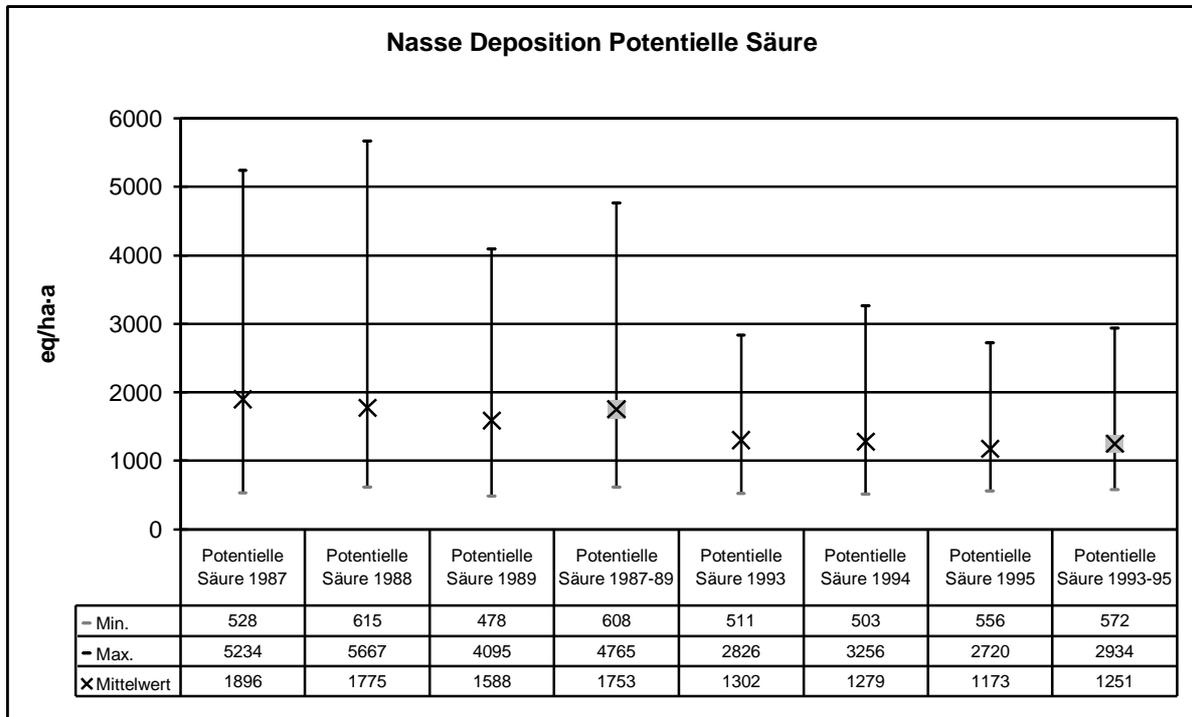


Abb. 7.2.6-1: Minimum, Maximum und Mittelwert der flächenhaften Naßdeposition von potentieller Säure ($AC_{pot} = S_{(ssc)} + N + Cl_{(ssc)}$) 1987-1989 und 1993-1995

Überdurchschnittliche Einträge potentieller Säure sind in allen Jahren des betrachteten Zeitraums im Nordwesten (Schleswig-Holstein, Hamburg, Bremen und Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen) und Osten Deutschlands (Sachsen, Brandenburg, Sachsen-Anhalt, Thüringen, Bayern) sowie in den übrigen Mittelgebirgsregionen und im Alpenraum zu beobachten (vgl. Karte 7.2.6-1).

Die Dynamik der zeitlichen Entwicklung der Naßdeposition von potentieller Säure ist in erster Linie gekennzeichnet durch eine deutliche Verminderung der Maximalwerte zwischen dem ersten (1987-89) und zweiten Dreijahreszeitraum (1993-95). Hierfür ist die starke Verminderung der $S_{(ssc)}$ -Frachten wesentlicher Grund, während die Verminderung der beiden Stickstoffkomponenten NH_4 -N und NO_3 -N dagegen weitaus geringer ausfällt.

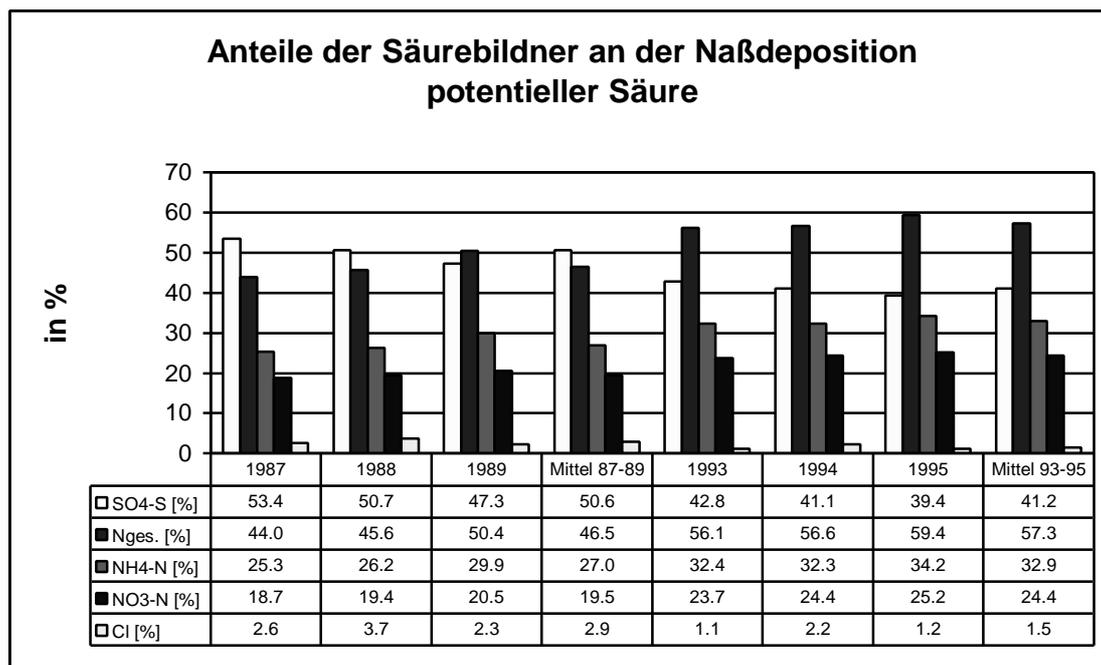


Abb. 7.2.6-2: Mittlere Anteile von $S_{(ssc)}$, N und $Cl_{(ssc)}$ an der flächenhaften Naßdeposition von potentieller Säure ($AC_{pot} = S_{(ssc)} + N + Cl_{(ssc)}$) 1987-1989 und 1993-1995

Tab. 7.2.6-1: Mittlere Anteile von naß deponiertem Schwefel ($SO_4-S_{(ssc)}$), Gesamtstickstoff (N), Nitrat- (NO_3-N) und Ammonium-Stickstoff (NH_4-N) und Chlor ($Cl_{(ssc)}$) an potentieller Säure (AC_{pot})

	1987	1988	1989	Mittel 87-89	1993	1994	1995	Mittel 93-95
Mittlerer Anteil von $SO_4-S_{(ssc)}$ an AC_{pot}	53,4%	50,7%	47,3%	50,6%	42,8%	41,1%	39,4%	41,2%
Mittlerer Anteil von N an AC_{pot}	44,0%	45,6%	50,4%	46,5%	56,1%	56,6%	59,4%	57,3%
Mittlerer Anteil von NO_3-N an AC_{pot}	18,7%	19,4%	20,5%	19,5%	23,7%	24,4%	25,2%	24,4%
Mittlerer Anteil von NH_4-N an AC_{pot}	25,3%	26,2%	29,9%	27,0%	32,4%	32,3%	34,2%	32,9%
Mittlerer Anteil von $Cl_{(ssc)}$ an AC_{pot}	2,6%	3,7%	2,3%	2,9%	1,1%	2,2%	1,2%	1,5%
Zusammen:	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%

Die Anteile von $S_{(ssc)}$, Gesamtstickstoff (N) und dessen Komponenten NO_3-N und NH_4-N sowie Cl sind in Abbildung 7.2.6-2 und Tabelle 7.2.6-1 aufgeführt. Während der $S_{(ssc)}$ -Anteil an der potentiellen Säure in den ersten drei Jahren des Kartierungszeitraumes (1987-89) im Mittel 50,6% beträgt, sinkt er im jüngeren Dreijahreszeitraum auf 41,2% ab. Der Gesamtstickstoffanteil liegt im Dreijahresmittel 1987-89 bei 46,5% und trägt mit 57,3% im Mittel für 1993-95 deutlich mehr als die Hälfte zur nassen Säuredeposition bei. Die im Vergleich mit den nassen $S_{(ssc)}$ -Frachten geringe Abnahme der N-Frachten bei nahezu gleichbleibenden Anteilen von NO_3-N und NH_4-N am Gesamtstickstoff (vgl. Tab. 7.2.4-1) schlägt sich in den im Lauf der Zeit stetig steigenden mittleren Anteilen dieser beiden Stickstoffkomponenten an der potentiellen Säure nieder (s. Tab. 7.2.6-1). Der mittlere Anteil von Cl an AC_{pot} ist verhältnismäßig gering und fällt im Dreijahresmittel von 2,9% 1987-98 auf 1,5% 1993-95.

Regional verteilen sich die Anteile bzw. mischen sich die sich Komponenten der potentiellen Säure in der Naßdeposition in unterschiedlicher Größenordnung. In Karte 7.2.6-2 und 7.2.6-3 sind die Mittlere

Anteile von $S_{(ssc)}$, NO_3-N und NH_4-N an der potentiellen Säure in den beiden Dreijahreszeiträumen 1987-89 und 1993-95 dargestellt. Auf die Abbildung der im Verhältnis zu diesen Komponenten geringen Anteile (s. Tab. 7.2.6-1 und Abb. 7.2.6-2) von $Cl_{(ssc)}$ wurde hierbei verzichtet.

Im Mittel 1987-89 (Karte 7.2.6-2) dominiert $S_{(ssc)}$ (Anteil > 50 - 71%) in der nassen Säuredeposition im Gebiet der ehemaligen DDR bis auf einige Teilgebiete in Mecklenburg-Vorpommern, Sachsen-Anhalt und Brandenburg nahezu flächendeckend sowie im Gebiet von Rheinland und Kölner Bucht, dem Großraum Frankfurt a. M. und Südostniedersachsen. In den übrigen Gebieten überwiegen N-Anteile die $S_{(ssc)}$ -Anteile in der Naßdeposition von AC_{pot} (Anteil von $SO_4-S_{(ssc)} < 50\%$). Mit 60% bis knapp unter 70% deutlich hohe N-Anteile an AC_{pot} werden in Nordwestdeutschland und den südlichen Teilen Baden-Württembergs und Bayerns eingetragen. Dies sind die Gebiete, in denen zugleich der NH_4 -Anteil an der N-Naßdeposition den NO_3 -Anteil deutlich überwiegt (vgl. Karte 7.2.4-2 und 7.2.4-3).

Im Mittel der Jahre 1993-95 (Karte 7.2.6-3) dominiert der $S_{(ssc)}$ -Anteil an AC_{pot} nur im Rhein-Neckar Raum mit einem Anteil von 50%-54%; N-Anteile liegen hier bei 43 - 50% und Cl-Anteile bei bis zu 2%. Im übrigen Deutschland liegt der Mittlere naß deponierte $S_{(ssc)}$ -Anteil an AC_{pot} zwischen 34% und 50%, die N-Anteile liegen entsprechend bei 50%-65%. $Cl_{(ssc)}$ -Anteile tragen bis zu 8% zur Naßdeposition von AC_{pot} bei.

7.2.7 Naßdeposition potentieller Netto-Säure ($AC_{pot(net)} = (S_{(ssc)} + N + Cl_{(ssc)}) - (BC_{(ssc)})$)

Als potentielle Netto-Säure wird der um den Eintrag basischer Kationen verringerte Säureeintrag bezeichnet ($AC_{pot(net)} = (S_{(ssc)} + N + Cl_{(ssc)}) - (BC_{(ssc)})$). Das Jahresmittel der Nassen Deposition von potentieller Netto-Säure hat sich im Zeitraum 1987 bis 1995 um 31% verringert (vgl. Abb. 7.2.7-1). Dies entspricht einem Rückgang um 470 eq/ha-a von 1492 (1987) auf 1022 eq/ha-a (1995).

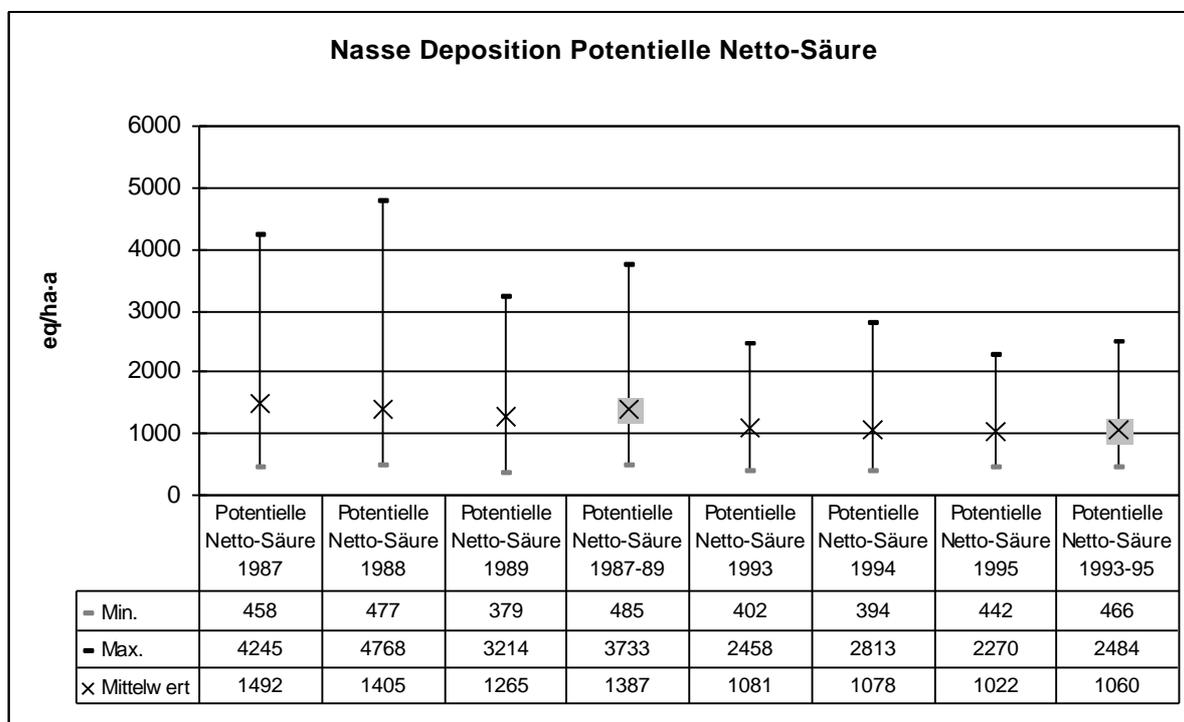


Abb. 7.2.7-1: Minimum, Maximum und Mittelwert der flächenhaften Naßdeposition potentieller Netto-Säure ($AC_{pot(net)} = (S_{(ssc)} + N + Cl_{(ssc)}) - (BC_{(ssc)})$) 1987-1989 und 1993-1995

Die Säureneutralisation durch den nassen Eintrag basischer Kationen ($BC_{(ssc)} = Ca_{(ssc)} + K_{(ssc)} + Mg_{(ssc)}$) liegt im Bearbeitungszeitraum im Mittel zwischen 12% (1995) und 20% (1987 und 1988) der Einträge potentieller Säure (Abb. 7.2.7-2).

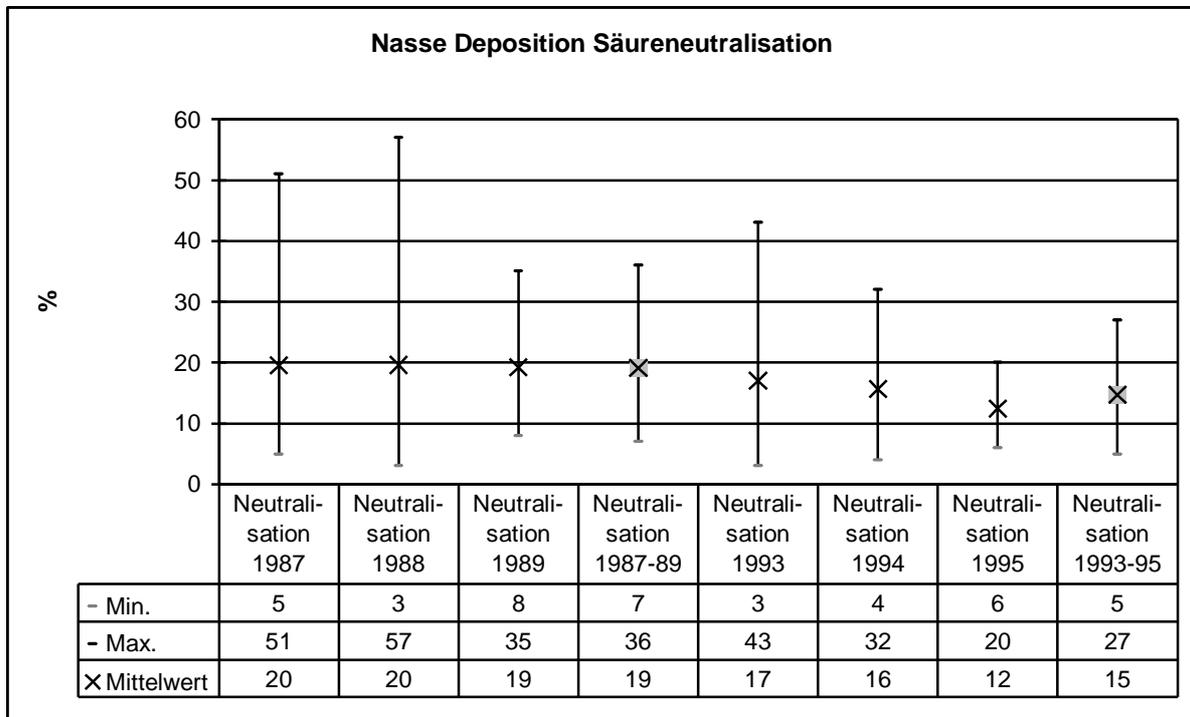
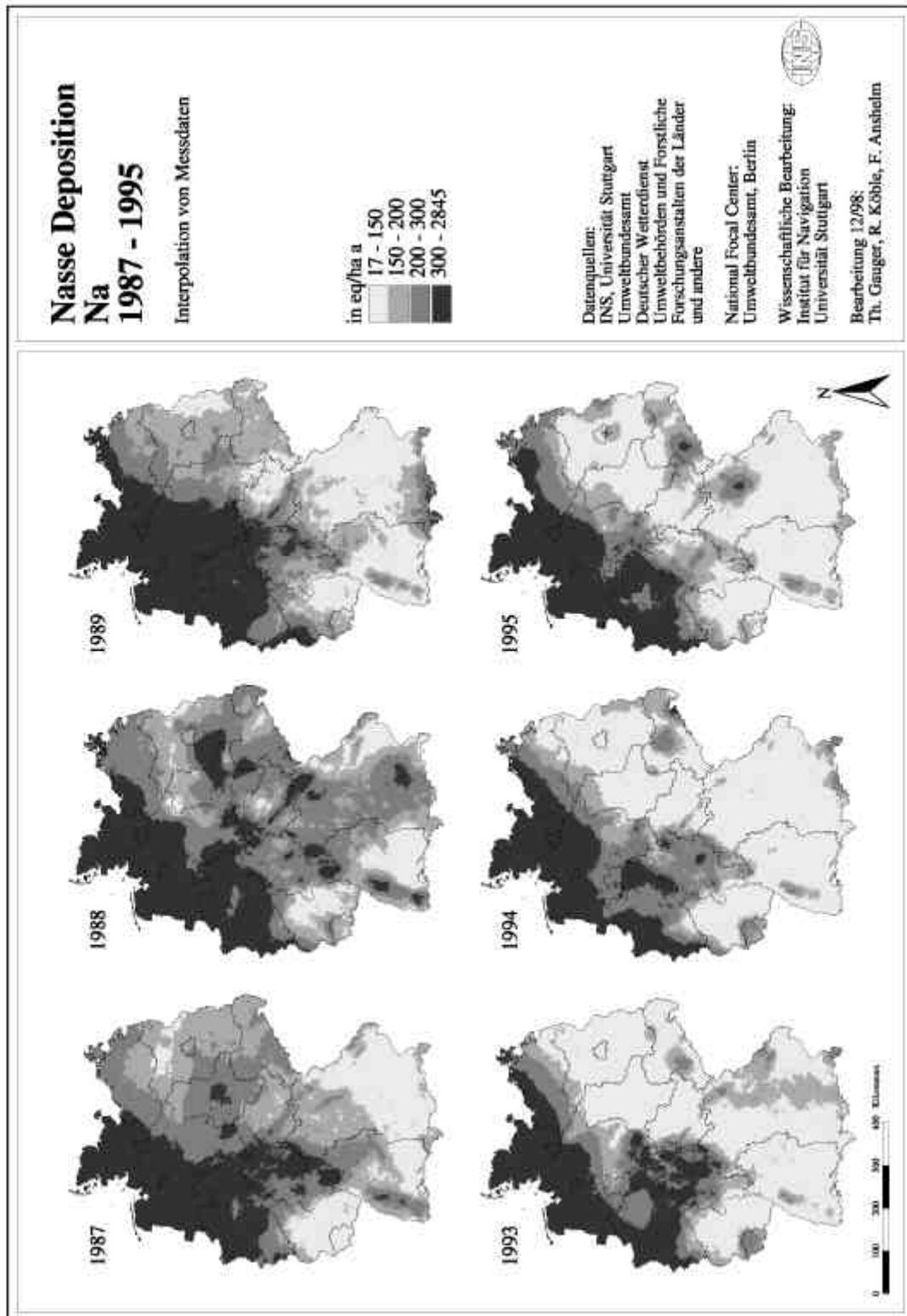


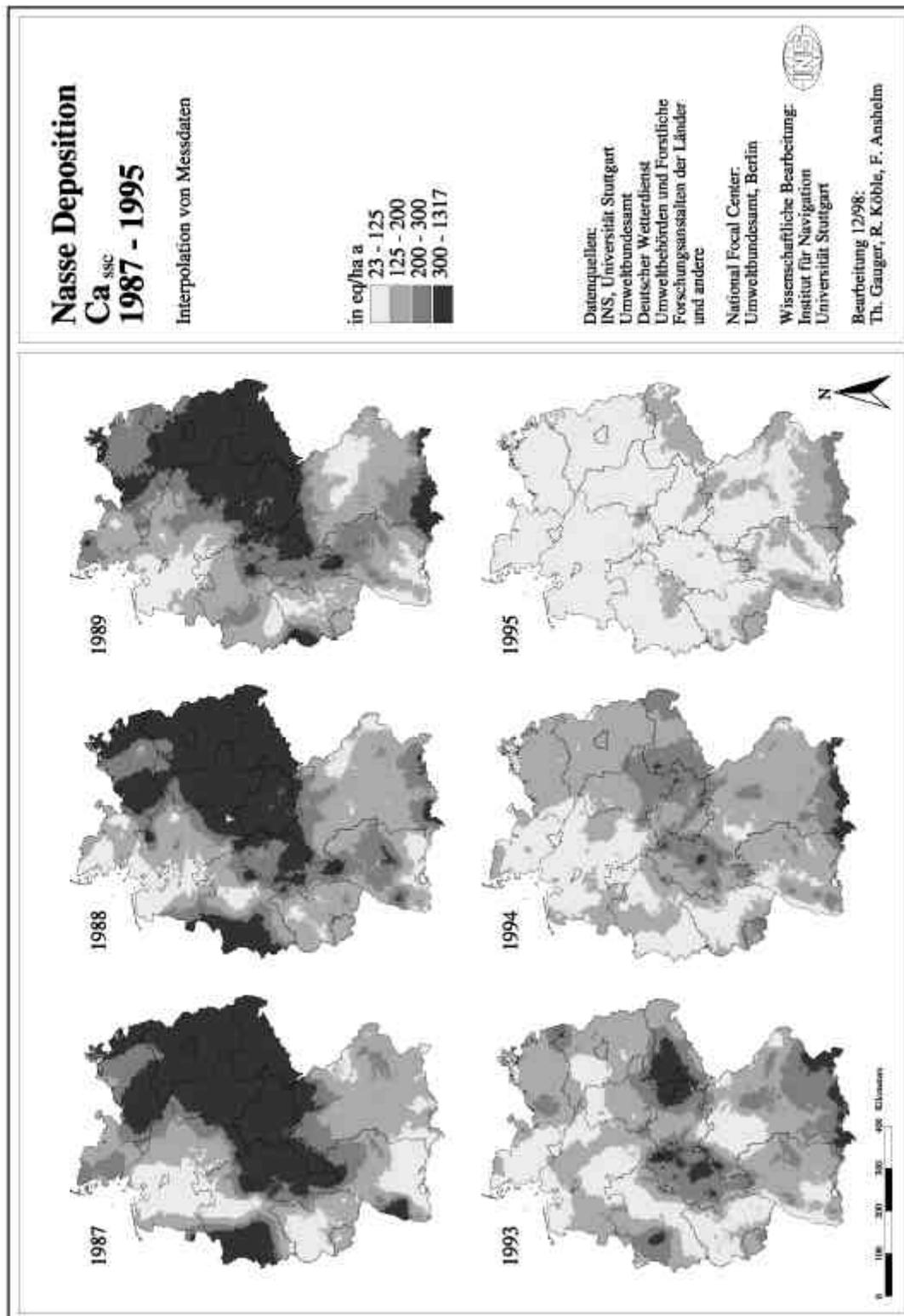
Abb. 7.2.7-2: Minimum, Maximum und Mittelwert der Säureneutralisation durch basische Kationen in der Naßdeposition 1987-1989 und 1993-1995

In Karte 7.2.7-1 sind die flächenhaften Einträge potentieller Netto-Säure in den einzelnen Jahren 1987-1989 und 1993-1995 abgebildet. Im Wesentlichen entspricht das räumliche Muster dem der Einträge der potentiellen Säure (vgl. Karte 7.2.6-1). Karte 7.2.7-2 stellt die Säureneutralisation durch basische Kationen in den jeweiligen Jahren dar.

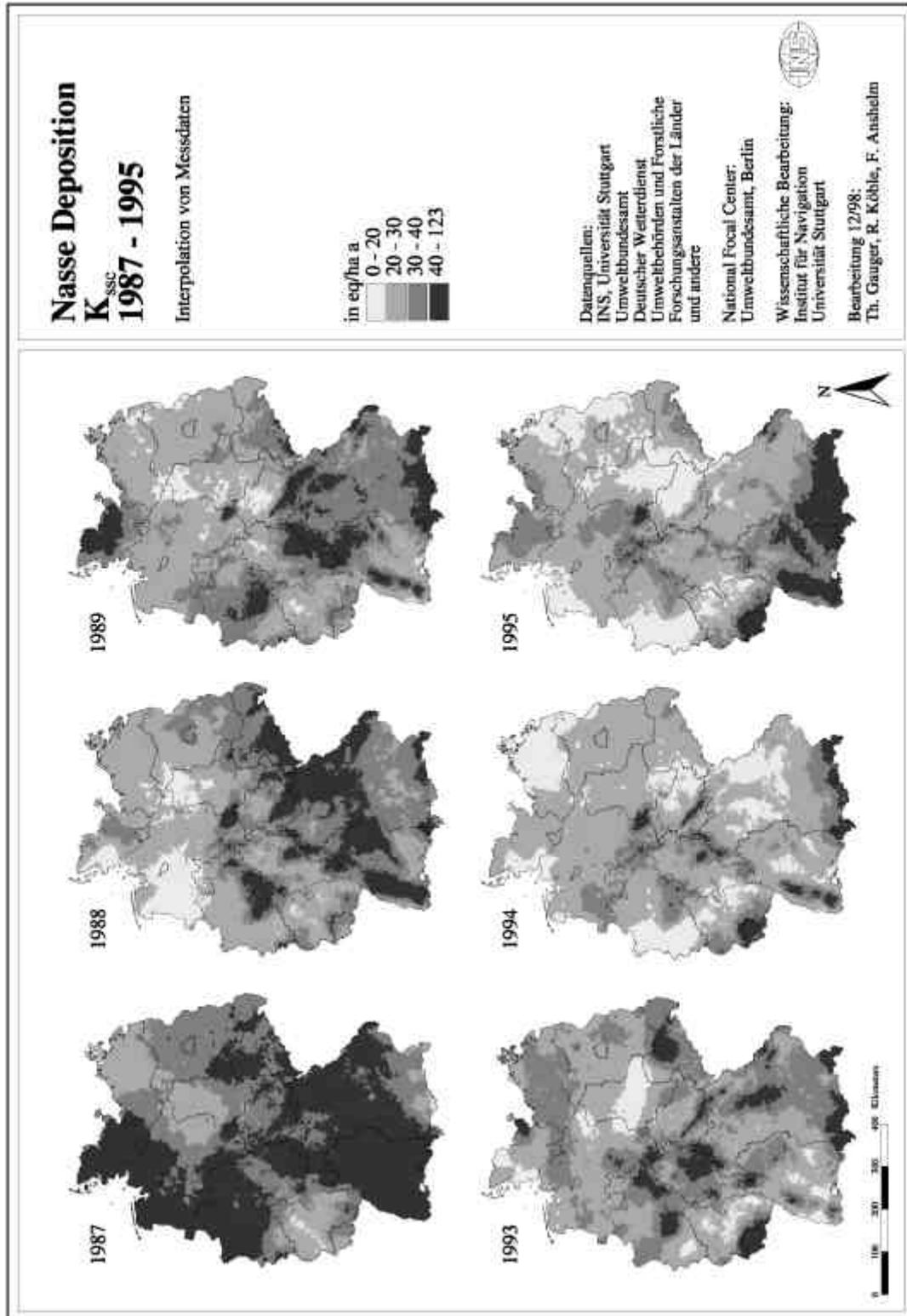
Kartenteil Naßdeposition

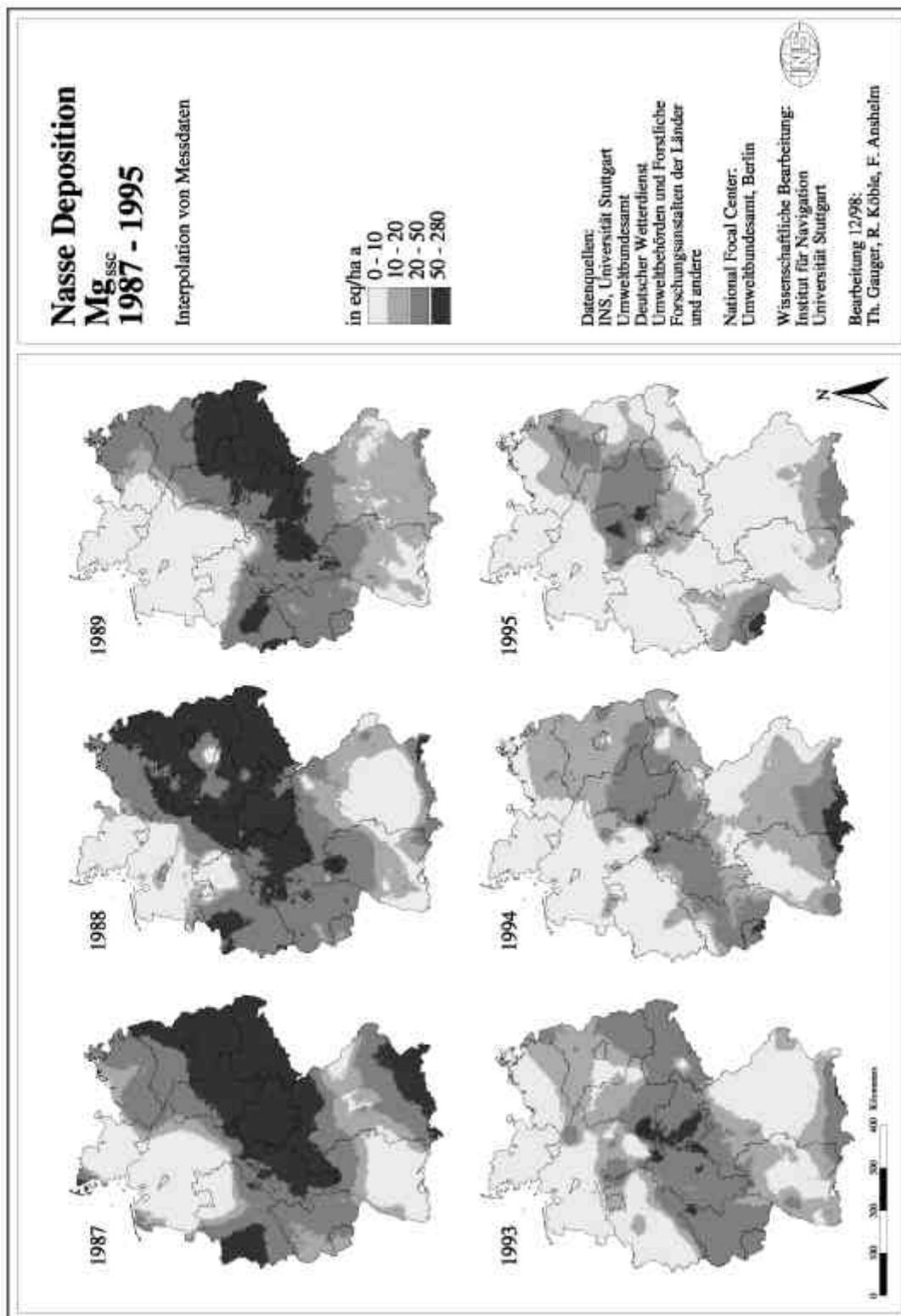
Karten 7.1.1-1 Naßdeposition von Natrium (Na)



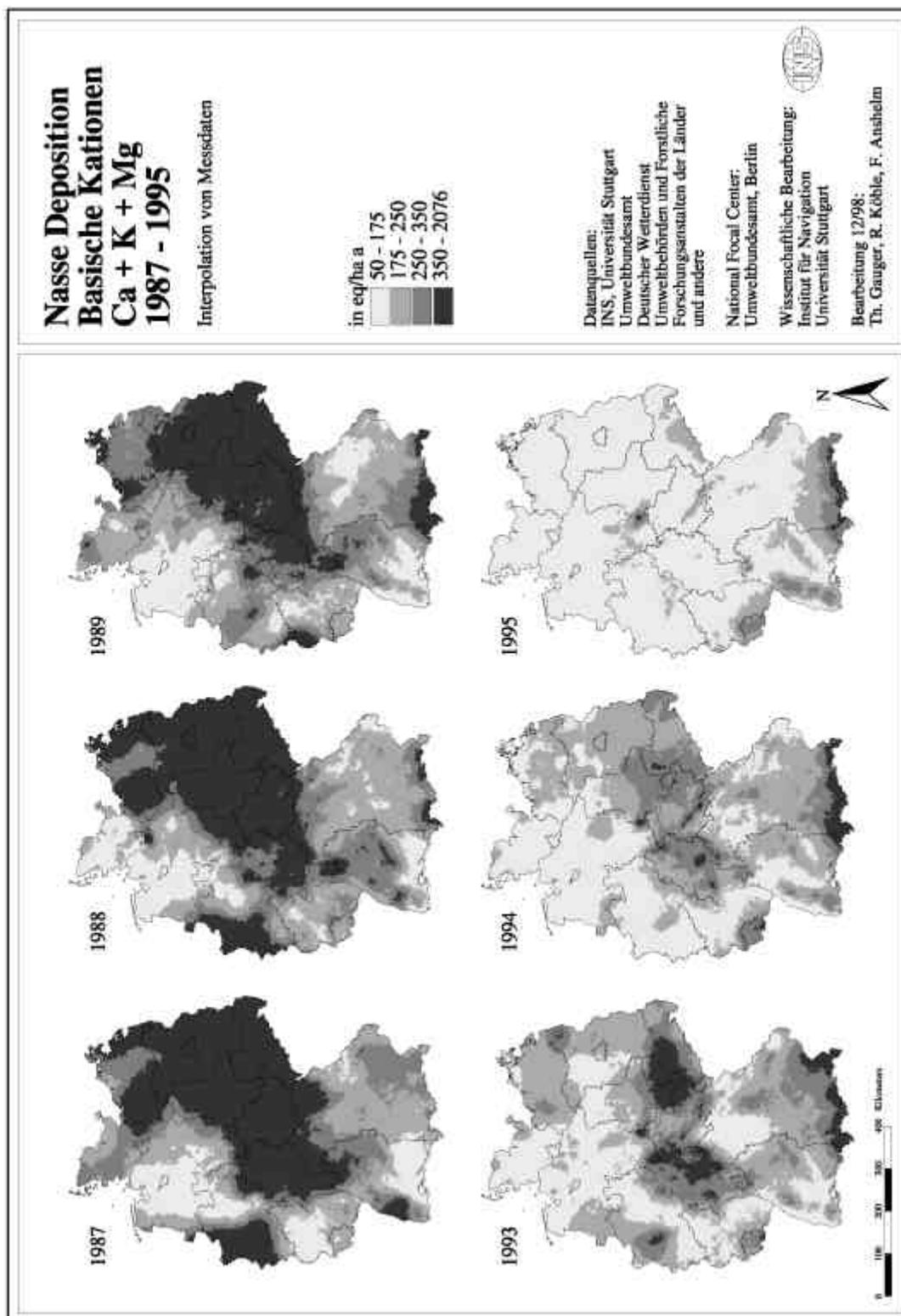
Karten 7.1.2-1 Naßdeposition von Kalzium (Ca_{ssc})

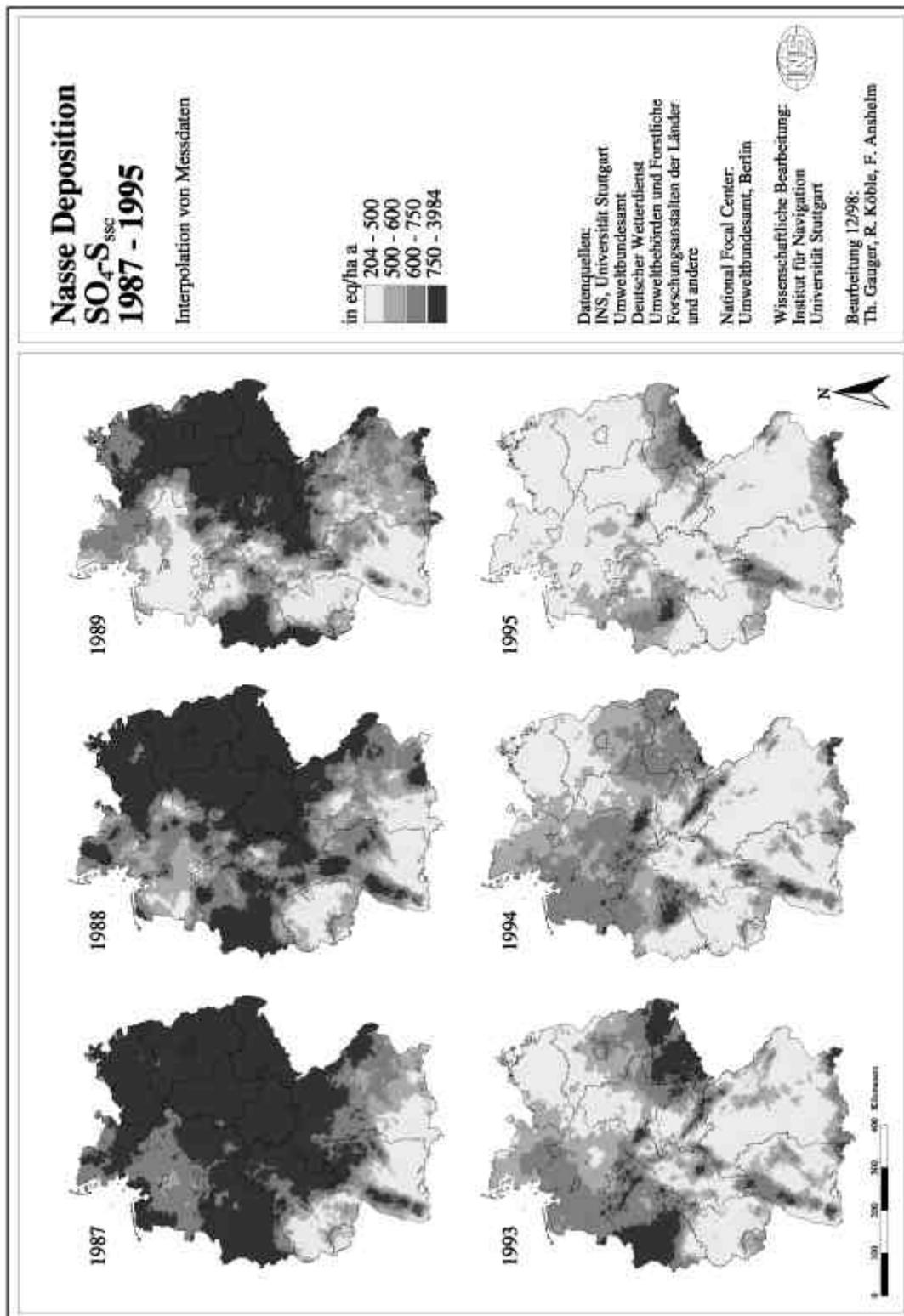
Karten 7.1.3-1 Naßdeposition von Kalium ($K_{(ssc)}$)



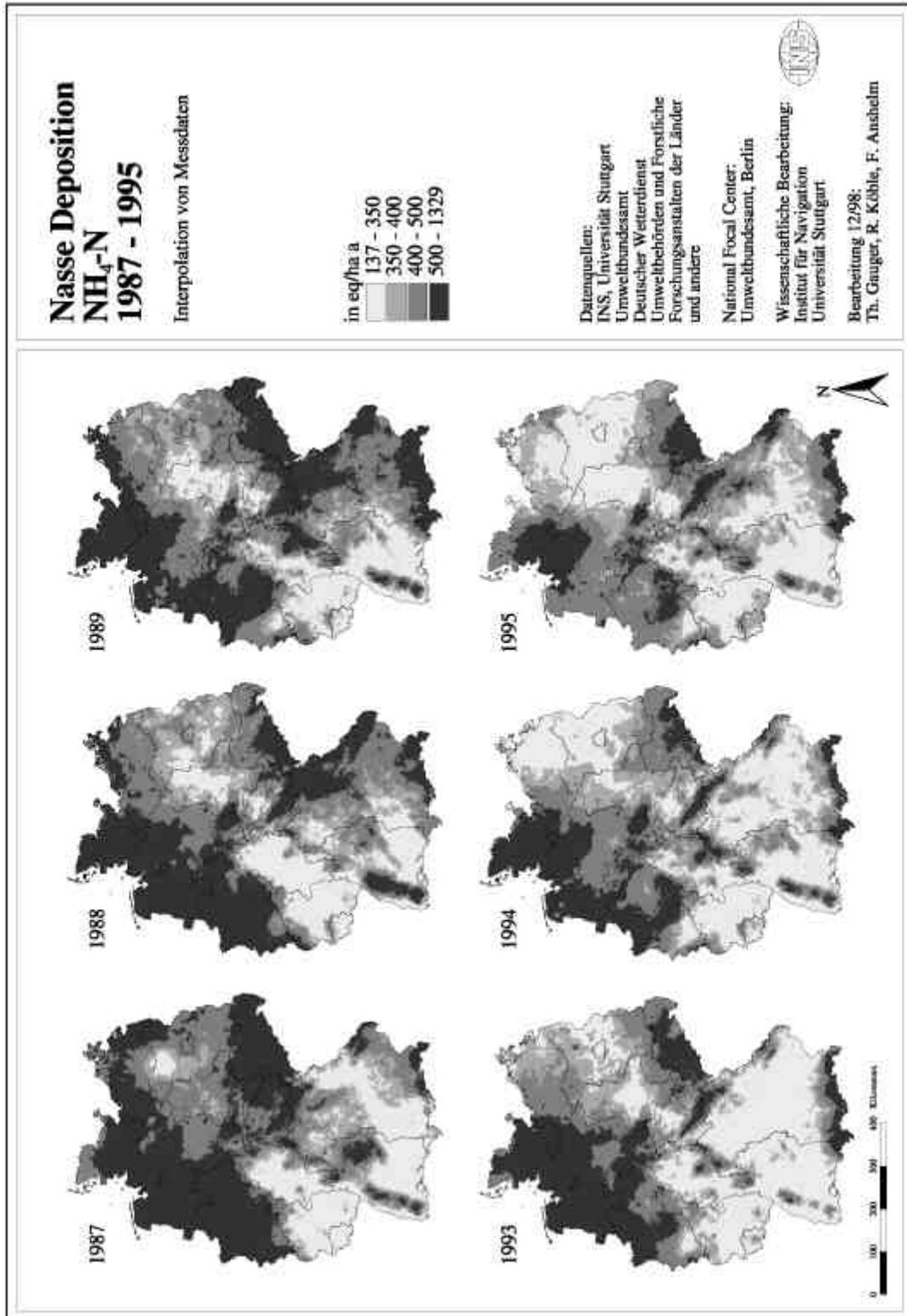
Karten 7.1.4-1 Naßdeposition von Magnesium ($Mg_{(ssc)}$)

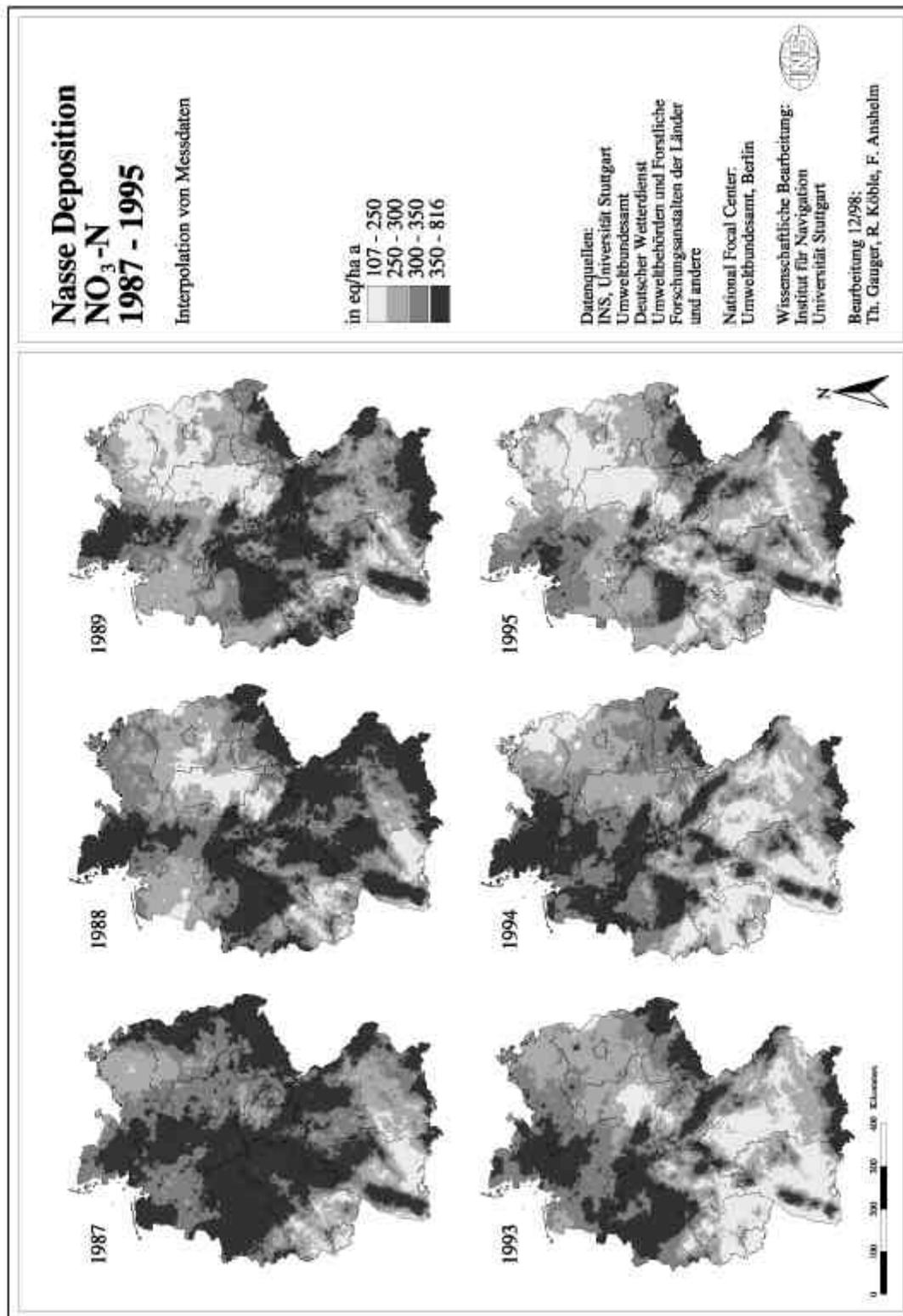
Karten 7.1.5-1 Naßdeposition der Summe basischer Kationen
 $(BC_{(ssc)} = Ca_{(ssc)} + K_{(ssc)} + Mg_{(ssc)})$



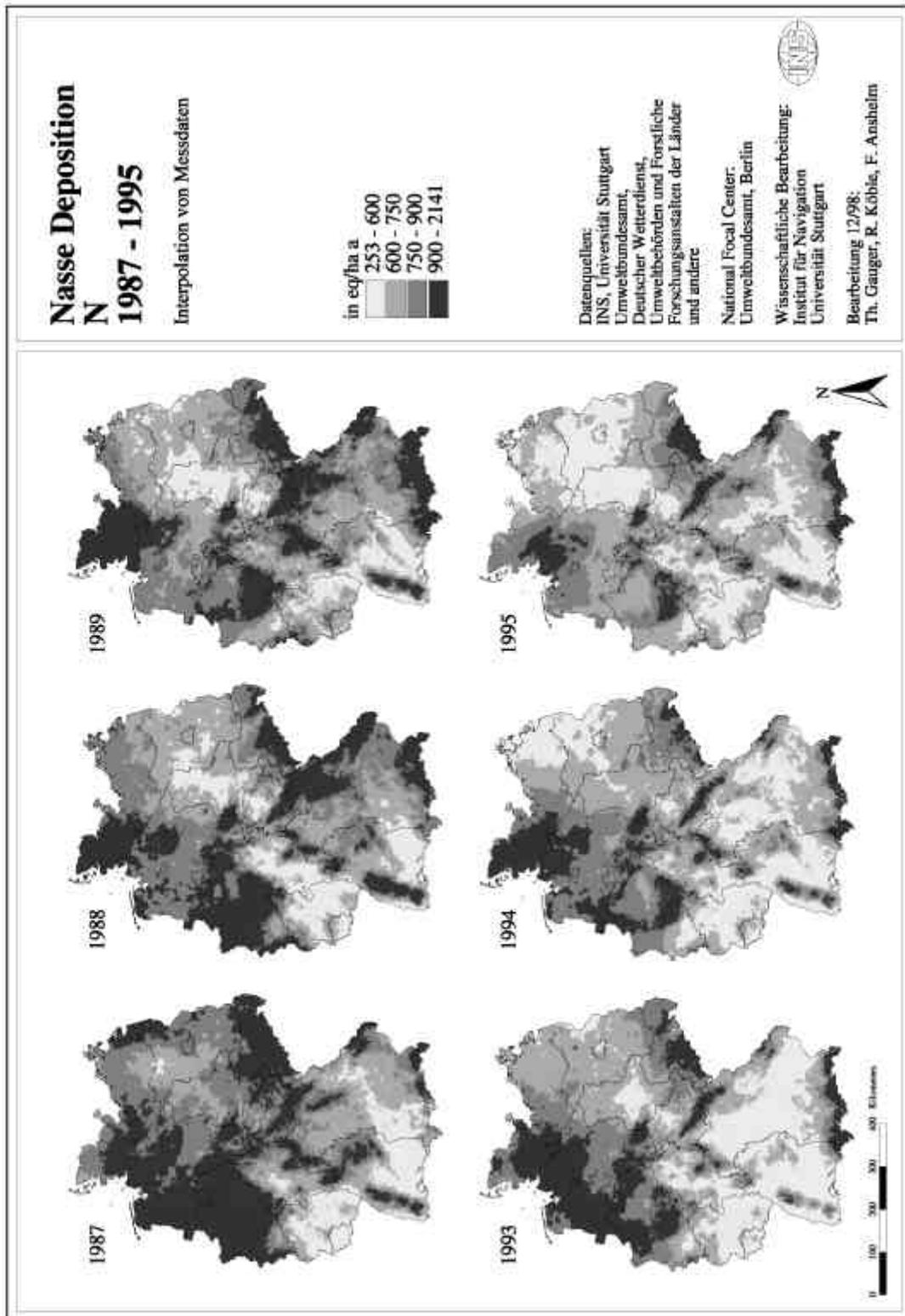
Karten 7.2.1-1 Naßdeposition von Schwefel ($\text{SO}_4\text{-S}_{(\text{ss})}$)

Karten 7.2.2-1 Naßdeposition von Ammonium-Stickstoff (NH₄-N)

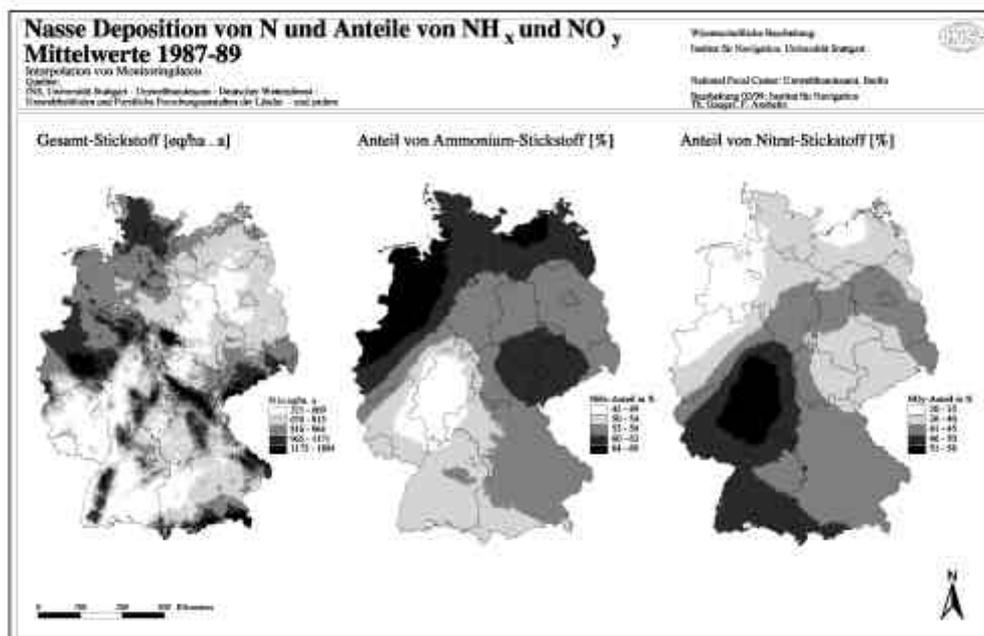


Karten 7.2.3-1 Naßdeposition von Nitrat-Stickstoff ($\text{NO}_3\text{-N}$)

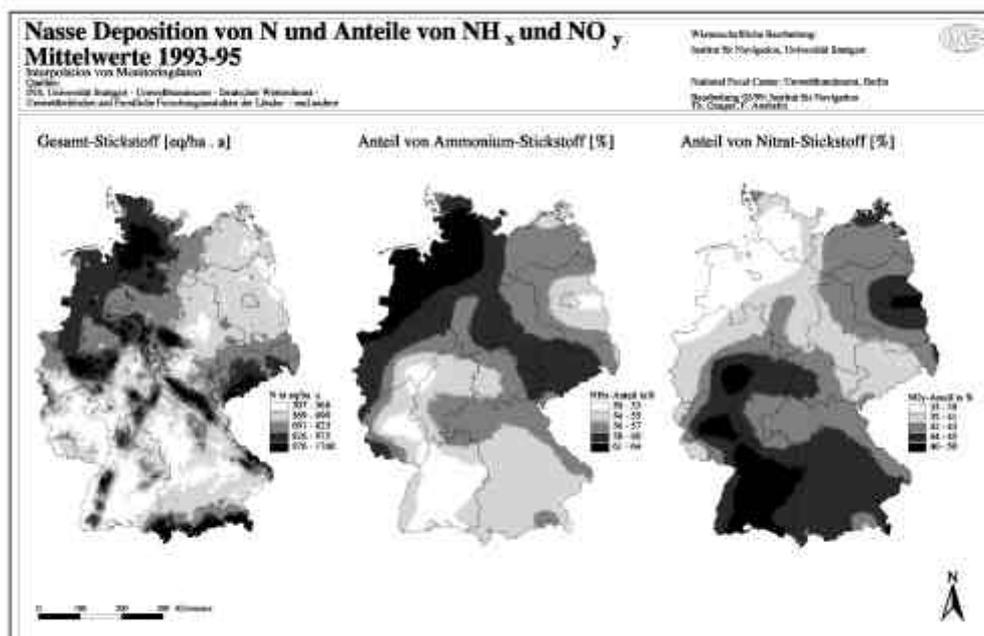
Karten 7.2.4-1 Naßdeposition von Gesamtstickstoff ($N = NO_3-N + NH_4-N$)



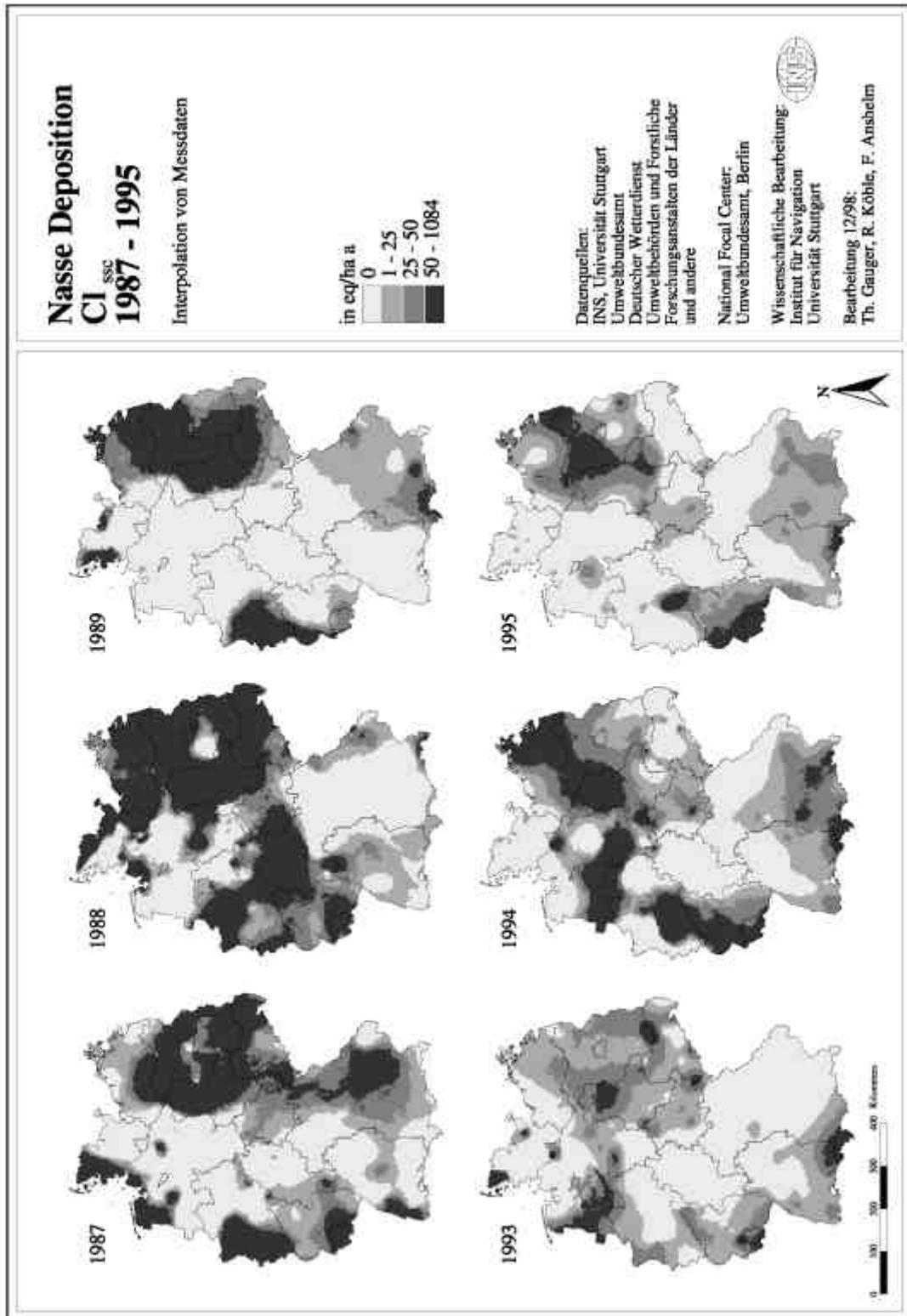
Karten 7.2.4-2 $\text{NO}_3\text{-N}$ - und $\text{NH}_4\text{-N}$ -Anteile an Gesamtstickstoff ($\text{N} = \text{NO}_3\text{-N} + \text{NH}_4\text{-N}$), 1987-89



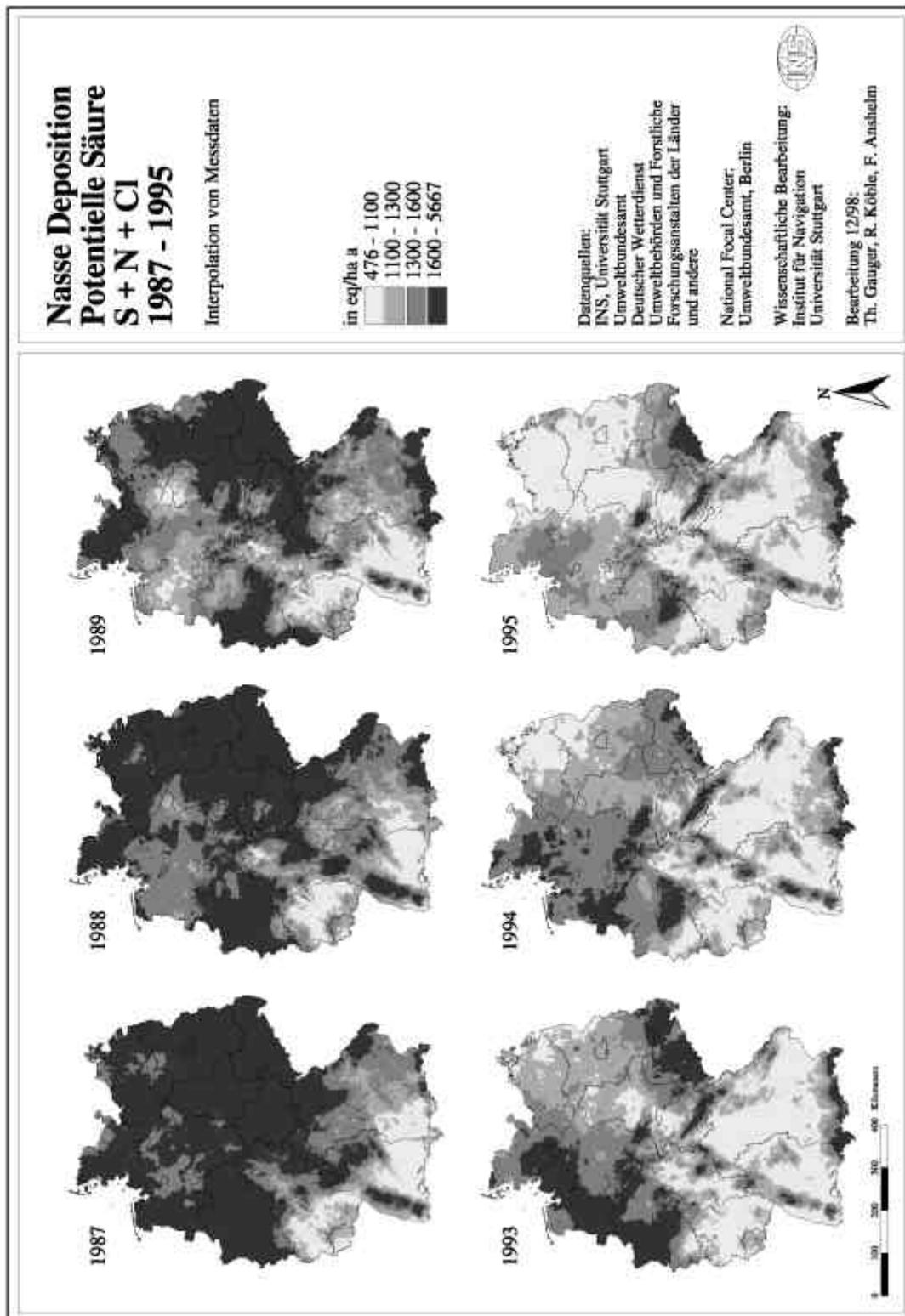
Karten 7.2.4-3 $\text{NO}_3\text{-N}$ - und $\text{NH}_4\text{-N}$ -Anteile an Gesamtstickstoff ($\text{N} = \text{NO}_3\text{-N} + \text{NH}_4\text{-N}$), 1993-95



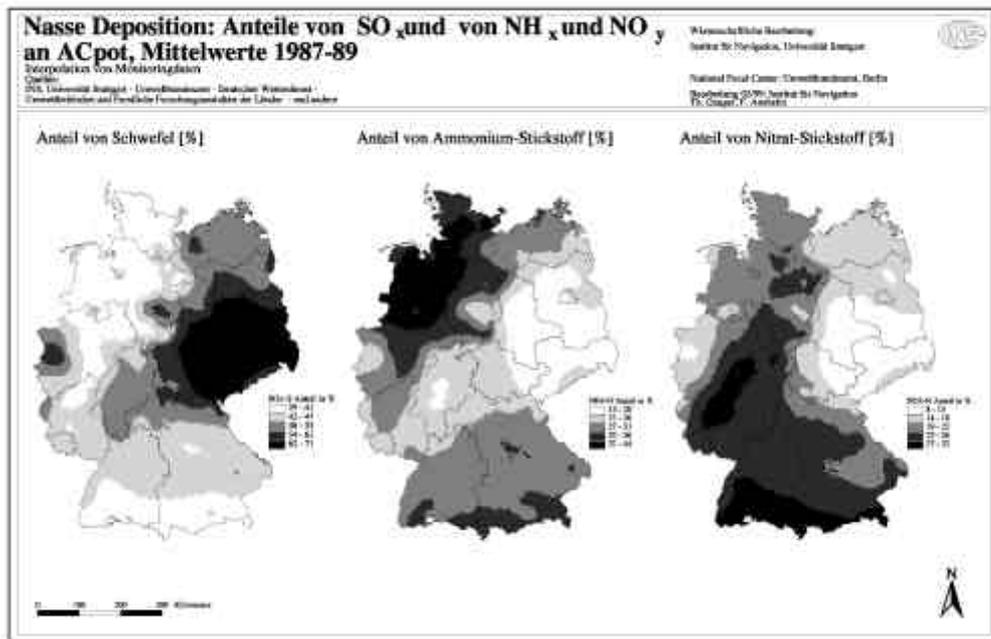
Karten 7.2.5-1 Naßdeposition von Chlor ($Cl_{(ssc)}$)



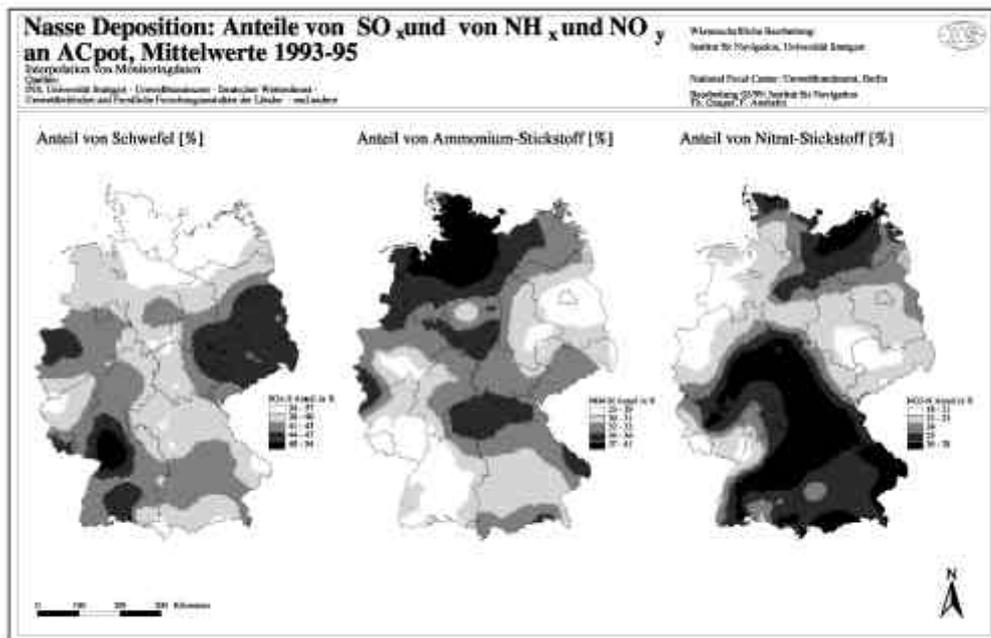
Karten 7.2.6-1 Naßdeposition potentieller Säure ($AC_{pot} = S_{(ssc)} + N + Cl_{(ssc)}$)



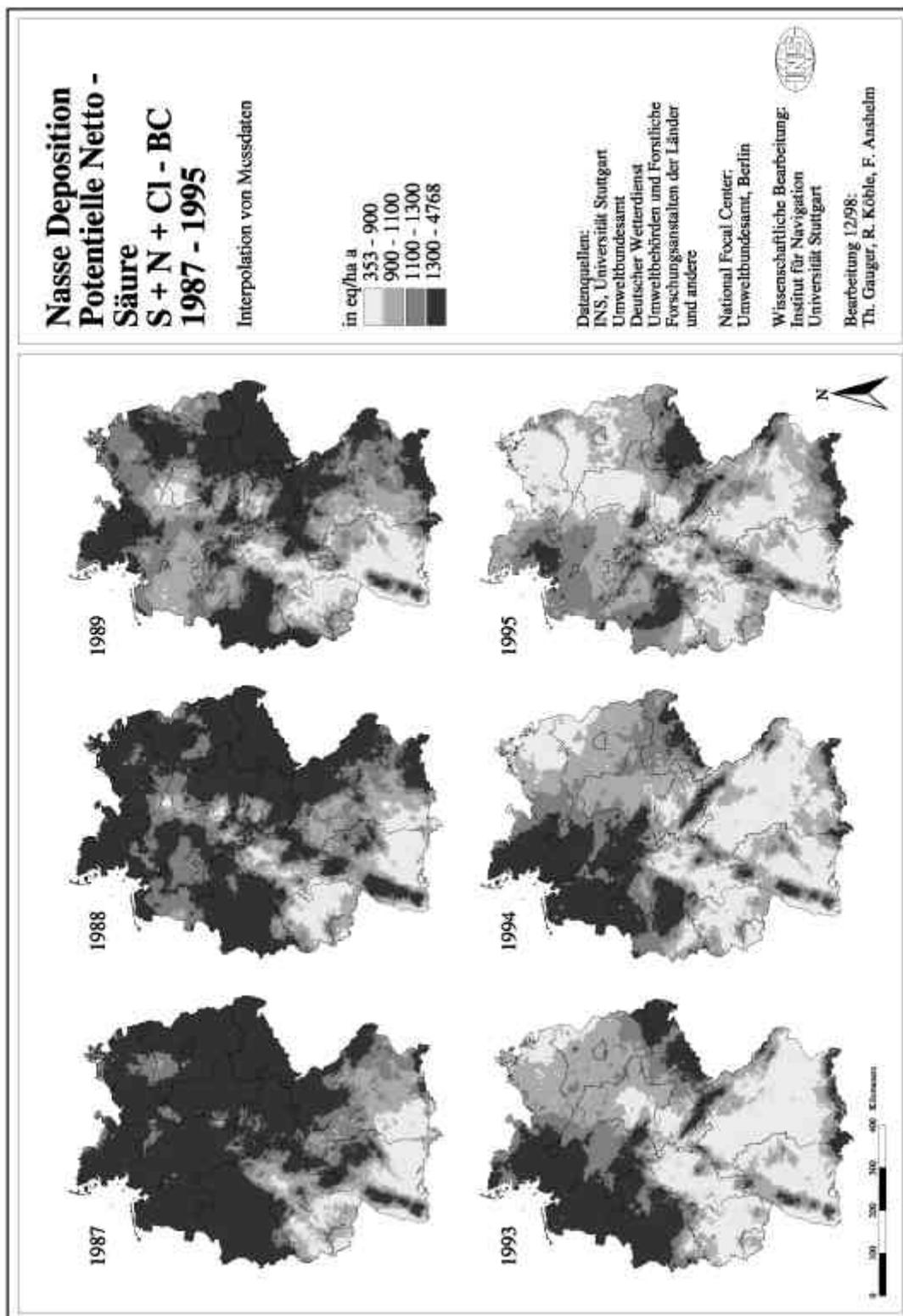
Karten 7.2.6-2 SO₄-S-, NO₃-N- und NH₄-N-Anteile an der Naßdeposition potentieller Säure (AC_{pot} = S_(ssc) + N + Cl_(ssc)), 1987-89



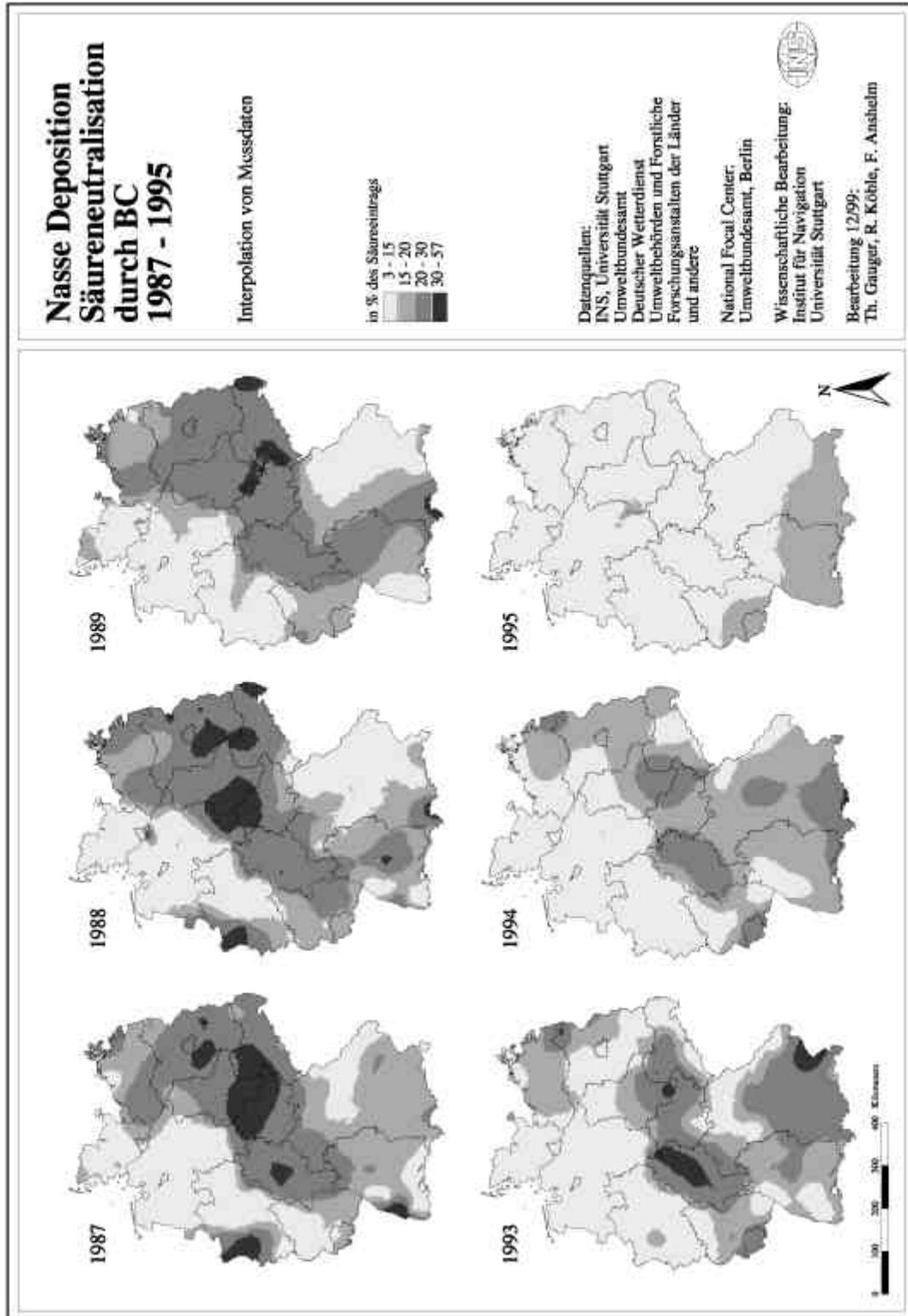
Karten 7.2.6-3 SO₄-S-, NO₃-N- und NH₄-N-Anteile an der Naßdeposition potentieller Säure (AC_{pot} = S_(ssc) + N + Cl_(ssc)), 1993-95



Karten 7.2.7-1 Naßdeposition potentieller Netto-Säure
 $(AC_{\text{pot}(\text{net})} = (S_{(\text{ssc})} + N + Cl_{(\text{ssc})}) - (BC_{(\text{ssc})}))$



Karten 7.2.7-2 Säureneutralisation durch basische Kationen in der Naßdeposition



8 Trockene Deposition 1987-1989 und 1993-1995

Karten der Trockenen Deposition, die vom RIVM in Bilthoven (Niederlande) mithilfe des EDACS- und des EUTREND-Modells erstellt werden, liegen für die Jahre 1987 bis 1989 und 1993 bis 1995 vor (s. Tab. 8-1). Der trocken deponierte Anteil der Gesamtdeposition wird mittels der Widerstandsmodelle EDACS (für SO_x , NO_y , Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ und Na^+) und EUTREND (NH_x) berechnet. In diesen Inferentialmodellen wird flächenhaft der Rezeptorspezifische Eintrag der bestimmten Luftinhaltsstoffe mit der trockenen Deposition aus Immissionskonzentrationen und Depositionsgeschwindigkeiten abgeleitet. Die Zuordnung des räumlichen Rezeptorbezugs geschieht unter Verwendung der CORINE Land Cover Landnutzungskarte (6 Landnutzungsklassen in einer Rasterauflösung von $5 \times 5 \text{ km}^2$ und $1 \times 1 \text{ km}^2$).

Tab. 8-1: Umfang der Kartierung der Trockendeposition

Trockendeposition EDACS-Modell	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995
$\text{SO}_x\text{-}S_{(\text{ssc})}$	X	X	X	--	--	--	X	X	X
$\text{NO}_y\text{-}N$	X	X	X	--	--	--	X	X	X
$\text{NH}_x\text{-}N$	X	X	X	--	--	--	X	X	X
$\text{Ca}, \text{Ca}_{(\text{ssc})}$	X	X	X	--	--	--	X	X	X
$\text{Mg}, \text{Mg}_{(\text{ssc})}$	X	X	X	--	--	--	X	X	X
$\text{K}, \text{K}_{(\text{ssc})}$	X	X	X	--	--	--	X	X	X
Na	X	X	X	--	--	--	X	X	X
$N = (\text{NO}_y\text{-}N + \text{NH}_x\text{-}N)$	X	X	X	--	--	--	X	X	X
Potentielle Säure: $\text{AC}_{\text{pot}} = (S_{(\text{ssc})} + N + Cl_{(\text{ssc})})$	X	X	X	--	--	--	X	X	X
$\text{BC}_{(\text{ssc})} = (\text{Ca}_{(\text{ssc})} + \text{K}_{(\text{ssc})} + \text{Mg}_{(\text{ssc})})$	X	X	X	--	--	--	X	X	X
Pot. Netto-Säure $\text{AC}_{\text{pot}(\text{net})} = ((S_{(\text{ssc})} + N + Cl_{(\text{ssc})}) - \text{BC}_{(\text{ssc})})$	X	X	X	--	--	--	X	X	X
Trockendeposition EUTREND-Modell *	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995
$\text{NH}_x\text{-}N^*$	X	X	X	--	--	--	X	X	X
$N^* = (\text{NO}_y\text{-}N + \text{NH}_x\text{-}N^*)$	X	X	X	--	--	--	X	X	X
Potentielle Säure*: $\text{AC}_{\text{pot}}^* = (S_{(\text{ssc})} + N^* + Cl_{(\text{ssc})})$	X	X	X	--	--	--	X	X	X
Pot. Netto-Säure*: $\text{AC}_{\text{pot}(\text{net})}^* = ((S_{(\text{ssc})} + N^* + Cl_{(\text{ssc})}) - \text{BC}_{(\text{ssc})})$	X	X	X	--	--	--	X	X	X
* = Berechnungen, in die $\text{NH}_x\text{-}N$ -Daten der EUTREND-Modellberechnungen eingehen, sind mit * gekennzeichnet									
$_{(\text{ssc})}$ = Deposition der nicht-meeresbürtigen Fraktion (sea salt correction, Seesalzkorrektur, vgl. Kap. 6.2.3)									

Die Trockendepositionskartierung erfolgte innerhalb des Forschungsprojektes im Auftrag des Umweltbundesamtes: "Deposition of acidifying components and base cations in Germany in the period 1987-1995", BMU/UBA FE-Nr. 108 03 081, und ist in einem gesonderten Abschlußbericht des RIVM ausführlich dokumentiert (Bleeker et al. 2000), auf dessen Inhalte hier ausdrücklich verwiesen wird.

Der vorliegende Endbericht beschränkt sich auf die knappe zusammenfassende Darstellung der Kartierungsmethode und der Aufbereitung der Trockendepositionsdatensätze am INS, die zur Berechnung der Gesamtdeposition verwendet wurden.

8.1 Kartierung der Trocken Deposition 1987-89 und 1993-95

Aus zahlreichen Eingangsdatensätzen wird der trocken deponierte Eintrag mit den Inferentialmodellen EDACS und EUTREND abgeleitet. Die Trockendepositionskartierung erfolgt am RIVM in Bilthoven, Niederlande. Die dort generierten Datensätze werden am Institut für Navigation der Universität Stuttgart weiterverarbeitet und mit den Datensätzen der Naßdeposition zur Gesamtd deposition verschritten. Der folgende Abschnitt faßt im wesentlichen die Literatur und Projektberichte des RIVM zu dieser Thematik kurz zusammen (VAN PUL ET AL. 1995; VAN JAARVELD 1995; VAN LEEUWEN ET AL. 1996a; DRAAIJERS ET AL. 1996a; ERISMAN ET AL. 1994; ERISMAN ET AL. 1996; ERISMAN ET AL. 1999; VAN LEEUWEN UND VAN JAARVELD 1997; BLEEKER ET AL. 2000). Für detailliertere Angaben sei auf diese Literatur verwiesen.

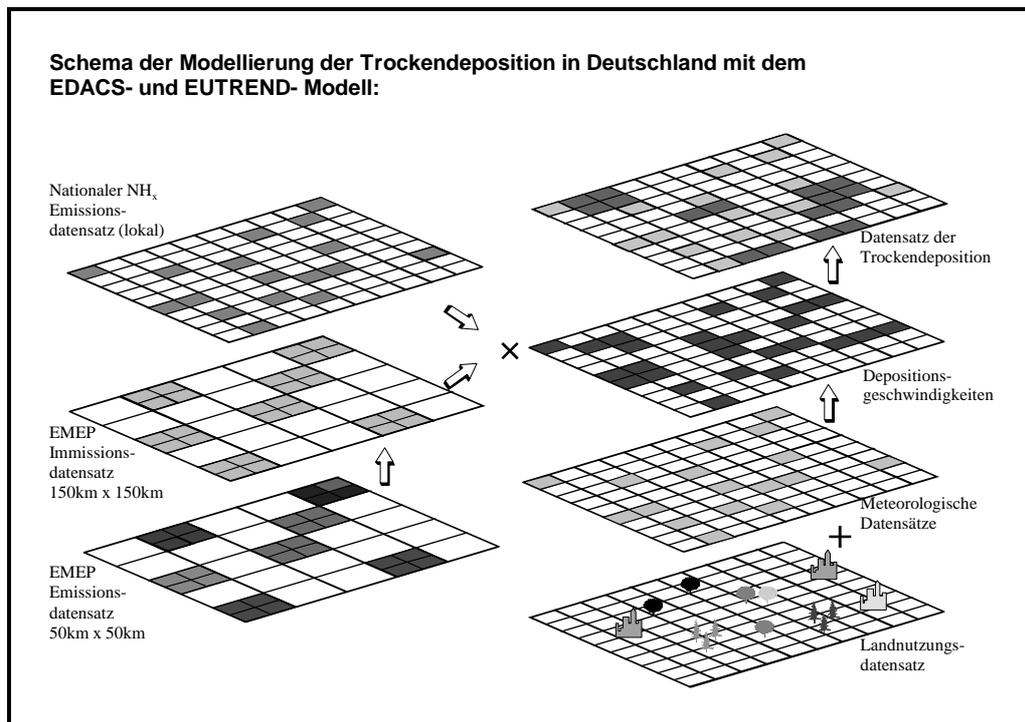


Abb. 8.1-1: Vereinfachte Darstellung der Trockendepositionskartierung

Im Gegensatz zur Kartierung der Naßdeposition kann die der Trockendeposition nicht auf der Grundlage direkter Messungen erfolgen. Meßverfahren (mikroklimatische, pflanzenphysiologische Messungen) sind sehr aufwendig und liegen in Deutschland nur für sehr wenige Standorte vor. Außerdem ist eine Übertragung (z.B. Interpolation) auf eine größere Fläche aufgrund der Standortspezifität der Messungen nicht möglich. Inferentialmodelle ermöglichen die flächenhafte Ableitung von Trockendepositionsflüssen auf der Basis einer detaillierten Beschreibung zugrundeliegender Depositionsprozesse und unter Verwendung kontinuierlich ermittelter Datensätze der Emission, daraus abgeleiteter Immissionen, meteorologischer Datensätze und von Informationen über die Rezeptoreigenschaften (vgl. Abb. 8.1-1). Der Trockendepositionsfluß zum Rezeptor ist das Produkt aus der Konzentration der betrachteten Luftinhaltsstoffe in der Umgebungsluft und deren Depositionsgeschwindigkeit. Ein Widerstandsmodell verknüpft dabei einzelne Prozesse, die durch die Rezeptoroberfläche einerseits, die Luftinhaltsstoffe andererseits sowie durch deren Wechselwirkungen bestimmt werden (ERISMAN ET AL. 1994, ERISMAN ET AL. 1996).

Das EDACS-Modell liefert Trockendepositionsdatsätze für oxidierte Schwefelverbindungen (SO_x), reduzierte (NH_x) und oxidierte Stickstoffverbindungen (NO_y) und in einer Modellerweiterung für die

basischen Kationen Kalzium (Ca^{2+}), Magnesium (Mg^{2+}), Kalium (K^+), und Natrium (Na^+) (DRAAIJERS ET AL. 1996a; ERISMAN ET AL. 1999; BLEEKER ET AL. 2000).

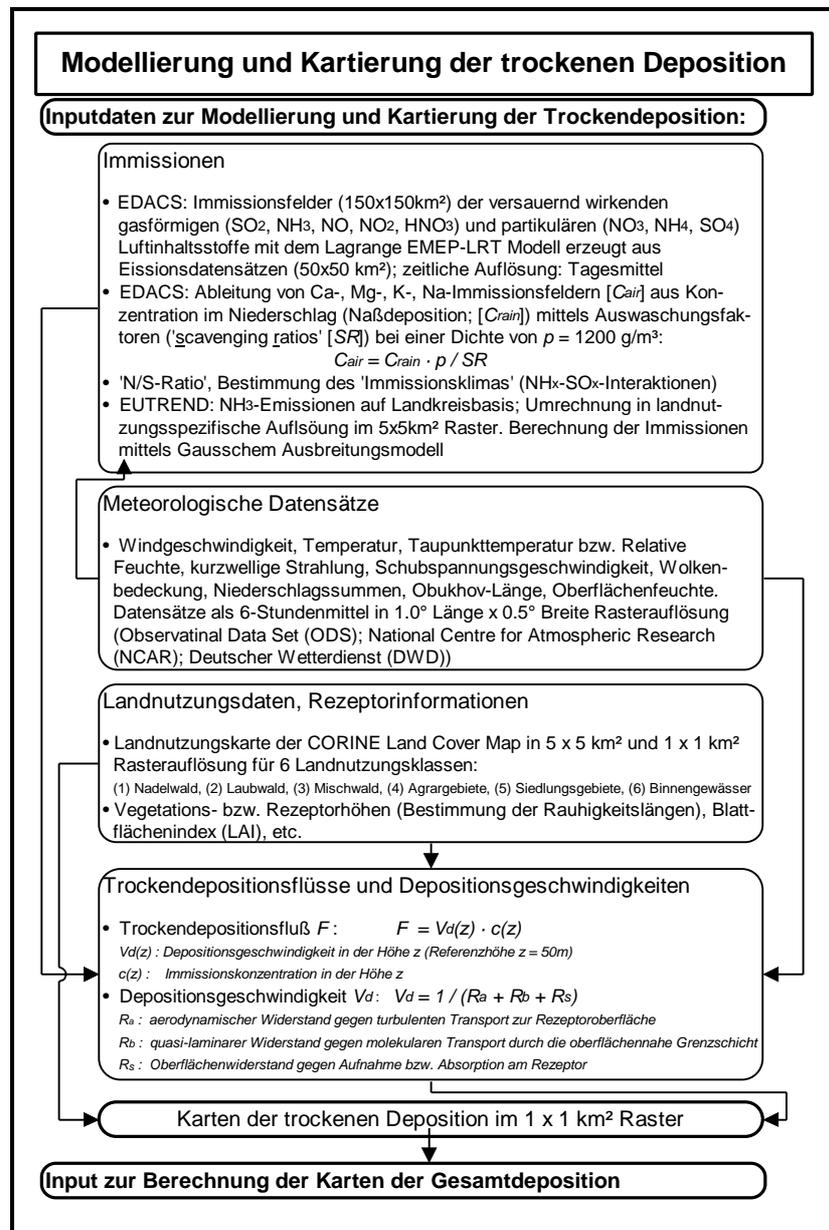


Abb. 8.1-2: Inputdaten bei der Trockendepositionskartierung

Da im EDACS-Modell nur ferntransportierte Luftkonzentrationen aus dem EMEP-Modell ($150 \times 150 \text{ km}^2$ Raster) einbezogen werden, sind kleinräumige Variabilitäten der Konzentrationsfelder reduzierter Stickstoffverbindungen (NH_x) in den Eingangsdaten des Modells nicht berücksichtigt, was bei der Ableitung der Trockendeposition von NH_x zu erheblichen Unsicherheiten führt. EUTREND ist deshalb die Methode der Wahl bei der generierung der Trockendepositionsdatsätze von NH_x , die zur Berechnung der Gesamtdeposition herangezogen werden. EUTREND bietet den Vorteil einer räumlich differenzierten Abbildung der Trockendeposition von NH_x , weil mit diesem Modell die Nutzung nationaler NH_x -Emissionsdatensätze in lokalem Maßstab ($5 \times 5 \text{ km}^2$ -Raster; vgl. Abb. 8.1-1) möglich ist. Sowohl der ferntransportierte als auch der für NH_x bedeutende Anteil der im Nahbereich von Emissionsquellen deponierten trockenen Fracht wird somit räumlich schärfer abgebildet (VAN JAARVELD 1995, VAN LEEUWEN UND VAN JAARVELD 1997; BLEEKER ET AL. 2000).

Eingangsdaten der Berechnung der Trockendeposition sind in Abb. 8.1-2 zusammenfassend aufgeführt. Für das EDACS-Modell werden Immissionsdatensätze in der räumlichen Auflösung von 150x150km² verwendet, berechnet mit dem EMEP-LRT-Modell aus jährlichen mittleren Emissionen in einem 50x50km² Raster. Immissionsfelder der basischen Kationen werden aus flächenhafter jährlicher Naßdeposition (Ergebnisse der Naßdepositionskartierung in 1x1km²) mithilfe von Auswaschungsfaktoren („scavenging ratios“) berechnet. Letztere werden mit einem relativ einfachen Modell abgeleitet aus Parallelmessungen von Niederschlagskonzentrationen basischer Kationen und oberflächennaher Immissionskonzentration (DRAAIJERS ET AL. 1996a, VAN LEEUWEN ET AL. 1996a, BLEEKER ET AL. 2000).

Depositionsgeschwindigkeiten liefert die Berechnung mit einem Widerstandsmodell, das den Transport zur und die Absorption oder Aufnahme durch die Rezeptoroberfläche für jede der chemischen Komponenten beschreibt. Stoffkonzentration in der Luft und Depositionsgeschwindigkeiten werden für die gleiche Referenzhöhe (z) bestimmt. Die Flüsse der einzelnen Luftinhaltsstoffe (F) zur Rezeptoroberfläche werden aus den Immissionen (c) und Depositionsgeschwindigkeiten (Vd) abgeleitet. Die Parameterisierung der Depositionsgeschwindigkeiten erfolgt durch die Berechnung aller wichtigen Widerstände (R) des Transportes zu den unterschiedlichen Rezeptoren (Abb. 8.1-3). Die wichtigsten Widerstände sind hierbei:

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

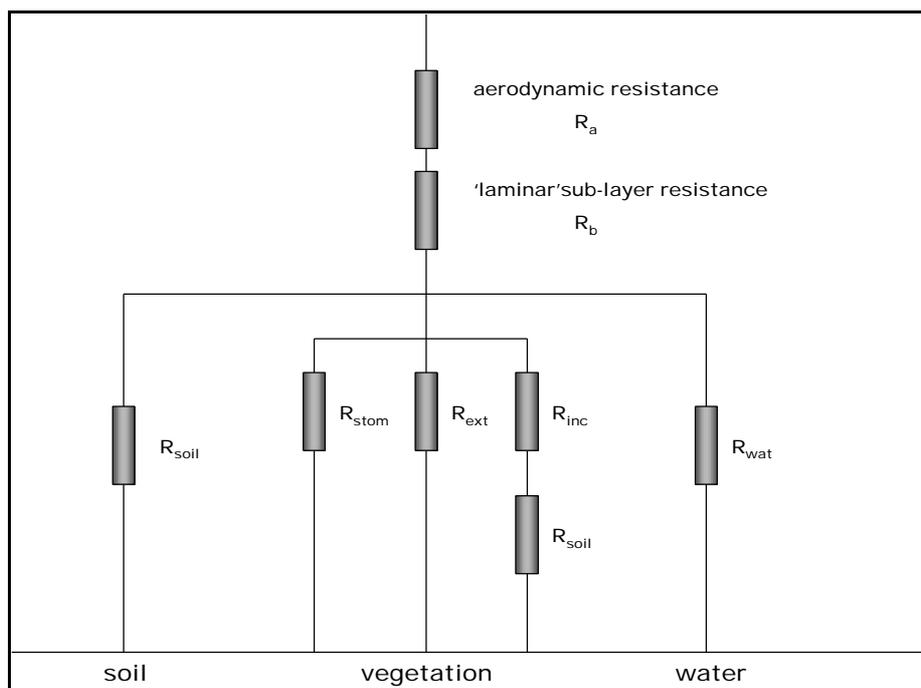


Abb. 8.1-3: Widerstände im EDACS-Modell (Bleeker et al. 2000)

Die genannten Widerstände (vgl. Abb. 8.1-3) wirken fallweise, parallel oder in Serie und ergeben dementsprechend aufsummiert den Wert des Oberflächenwiderstandes (R_s). Sie werden jeweils modifiziert durch die meteorologischen Verhältnisse, die Blattfläche, die Physiologie der Stomata, den Zustand von Boden und der Blattoberfläche (z.B. pH), das Vorhandensein und Chemismus von Wasserfilmen, Wassertropfen bzw. Schneebedeckung etc. Letztere sind bestimmende Variable für die Eintragsmenge löslicher Gase (SO_2 , NH_3). Der zeitlichen Variabilität der bestimmenden Faktoren wird bei der Parameterisierung der Widerstände bzw. Depositionsgeschwindigkeiten durch die Zeitliche Auflösung der Eingangsdaten (Immissionen, Meteorologie, Blattflächenindex) als 6-Stunden-Mittel Rechnung getragen.

Landnutzungsdaten aus der CORINE Land Cover Karte, aggregiert in 6 Landnutzungsklassen (1) Bebaute Gebiete, (2) Landwirtschaftliche Flächen, (3) Laubwald, (4) Nadelwald, (5) Mischwald und (6) Gewässerflächen in einer $1 \times 1 \text{ km}^2$ und $5 \times 5 \text{ km}^2$ Raster Auflösung beschreiben in erster Linie die genaue Lage und Verteilung der jeweiligen in Betracht gezogenen Rezeptoren. Darüber hinaus werden zusätzliche Informationen herangezogen, wie z.B. Rezeptor- und Vegetationshöhen, art- und lagespezifische Baumhöhen in verschiedenen Regionen bzw. Waldgebieten sowie den Rezeptoren zugeordnete Rauigkeitslängen, die zur Ermittlung der rezeptorspezifischen Trockendepositionsraten notwendig sind (BLEEKER ET AL. 2000).

8.2 Bearbeitung der Trockendepositionskarten am INS

Die Ergebnisse der Abschätzung der Trockendepositionsflüsse werden als digitale Rasterkarten vom RIVM an das INS übertragen und für die Verschneidung mit der Naßdeposition zur Gesamtdeposition weiterverarbeitet. Die Weiterverarbeitung beinhaltet im Wesentlichen die Darstellung aller Karten der Trockendeposition in einheitlicher Rastergröße von $1 \times 1 \text{ km}^2$ und ggf. die Umrechnung der Dateneinheiten von $\text{mol/ha}\cdot\text{a}$ in $\text{eq/ha}\cdot\text{a}$, so daß eine Berechnung der Gesamtdeposition als Summe der Trocken- und Naßdeposition sowohl für einzelne Landnutzungsklassen als auch die additive Verschneidung der zu Versauerung und Eutrophierung beitragenden Luftschadstoffkomponenten (z.B. als trockener Eintrag potentieller Netto-Säure) und schließlich die Verschneidung mit der Nassdeposition zur Gesamtdeposition jeweils auf direktem Weg möglich wird.

Die hierfür am INS technisch zu lösenden Aufgaben sind im einzelnen:

- Import der EDACS- und EUTREND-Trockendepositionsdatensätze des RIVM in das GIS ArcInfo
- Berechnung der Einheiten der Trockendepositionsraten aller Karten in $\text{eq/ha}\cdot\text{a}$
- Berechnung der EDACS-Modellergebnisse (als Trockendepositionsraten je Landnutzungsklasse 1-6) in je eine Deutschland-Karte der Trockendepositionsraten aller sechs Landnutzungsklassen entsprechend ihrer räumlichen Verteilung nach der CORINE Land Cover Karte in $1 \times 1 \text{ km}^2$ Rasterauflösung
- Umrechnung der EUTREND-Modellergebnisse (Karten der Trockendepositionsraten von $\text{NH}_x\text{-N}$ in $5 \times 5 \text{ km}^2$ Rasterauflösung aller sechs Landnutzungsklassen entsprechend ihrer räumlichen Verteilung nach der CORINE Land Cover Karte) in Karten der räumlichen Auflösung von $1 \times 1 \text{ km}^2$
- Export und Transfer der Umrechnungsergebnisse an das RIVM

Die Bearbeitung der Depositionskartierung umfaßt unterschiedliche Validierungsschritte. Unter anderem wird ein Vergleich zwischen den Ergebnissen der Trockendepositionsmodellierung mit den Ergebnissen der Berechnung der Depositionsflüsse mit Hilfe von Kronenraumbilanzierungen unter Nutzung der Freiland- und Bestandesdepositionsmessungen in Wäldern durchgeführt (vgl. Draaijers et al. 1998, Erisman et al. 1999, Gauger et al. 1999). Darüberhinaus wurde die Trockendepositionsmodellierung erstmalig nicht nur zur Erzeugung flächenhafter Karten, sondern zusätzlich zur punktspezifischen Eintragsabschätzung in Waldgebiete durchgeführt (s. Klap in Bleeker et al. 2000). Die zugrundegelegten Punkte sind 1811 der sog. Level I Meßflächen der forstlichen Bodenzustandserhebung (BZE) und 48 Flächen der sog. Level II Meßflächen des forstlichen

Intensivmonitorings von Stoffflüssen in Deutschland. Die Trockendepositionsmodellierung an den Level I und II Standorten bietet den Vorteil, daß an diesen Punkten Daten über den Waldbestand (u.a. Baumhöhen, -arten) vorliegen, die eine exakte Erfassung der Eingangsparameter zur Bestimmung der Widerstandsparameterisierung ermöglichen. Entsprechende Daten stehen der flächenhaften Trockendepositionsmodellierung bisher nicht zur Verfügung (hier Verwendung von mittleren Baumhöhen pro Bundesland).

Der Vergleich der Modellergebnisse der flächenhaften Trockendeposition mit diesen punkthaft berechneten Schätzungen der Trockendepositionsraten in Waldgebieten hat zunächst aufgedeckt, daß die verwendeten meteorologischen Datensätze fehlerhaft waren. Diese Fehler wurden beim RIVM behoben und eine grundlegend neue Version der Trockendepositionsdatsätze wurde erstellt. Die Prüfung dieser Version ergab bezüglich der SO_x -S-Modellergebnisse unplausibel hohe Werte. Die neuerliche Analyse der Eingangsdaten und der Modellierungsprozeduren durch das RIVM hat ergeben, daß die Ursache der sehr hohen Schätzwerte der Trockendeposition von SO_x -S im Wesentlichen auf zu hohe Immissionskonzentrationen, d.h. auf die verwendeten Eingangsdaten aus dem EMEP-LRT-Modell, zurückzuführen sei (VAN JAARSVELD, schr. Mitt. 1999).

Da eine Neuberechnung der SO_x -S Trockendeposition mit anderen Immissionsdatensätzen nicht durchgeführt werden konnte, wurden die vorhandenen Trockendepositionsdatsätze in einem vereinfachten Verfahren korrigiert, um vorläufige verbesserte SO_x -S Trockendepositionskarten zu erhalten. Hierzu konnte auf die am INS vorhandenen SO_2 Immissionsdaten der UBA-Immissionsdatenbank zurückgegriffen werden. Aus den Datensätzen wurden diejenigen Meßstationen ausgewählt, die in der Stationenbeschreibung als Hintergrundstationen gekennzeichnet sind. Die Jahresmittel Immissionskonzentrationen dieser Meßstationen wurden mit dem Faktor 1,2 multipliziert, um die Konzentrationen, die in einer Höhe von 3,50m gemessen werden, dem Konzentrationsniveau in der Referenzhöhe von 20m anzugleichen. Diese Daten wurden dann mit dem Kriging-Verfahren interpoliert, um flächenhafte SO_2 Hintergrundkonzentrationen für die Jahre des Kartierungszeitraumes zu erhalten. Das Ergebnis wurde in die 150km^2 -Raster der EMEP Datensätze übertragen. Die so am INS berechneten SO_2 -Hintergrundkonzentrationen wurden mit den SO_x -Immissionskonzentrationen des EMEP-LRT Modells verglichen. Die Verhältnisse zwischen INS und EMEP Datensätzen wurden dann als Korrekturfaktoren der SO_x -S-Trockendepositionskarten verwendet.

Es muß ausdrücklich darauf hingewiesen werden, daß die beschriebene Korrektur der SO_x -S-Trockendepositionsdatsätze nur provisorischen Charakter hat. Eine Korrektur der in die Modellierung der Trockendeposition eingehenden Eingangsdatensätze der (SO_2 -, SO_4 -)Immission und eine sich daran anschließende Neuberechnung ist gegenüber dem hier angewendeten provisorischen Verfahren der nachträglichen Korrektur generell vorzuziehen. Eine entsprechende Problemlösung und Einbindung im Verfahren der Trockendepositionsmodellierung durch Modifikationen des SO_x -Moduls ist geplant.

9 Ergebnisse der Kartierung der Gesamtdeposition

Die Berechnung und Kartierung der Gesamtdeposition erfolgt durch Verschneidung (Addition) der Karten der Nassen Deposition und der rezeptorabhängigen Trockendeposition. Im derzeitigen Bearbeitungsstand der Kartierungen von naß und trocken deponierten Stofffrachten liegen Karten der rezeptorspezifischen Gesamtdeposition die Jahre 1987, 1988, 1989 und 1993, 1994, 1995 vor (s. Tab. 9-1). Auf die Berechnung der Gesamtdeposition der Jahre 1990 bis 1992 wurde verzichtet. Dies wurde in erster Linie aufgrund der unbefriedigenden Datenlage entschieden, da die zur Berechnung der Naßdeposition notwendigen Monitoringdaten aufgrund der Umstrukturierung nahezu aller in den Neuen Bundesländern vorhandenen Depositionsmeßnetze einerseits eine flächenhafte Naßdepositionskartierung nur mit größeren Ungenauigkeiten zuließe, andererseits die zur Trockendepositionsmodellierung notwendigen meteorologischen Eingangsdaten dieser Jahre (besonders 1992) im Bearbeitungszeitraum nicht verfügbar waren.

Die Deposition der Inhaltsstoffe von Nebel- und Wolkenwasser (feuchte Deposition) ist bisher noch nicht in das Kartierungsverfahren integriert. Die Verfahrensentwicklung zur Berechnung der rezeptorspezifischen feuchten Deposition ist allerdings schon fortgeschritten und erste flächendeckende Berechnungen der Wolkenwassergehalte in Deutschland sowie eine Abschätzung der feuchten Deposition in einem Testgebiet in Südwestdeutschland sind in Bleeker et al. (2000) dokumentiert.

Tab. 9-1: Umfang der Kartierung der Gesamtdeposition

Gesamtdeposition EDACS-Modell	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995
$SO_X-S_{(ssc)}$	X	X	X	--	--	--	X	X	X
NO_Y-N	X	X	X	--	--	--	X	X	X
NH_X-N	X	X	X	--	--	--	X	X	X
Ca, $Ca_{(ssc)}$	X	X	X	--	--	--	X	X	X
Mg, $Mg_{(ssc)}$	X	X	X	--	--	--	X	X	X
K, $K_{(ssc)}$	X	X	X	--	--	--	X	X	X
Na	X	X	X	--	--	--	X	X	X
$N = (NO_Y-N + NH_X-N)$	X	X	X	--	--	--	X	X	X
Potentielle Säure: $AC_{pot} = (S_{(ssc)} + N + Cl_{(ssc)})$	X	X	X	--	--	--	X	X	X
$BC_{(ssc)} = (Ca_{(ssc)} + K_{(ssc)} + Mg_{(ssc)})$	X	X	X	--	--	--	X	X	X
Pot. Netto-Säure $AC_{pot (net)} = ((S_{(ssc)} + N + Cl_{(ssc)}) - BC_{(ssc)})$	X	X	X	--	--	--	X	X	X
Gesamtdeposition EUTREND-Modell *	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995
NH_X-N^*	X	X	X	--	--	--	X	X	X
$N^* = (NO_Y-N + NH_X-N^*)$	X	X	X	--	--	--	X	X	X
Potentielle Säure*: $AC_{pot}^* = (S_{(ssc)} + N^* + Cl_{(ssc)})$	X	X	X	--	--	--	X	X	X
Pot. Netto-Säure*: $AC_{pot (net)}^* = ((S_{(ssc)} + N^* + Cl_{(ssc)}) - BC_{(ssc)})$	X	X	X	--	--	--	X	X	X
* = Berechnungen, in die NH_X-N -Daten der EUTREND-Modellberechnungen eingehen, sind mit * gekennzeichnet									
$_{(ssc)}$ = Deposition der nicht-meeresbürtigen Fraktion (sea salt correction, Seesalzkorrektur, vgl. Kap. 6.2.3)									

Die flächendeckende Berechnung der Gesamtdeposition von Na ist in Karte 9.1.1-1 als Mittel der beiden Dreijahreszeiträume 1987-89 und 1993-95 dargestellt. Hier ist der für das meeresbürtige Natrium typische deutliche Gradient der Einträge zwischen der Küstenregion der Deutschen Bucht mit höchsten Werten und dem kontinentalen Binnenland mit niedrigsten Werten sichtbar.

Die Unterschiede in der Na-Gesamtdeposition bei der Darstellungen sind dadurch zu erklären, daß der Seesalzeinfluß im ersten Dreijahreszeitraum (Mittel 1987-89) weiter in das Binnenland hinein reicht als im zweiten (Mittel 1993-95).

Unterschiede der Mittleren Na-Einträge nach einzelnen Landnutzungsklassen sind in Abb. 9.1.1-2 dargestellt. Überdurchschnittliche Einträge sind hierbei in der Klasse der bebauten Gebiete zu beobachten, 1987-89 auch in die Klasse der Laubwälder. Der Mittlere Eintrag in Landwirtschaftliche Flächen entspricht weitgehend dem durchschnittlichen Eintrag in die Gesamtfläche. In allen übrigen Landnutzungen liegen die mittleren Einträge unter dem Durchschnitt. Geographische Lage und Flächenanteil der betrachteten Landnutzungsklassen sind bei dem bestehenden sehr deutlichen Gradienten der Na-Gesamtdeposition von der Küste zum kontinentalen Binnenland allerdings bei den vorliegenden Mittelwerten zu berücksichtigen. Eine regionale Betrachtung würde zu deutlich anderen Werten für die einzelnen Landnutzungsklassen führen.

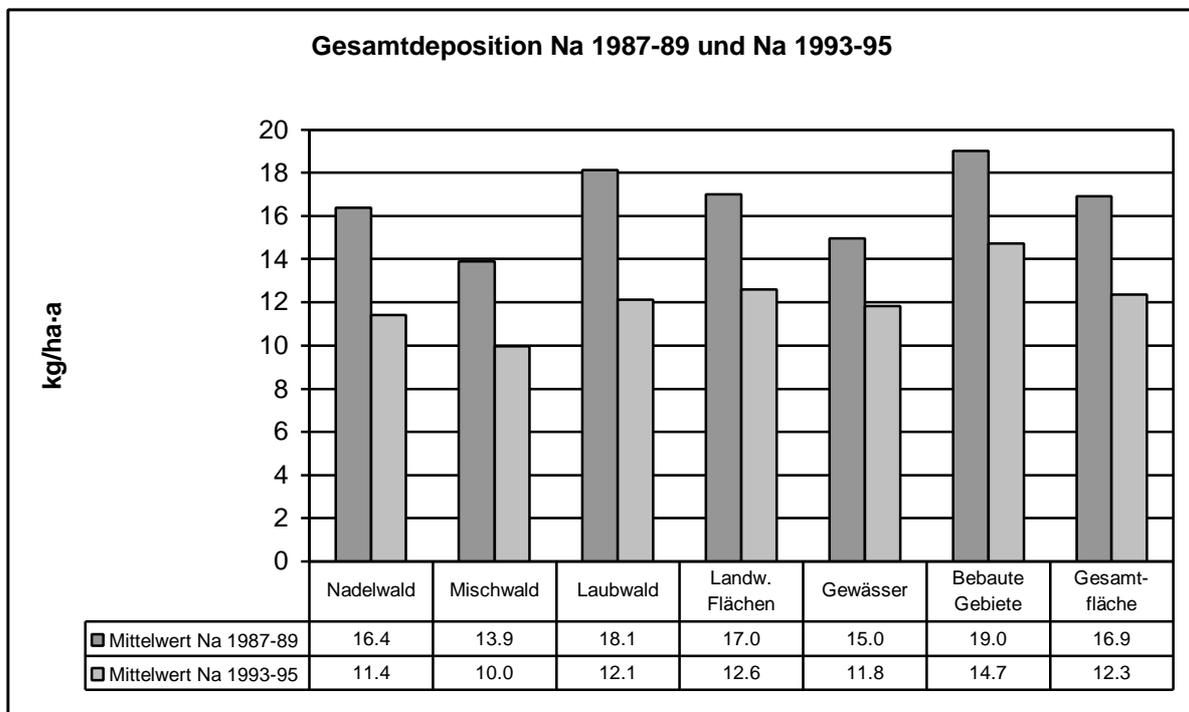


Abb. 9.1.1-2: Mittelwerte der flächenhaften Gesamtdeposition von Natrium (Na) 1987-89 und 1993-95 nach Landnutzungsklassen

9.1.2 Gesamtdeposition von Kalzium ($\text{Ca}_{(\text{ssc})}$)

Das Jahresmittel der Gesamtdeposition von seesalzkorrigiertem Kalzium ($\text{Ca}_{(\text{ssc})}$) hat sich im Zeitraum 1987 bis 1995 um 59% verringert (vgl. Abb. 9.1.2-1). Dies entspricht einem Rückgang der für die Gesamtfläche Deutschlands berechneten jährlichen Gesamtdeposition von 429 kt (1987) auf 176 kt (1995), bzw. im Mittel von 600 eq/ha·a, bzw. 12,02 kg/ha·a (1987) auf 247 eq/ha·a, bzw. 4,94 kg/ha·a (1995). Besonders deutlich ist auch der Rückgang der Maxima im zeitlichen Verlauf (Abb. 9.1.2-1), der als Resultat einer effizienten Emissionsreduzierung zu interpretieren ist.

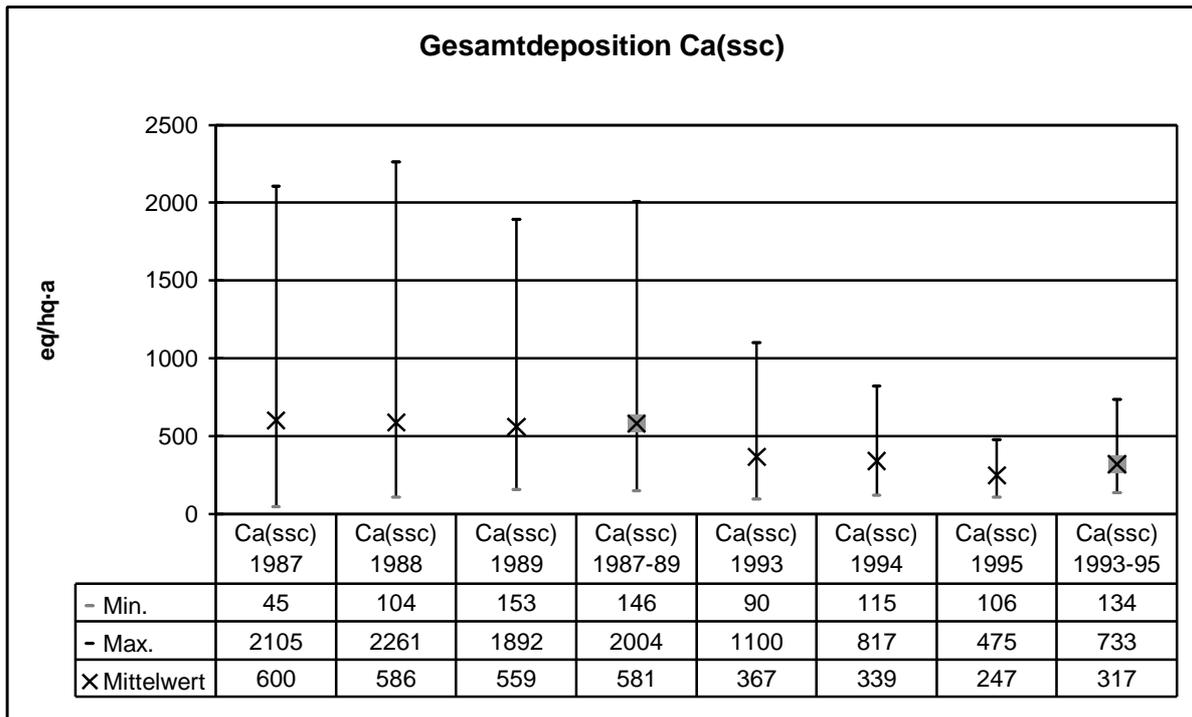


Abb. 9.1.2-1: Minimum, Maximum und Mittelwert der flächenhaften Gesamtdeposition von seesalzkorrigiertem Kalzium ($\text{Ca}_{(\text{ssc})}$) 1987-1989 und 1993-1995

Der naß deponierte Anteil von Kalzium liegt mit mittleren 48% knapp unter der Hälfte, der trocken deponierte Anteil mit im Mittel 52% knapp über der Hälfte der Ca -Gesamtdeposition (Tab. 9.1.2-1). Die Unterschiede bei der Betrachtung der Mittelwerte der Einzeljahre beträgt hierbei bis zu 7%.

Tab. 9.1.2-1: Mittlere Anteile der trocken und naß deponierten Fraktion an der Gesamtdeposition von Kalzium ($\text{Ca}_{(\text{ssc})}$)

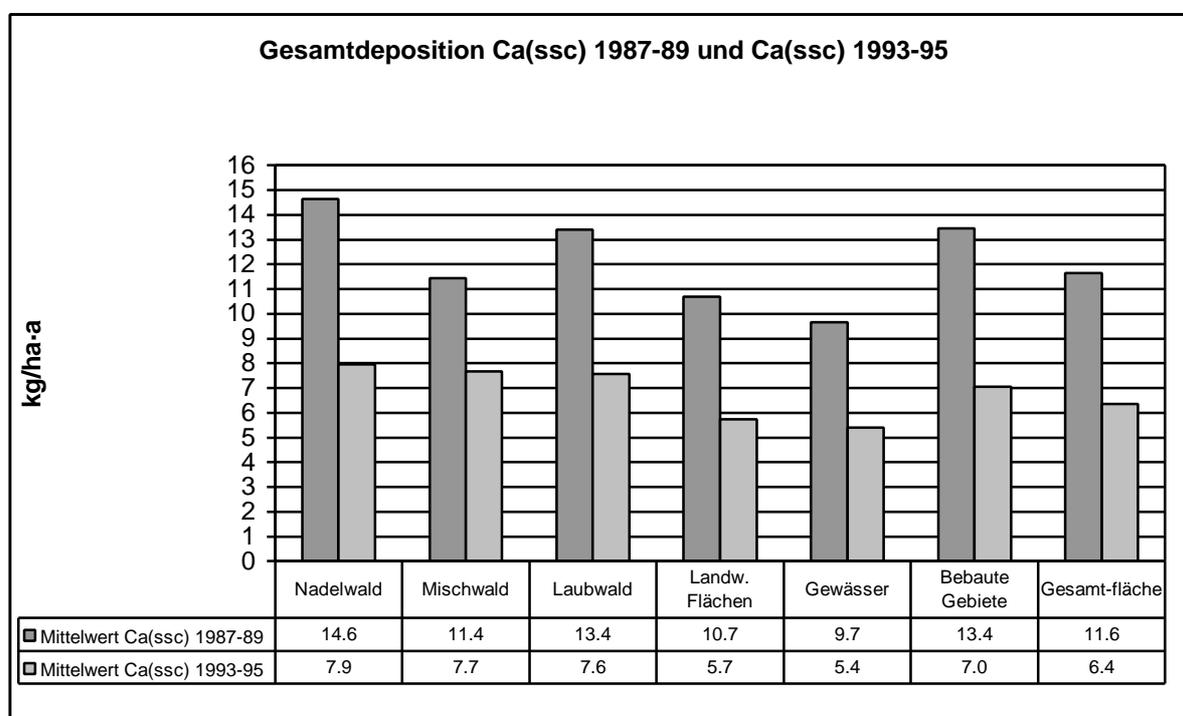
	1987	1988	1989	87-89	1993	1994	1995	93-95	87-95
Mittlerer trocken deponierter Anteil von $\text{Ca}_{(\text{ssc})}$	47%	49%	53%	50%	53%	53%	54%	53%	52%
Mittlerer naß deponierter Anteil von $\text{Ca}_{(\text{ssc})}$	53%	51%	47%	50%	47%	47%	46%	47%	48%
Zusammen:	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%

Kalzium stammt zum überwiegenden Teil aus kontinentalen Quellen und wird zu weit geringerem Teil mit dem Sea-Spray eingetragen. Der meeresbürtige Anteil der $\text{Ca}_{(\text{ssc})}$ -Gesamtdeposition steigt allerdings im Verlauf der betrachteten Jahre 1987-1995 kontinuierlich von 3,3% auf 8,6% an (Tab. 9.1.2-2). Dies kann als ein deutlicher Hinweis auf die Effizienz der Emissionsreduzierung bewertet werden, besonders, da der Seesalzeinfluß (Anteil und Reichweite der meeresbürtigen Anteile in der Gesamtdeposition, vgl. Kap. 9.1.1) in dem Zeitraum 1993-95 geringer ist als in den Jahren 1987-89.

Tab. 9.1.2-2: Mittlere meeresbürtige Fraktion der Gesamtdeposition von Kalzium

Mittlere meeresbürtige Gesamtdeposition von Ca	1987	1988	1989	1993	1994	1995
in t/a	7.661	9.862	9.757	7.268	7.443	7.610
in eq/ha	10,7	13,7	13,6	10,1	10,4	10,6
in kg/ha	0,21	0,28	0,27	0,20	0,21	0,21
in % der gesamten Ca-Gesamtdeposition	3,3%	4,4%	4,9%	5,5%	6,1%	8,6%

In Karte 9.1.2-1 sind die Dreijahresmittel (1987-98 und 1993-95) der $\text{Ca}_{(\text{ssc})}$ -Gesamtdepositions-kartierung dargestellt. Besonders deutlich ist der Rückgang der $\text{Ca}_{(\text{ssc})}$ -Frachten in den neuen Bundesländern, hier besonders im Südosten, und im westlichen Nordrhein-Westfalen zu beobachten. In diesen Regionen ist dies sicherlich zum großen Teil auf die seit längerem beobachtete Verminderung der Staubgehalte in Industrieemissionen zurückzuführen.

Abb. 9.1.2-2: Mittelwerte der flächenhaften Gesamtdeposition von Kalzium ($\text{Ca}_{(\text{ssc})}$) 1987-89 und 1993-95 nach Landnutzungsklassen

Die Verteilung der $\text{Ca}_{(\text{ssc})}$ -Gesamtdeposition auf die sechs Landnutzungsklassen geht aus Abb. 9.1.2-2 hervor. Überdurchschnittlich hohe Mittelwerte sind in beiden Dreijahresmitteln in den Klassen Nadelwald, Laubwald und Bebaute Gebiete zu verzeichnen. Das Mittel der Einträge in Mischwaldgebieten liegt im Mittel von 1993-95 ebenfalls über dem Durchschnitt der Gesamtfläche Deutschlands und nur knapp darunter im ersten Dreijahreszeitraum. Einträge in landwirtschaftliche Flächen und in Gewässerflächen liegen jeweils unter dem Mittel der Gesamtfläche.

9.1.3 Gesamtdeposition von Kalium ($K_{(ssc)}$)

In den Jahresmitteln der Gesamtdeposition von Kalium_(ssc) ist im Zeitraum von 1987 bis 1995 eine Verringerung um 32% zu beobachten (vgl. Abb. 9.1.3-1). Dies entspricht einem Rückgang der für die Gesamtfläche Deutschlands berechneten jährlichen Gesamtdeposition von 115 kt (1987) auf 79 kt (1995), bzw. im Mittel von 83 eq/ha-a bzw. 3,23 kg/ha-a (1987) auf 54 eq/ha-a bzw. 2,12 kg/ha-a (1995). Die Entwicklung ist hier jedoch nicht gleichförmig, sondern stärkeren jährlichen Schwankungen unterworfen: von 1988 bis 1989 haben sich die mittleren Einträge um 4% erhöht, von 1994 bis 1995 ist eine Erhöhung um 12% festzustellen (Abb. 9.1.3-1).

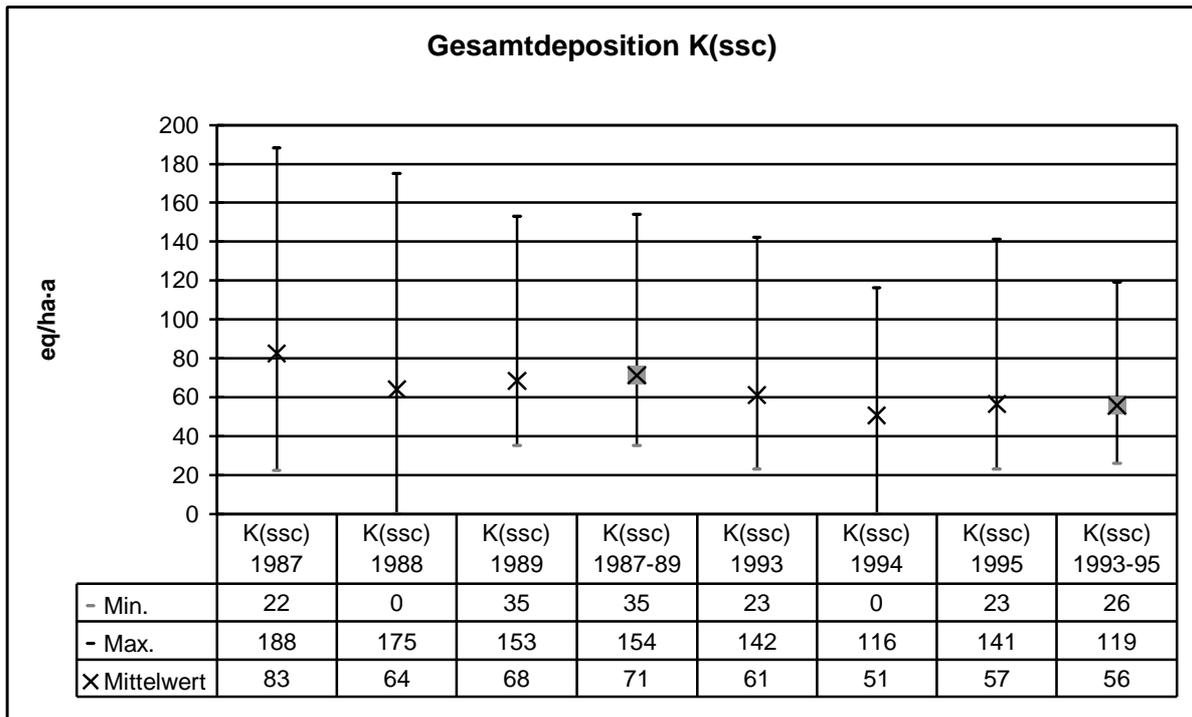


Abb. 9.1.3-1: Minimum, Maximum und Mittelwert der flächenhaften Gesamtdeposition von seesalzkorrigiertem Kalium ($K_{(ssc)}$) 1987-1989 und 1993-1995

Der naß und trocken deponierte Anteil von Kalium liegt im Mittel jeweils bei ca. 50% der K-Gesamtdeposition (Tab. 9.1.3-1). Die Unterschiede in den Einzeljahren liegen in einer Größenordnung von bis zu 6%.

Tab. 9.1.3-1: Mittlere Anteile der trocken und naß deponierten Fraktion an der Gesamtdeposition von Kalium ($K_{(ssc)}$)

	1987	1988	1989	87-89	1993	1994	1995	93-95	87-95
Mittlerer trocken deponierter Anteil von $K_{(ssc)}$	48%	50%	54%	51%	50%	49%	49%	50%	50%
Mittlerer naß deponierter Anteil von $K_{(ssc)}$	52%	50%	46%	49%	50%	51%	51%	50%	50%
Zusammen:	100%								

Kalium stammt zum überwiegenden Teil aus kontinentalen Quellen (Boden-, Düngerstäube u.ä.). Die Seesalzanteile der K-Gesamtdeposition liegen zwischen 10,6% und 17,0% und zeigen im Lauf der betrachteten Einzeljahre keine einheitliche Tendenz (Tab. 9.1.3-2), d.h. das aus kontinentalen Quellen

stammende Kalium ($K_{(ssc)}$) zeigt eine grundlegend andere zeitliche Entwicklung als $Ca_{(ssc)}$ (vgl. Kap. 9.1.2).

Tab. 9.1.3-2: Mittlere meeresbürtige Fraktion der Gesamtdeposition von Kalium

Mittlere meeresbürtige Gesamtdeposition von K	1987	1988	1989	1993	1994	1995
in t/a	7.135	9.182	9.084	6.765	6.932	7.083
in eq/ha	5,1	6,6	6,5	4,8	5,0	5,1
in kg/ha	0,20	0,26	0,25	0,19	0,19	0,20
in % der gesamten K-Gesamtdeposition	10,6%	17,0%	17,0%	13,6%	16,2%	15,1%

Abb. 9.1.3-2 zeigt die beiden Dreijahresmittel 1987-89 und 1993-95 der $K_{(ssc)}$ -Gesamtdepositionskartierung. Aufgrund der inhomogenen Verteilung der Emissionsquellen von Kalium ergibt sich kein klares Verteilungsmuster der $K_{(ssc)}$ -Gesamtdeposition, sondern ein in jedem Jahr der Kartierung, wie auch in den dargestellten Dreijahresmitteln, ein relativ uneinheitliches Bild. Die Gesamteinträge von $K_{(ssc)}$ sind verglichen mit den übrigen nicht-meeresbürtigen Stoffflüssen zudem relativ gering.

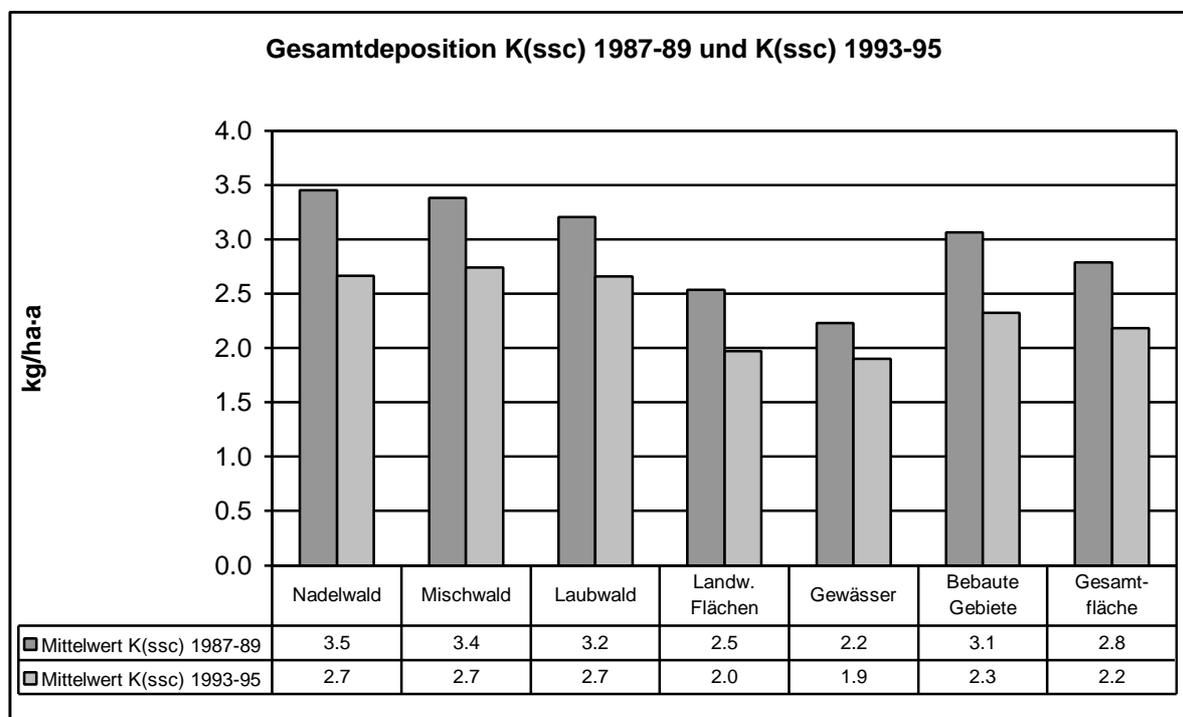


Abb. 9.1.3-2: Mittelwerte der flächenhaften Gesamtdeposition von Kalium ($K_{(ssc)}$) 1987-89 und 1993-95 nach Landnutzungsklassen

Die mittlerem K-Einträge mit der Gesamtdeposition in die einzelnen Landnutzungsklassen geht aus Abb. 9.1.3-2 hervor. Danach erhalten Waldgebiete, die auch in den Karten 9.1.3-1 im kleinteiligen Muster sichtbar sind, und bebaute Gebiete überdurchschnittlich hohe Einträge, während die mittleren Einträge in Landwirtschaftliche und Gewässerflächen unter dem Mittel der Gesamtfläche liegen.

9.1.4 Gesamtdeposition von Magnesium ($Mg_{(ssc)}$)

Das Jahresmittel der Gesamtdeposition von Magnesium_(ssc) hat sich im Zeitraum 1987 bis 1995 um 78% verringert (vgl. Abb. 9.1.4-1). Dies entspricht einem Rückgang der für die Gesamtfläche Deutschlands berechneten jährlichen Gesamtdeposition von 48 kt (1987) auf 11 kt (1995), bzw. im Mittel von 110 eq/ha·a, bzw. 1,34 kg/ha·a (1987) auf 24 eq/ha·a, bzw. 0,30 kg/ha·a (1995). Auch ist im zeitlichen Verlauf ein deutlicher Rückgang der Maxima zu beobachten.

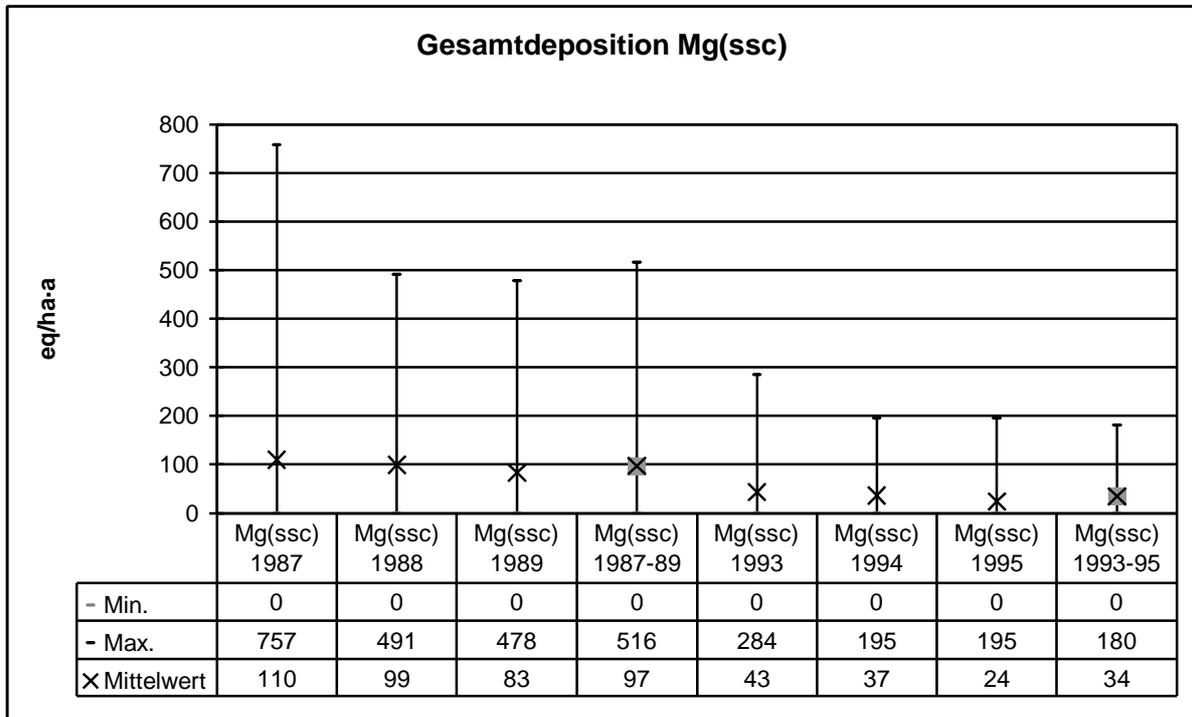


Abb. 9.1.4-1: Minimum, Maximum und Mittelwert der flächenhaften Gesamtdeposition von seesalzkorrigiertem Magnesium ($Mg_{(ssc)}$) 1987-1989 und 1993-1995

Der naß deponierte Anteil der $Mg_{(ssc)}$ -Gesamtdeposition liegt im Gesamtzeitraum der Kartierung bei mittleren 39%, der trocken deponierte Anteil im Mittel bei 61%, wobei diese Anteile in den Einzeljahren um ca. 6% schwanken (Tab. 9.1.4-1).

Tab. 9.1.4-1: Mittlere Anteile der trocken und naß deponierten Fraktion an der Gesamtdeposition von Magnesium ($Mg_{(ssc)}$)

	1987	1988	1989	87-89	1993	1994	1995	93-95	87-95
Mittlerer trocken deponierter Anteil von $Mg_{(ssc)}$	59%	62%	65%	62%	61%	59%	62%	61%	61%
Mittlerer naß deponierter Anteil von $Mg_{(ssc)}$	41%	38%	35%	38%	39%	41%	38%	39%	39%
<i>zusammen:</i>	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%

Die meeresbürtige Fraktion des Gesamteintrags von Magnesium liegt zwischen 58,8% 1987 und 85,6% 1995 (Tab. 9.1.4-2). Die nahezu kontinuierliche Abnahme des nicht-marinen Magnesiumanteils ($Mg_{(ssc)}$) kann möglicherweise wie bei der Deposition von Kalzium auch auf die Verminderung der Emission von Stäuben aus Industrie- und Verbrennungsprozessen zurückgeführt werden (vgl. Kap. 9.1.2).

Tab. 9.1.4-2: Mittlere meeresbürtige Fraktion der Gesamtdeposition von Magnesium

Mittlere meeresbürtige Gesamtdeposition von Mg	1987	1988	1989	1993	1994	1995
in t/a	28.228	33.629	31.454	25.033	24.001	24.251
in eq/ha	65,0	77,3	72,3	57,5	55,2	55,7
in kg/ha	2,54	3,02	2,83	2,25	2,16	2,18
in % der gesamten Mg-Gesamtdeposition	58,8%	67,2%	71,1%	77,1%	78,1%	85,6%

In Karte 9.1.4-1 sind die beiden Dreijahresmittel 1987-89 und 1993-95 der $Mg_{(ssc)}$ -Gesamtdepositions-kartierung dargestellt. Es ist in beiden Zeiträumen ein recht ähnliches Bild der räumlichen Verteilung der $Mg_{(ssc)}$ - und der $Ca_{(ssc)}$ -Gesamtdeposition zu beobachten. Sie zeichnen sich durch deutlich geringere Einträge in den Neuen Bundesländern im Mittel der Jahre 1993-95 aus.

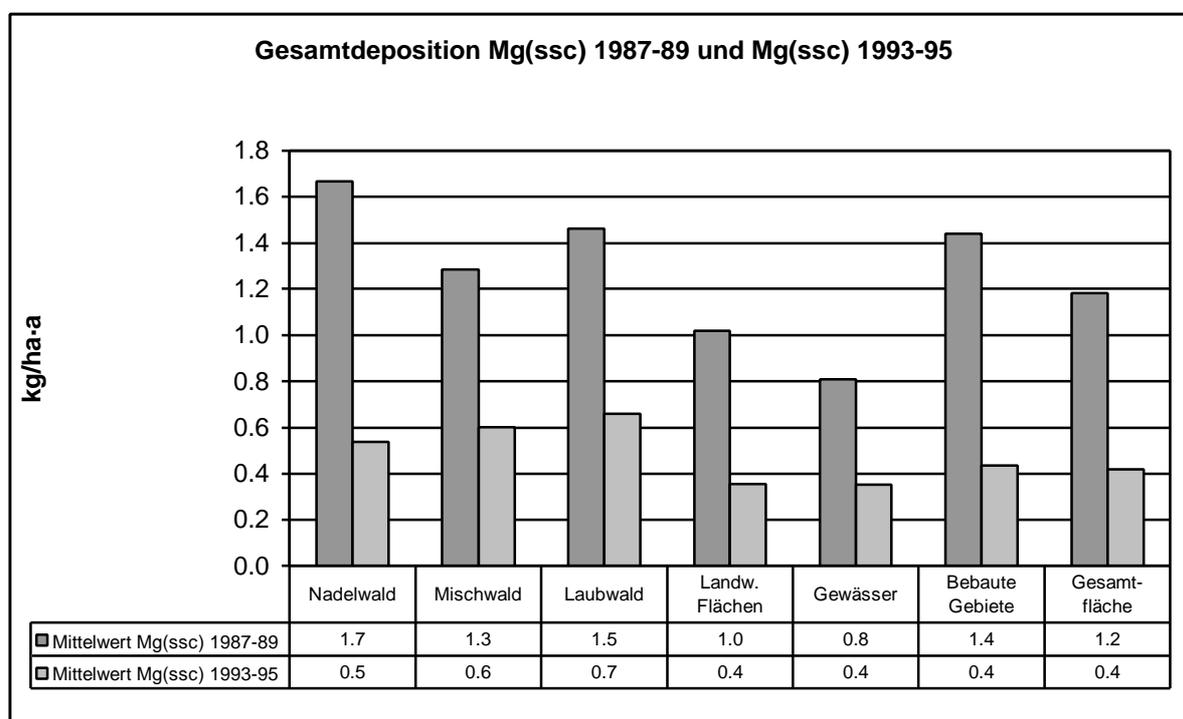


Abb. 9.1.4-2: Mittelwerte der flächenhaften Gesamtdeposition von Magnesium ($Mg_{(ssc)}$) 1987-89 und 1993-95 nach Landnutzungsklassen

Die Mittel der Einträge 1987-89 und 1993-95 in die unterschiedlichen Landnutzungsklassen sind in Abb. 9.1.4-2 aufgeführt. Die Waldgebiete und bebaute Gebiete werden überdurchschnittlich mit $Mg_{(ssc)}$ befrachtet, Landwirtschaftliche und Gewässerflächen unterdurchschnittlich. Allerdings sind im zweiten Mittelungszeitraum die Unterschiede zwischen der mittleren $Mg_{(ssc)}$ -Gesamtdeposition in die Gebiete der einzelnen Landnutzungsklassen recht gering.

In der Summe der Basischen Kationen ($BC_{(ssc)}$) hat Kalzium ($Ca_{(ssc)}$) mit nahezu 80% den größten Anteil, während die Anteile von Kalium ($K_{(ssc)}$) und Magnesium ($Mg_{(ssc)}$) bei einer Größenordnung um etwa 10% liegen (Tab. 9.1.5-2).

Tab. 9.1.5-2: Mittlere Anteile von gesamtdeponiertem Kalzium ($Ca_{(ssc)}$), Kalium ($K_{(ssc)}$) und Magnesium ($Mg_{(ssc)}$) an der Summe der basischen Kationen ($BC_{(ssc)}$)

	1987	1988	1989	87-89	1993	1994	1995	93-95	87-95
Mittlerer Anteil von $Ca_{(ssc)}$ an $BC_{(ssc)}$	76%	78%	79%	77,5%	78%	80%	75%	77,6%	77,5%
Mittlerer Anteil von $K_{(ssc)}$ an $BC_{(ssc)}$	10%	9%	10%	9,5%	13%	12%	17%	14,0%	11,8%
Mittlerer Anteil von $Mg_{(ssc)}$ an $BC_{(ssc)}$	14%	13%	12%	13,0%	9%	9%	7%	8,4%	10,7%
Zusammen:	100%								

Die Mittelwerte der Gesamtdeposition der Basischen Kationen ($BC_{(ssc)}$) der Jahre 1987-89 und 1993-95 in den Karten 9.1.5-1 dargestellt. Der mengenmäßigen Dominanz von Kalzium ($Ca_{(ssc)}$) entsprechend besitzt die Gesamtdepositions Karte der Basischen Kationen ($BC_{(ssc)}$) große Ähnlichkeit mit der Kalziumkarte (Karten 9.1.2-1). Der Rückgang der maximalen Einträge im Westen (westliches Nordrhein-Westfalen) und in den Neuen Bundesländern ist in der Darstellung wiederum sehr deutlich. Überdurchschnittlich hohe Einträge sind generell in Waldgebieten und Bebauten Gebieten zu verzeichnen (vgl. Abb. 9.1.5-2), die in den Karten 9.1.5-1 zum Teil durch ein kleinflächiges dunkleres Muster hervortreten.

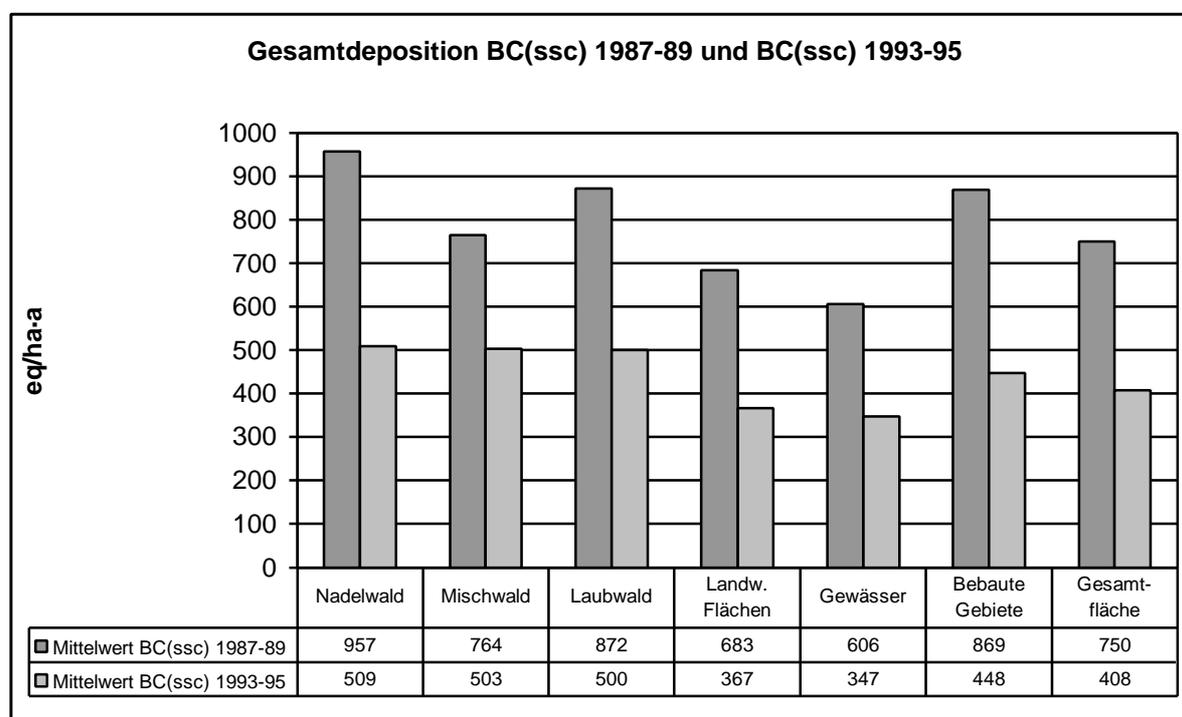


Abb. 9.1.5-2: Mittelwerte der flächenhaften Gesamtdeposition basischer Kationen ($BC_{(ssc)}$) 1987-89 und 1993-95 nach Landnutzungsklassen

In den Karten 9.2.1-1 sind die mittleren jährlichen $\text{SO}_x\text{-S}_{(\text{ssc})}$ -Gesamtdeposition im Zeitraum 1987-89 und 1993-95 dargestellt. Im Vergleich beider Karten ist der generelle Rückgang der Frachten sichtbar. Besonders auffällig ist die flächenhafte Verminderung der überdurchschnittlich hohen $\text{SO}_x\text{-S}_{(\text{ssc})}$ -Gesamtfrachten im Osten Deutschlands. Auch im zweiten Dreijahreszeitraum 1993-95 können überdurchschnittlich hohe $\text{SO}_x\text{-S}_{(\text{ssc})}$ -Frachten im Süden der neuen Bundesländer Sachsen-Anhalt, Sachsen, Brandenburg, Thüringen sowie in Nordostbayern, Sudniedersachsen und Nordhessen beobachtet werden. Die $\text{SO}_x\text{-S}_{(\text{ssc})}$ -Gesamtdeposition ist in Süddeutschland in beiden Zeiträumen unter dem jeweiligen Mittelwert für die Gesamtfläche Deutschlands. Deutlich in den Karten auszumachen sind Waldgebiete, die besonders in den höheren Mittelgebirgen, höhere Einträge als die umgebenden Flächen anderer Landnutzung erhalten.

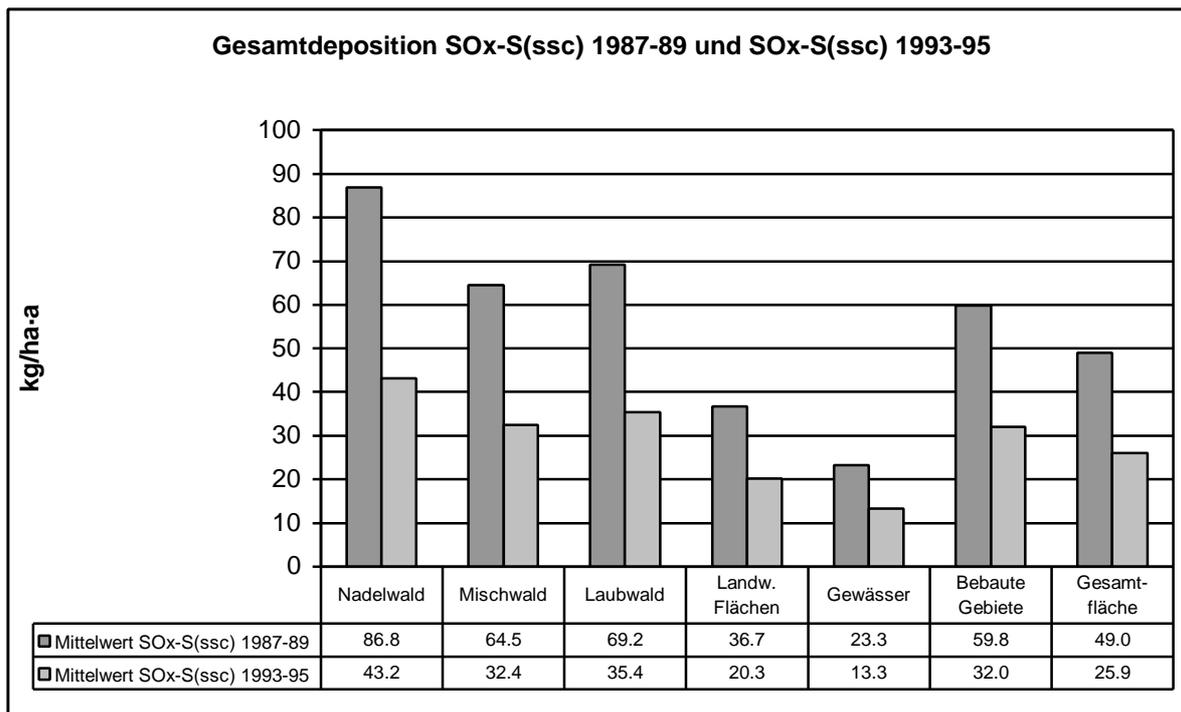


Abb. 9.2.1-2: Mittelwerte der flächenhaften Gesamtdeposition von Schwefel ($\text{SO}_x\text{-S}_{(\text{ssc})}$) 1987-89 und 1993-95 nach Landnutzungsklassen

In Abb. 9.2.1-2 sind die mittleren Einträge in den beiden Mittelungszeiträumen nach Landnutzungsklassen aufgeführt. Neben der deutlichen Verminderung der Gesamtfrachten zwischen 1987-89 (dunkle Säulen) und 1993-95 (helle Säulen), sind die im Vergleich zur Gesamtfläche Deutschlands überdurchschnittlich hohen Einträge in Nadel-, Laub- und Mischwaldgebieten sowie in die Klasse der bebauten Gebiete abzulesen. Die $\text{SO}_x\text{-S}_{(\text{ssc})}$ -Gesamtdeposition in landwirtschaftliche und Gewässerflächen liegt dagegen deutlich unter dem Gesamtdurchschnitt.

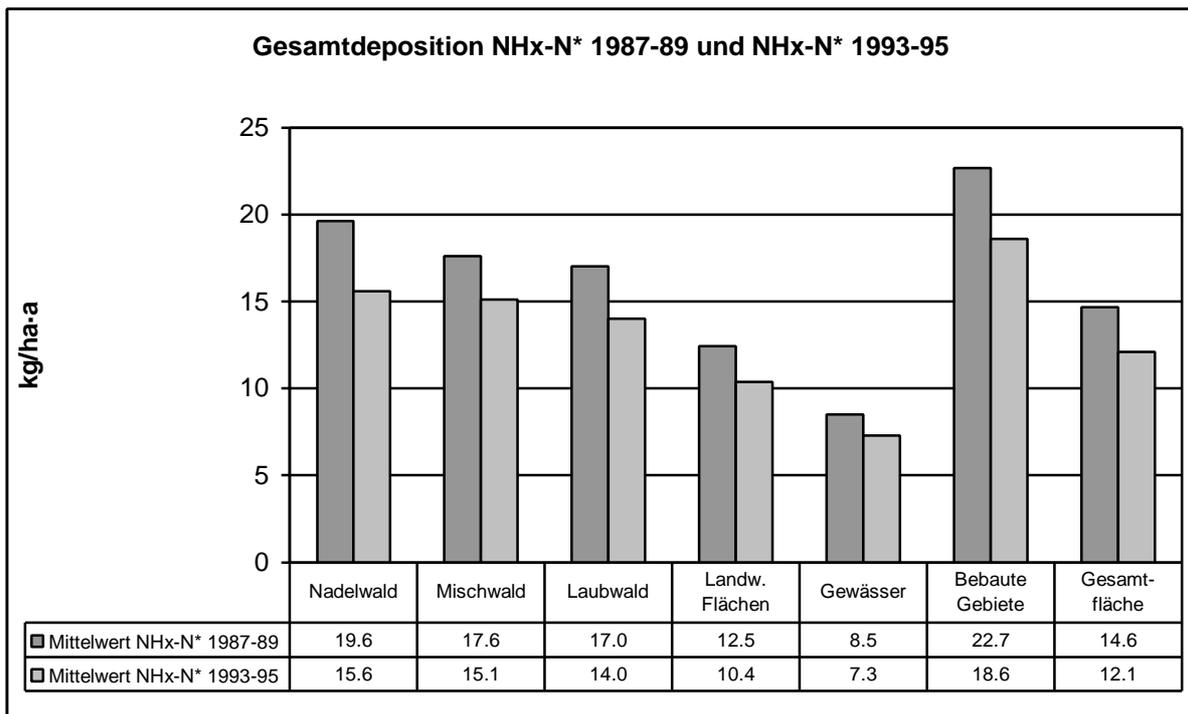


Abb. 9.2.2-2: Mittelwerte der flächenhaften Gesamtdeposition von reduzierten Stickstoffverbindungen (NH_x-N*) 1987-89 und 1993-95 nach Landnutzungsklassen

Die mittleren Gesamteinträge reduzierter Stickstoffverbindungen (NH_x-N*) in die einzelnen Landnutzungsklassen gehen aus Abb. 9.1.6-2 hervor. Am weitesten über der durchschnittlichen Gesamtfracht der Gesamtfläche liegen dabei die Einträge in bebaute Gebiete. Ebenfalls überdurchschnittlich sind die Einträge in Waldgebiete, während landwirtschaftliche und Gewässerflächen unterdurchschnittliche NH_x-N*-Frachten erhalten.

Die Einträge von $\text{NO}_y\text{-N}$ in Waldgebiete sind, wie bereits bei der Betrachtung der Karten 9.2.3-1 deutlich wird, in allen drei Klassen (Nadel-, Laub- und Mischwald) in sehr ähnlicher Größenordnung überdurchschnittlich hoch (Abb. 9.2.3-2). Ebenfalls über dem Mittel der Gesamtfläche liegen die $\text{NO}_y\text{-N}$ -Einträge in bebaute Gebiete, während sie in landwirtschaftliche und Gewässerflächen unter dem Durchschnitt liegen.

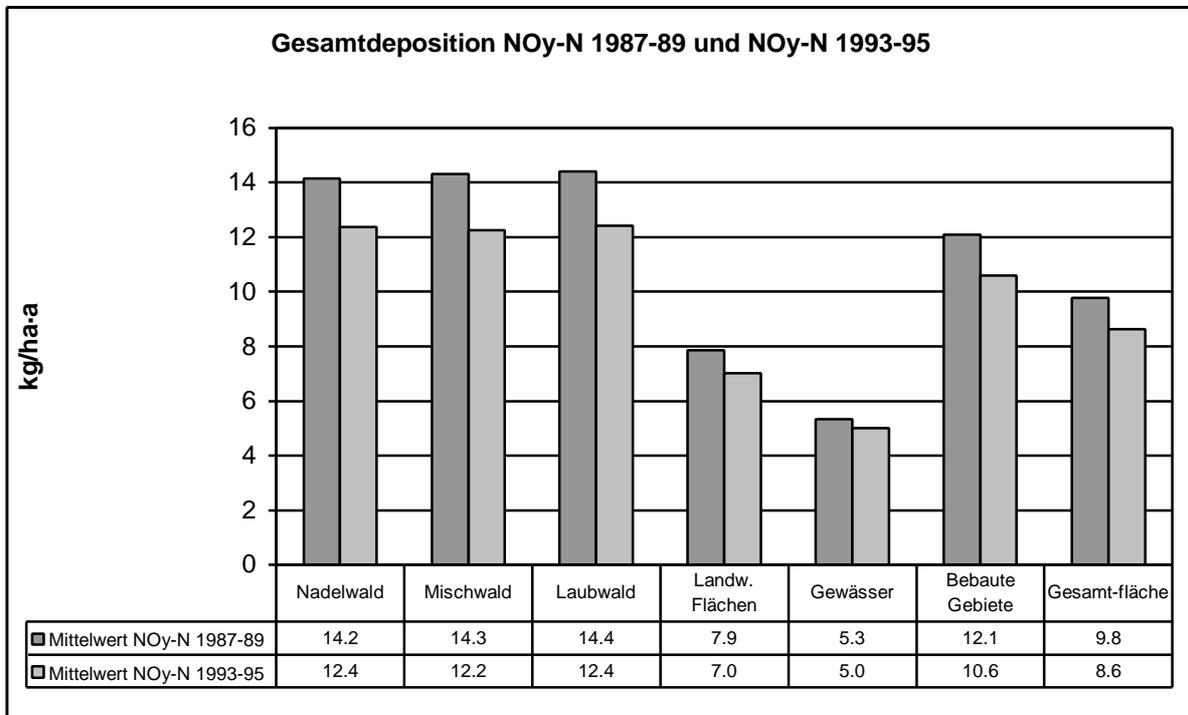


Abb. 9.2.3-2: Mittelwerte der flächenhaften Gesamtdeposition von oxidierten Stickstoffverbindungen ($\text{NO}_y\text{-N}$) 1987-89 und 1993-95 nach Landnutzungsklassen

Der naß deponierte Anteil der N*-Gesamtdeposition beträgt in den Einzeljahren der Kartierungen zwischen 45% und 49%, im Mittel aller kartierten Jahre 48%. Der trocken deponierte Anteil liegt dementsprechend im Mittel aller Jahre bei ca. 52% (Tab. 9.2.4-1).

In der Tabelle 9.2.4-2 sind die auf die Gesamtfläche Deutschlands bezogenen mittleren Anteile reduzierter und oxidierter Stickstoffverbindungen an der N*-Gesamtdeposition aufgeführt. Reduzierter Stickstoff (NH_x-N*) bildet im Mittel aller kartierten Jahre mit ca. 59% den größeren Teil der N*-Gesamtdeposition, während der Anteil reduzierter Stickstoffverbindungen (NO_y-N) nur ca. 41% beträgt.

Tab. 9.2.4-2: Mittlere Anteile von oxidiertem (NO_y-N) und reduziertem Stickstoff (NH_x-N*) an der Gesamtdeposition von Gesamt-Stickstoff (N*)

	1987	1988	1989	87-89	1993	1994	1995	93-95	87-95
Mittlerer Anteil von NO _y -N an N*	40%	39%	41%	40%	42%	42%	41%	42%	41%
Mittlerer Anteil von NH _x -N* an N*	60%	61%	59%	60%	58%	58%	59%	58%	59%
Zusammen:	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%

Bei der Betrachtung der mittleren Einträge von Gesamt-Stickstoff in einzelne Landnutzungsklassen sind überdurchschnittlich hohe Frachten in Bebaute Gebiete, Nadel-, Laub- und Mischwaldgebiete in Deutschland zu beobachten (Abb. 9.2.4-2).

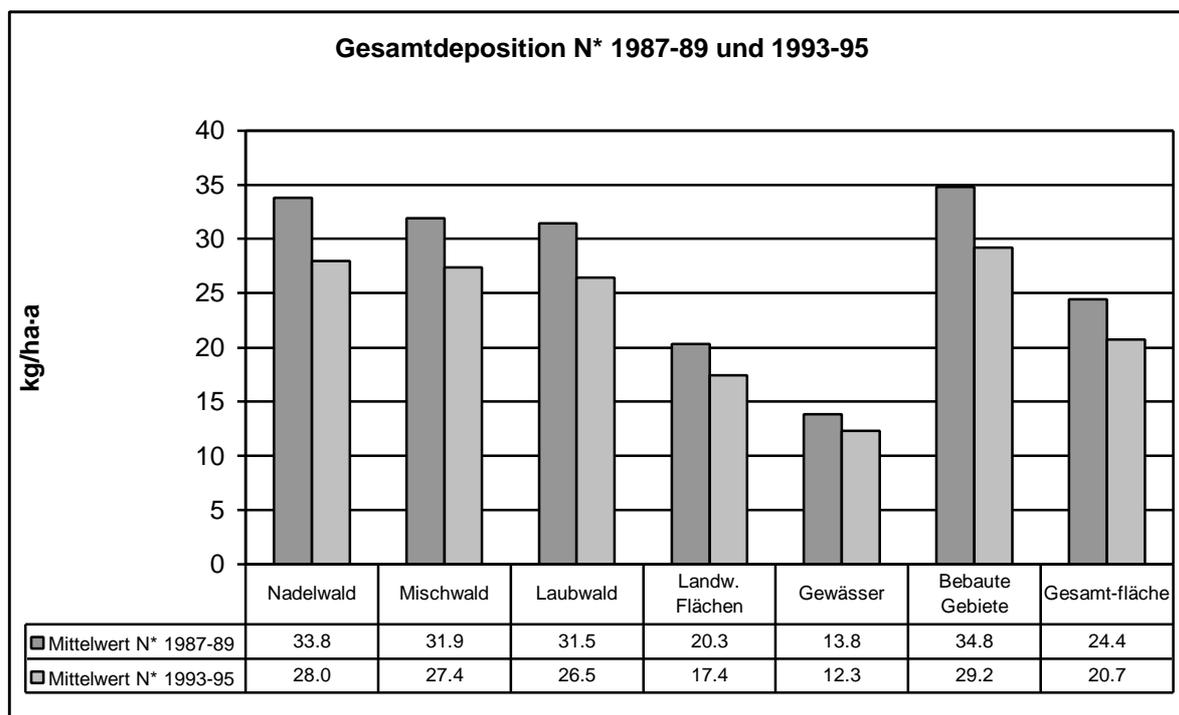


Abb. 9.2.4-2: Mittelwerte der flächenhaften Gesamtdeposition von Gesamt-Stickstoff (N*) 1987-89 und 1993-95 nach Landnutzungsklassen

9.2.5 Gesamtdeposition potentieller Säure ($AC_{pot}^* = S_{(ssc)} + N^* + Cl_{(ssc)}$)

Das Jahresmittel der Gesamtdeposition von potentieller Säure ($AC_{pot}^* = S_{(ssc)} + N^* + Cl_{(ssc)}$) hat sich im Zeitraum 1987 bis 1995 um ca. 51% verringert (Abb. 9.2.5-1). Dies entspricht einem Rückgang um 2909 eq/ha·a von 5705 (1987) auf 2796 eq/ha·a (1995). Besonders deutlich ist der Rückgang der AC_{pot}^* -Gesamtdeposition von 1987 bis 1989, der auch durch eine starke Abnahme der Maximalwerte gekennzeichnet ist (Abb. 9.2.5-1). In den Jahren 1993 bis 1995 liegen diese bei nur noch 11.000 eq/ha·a.

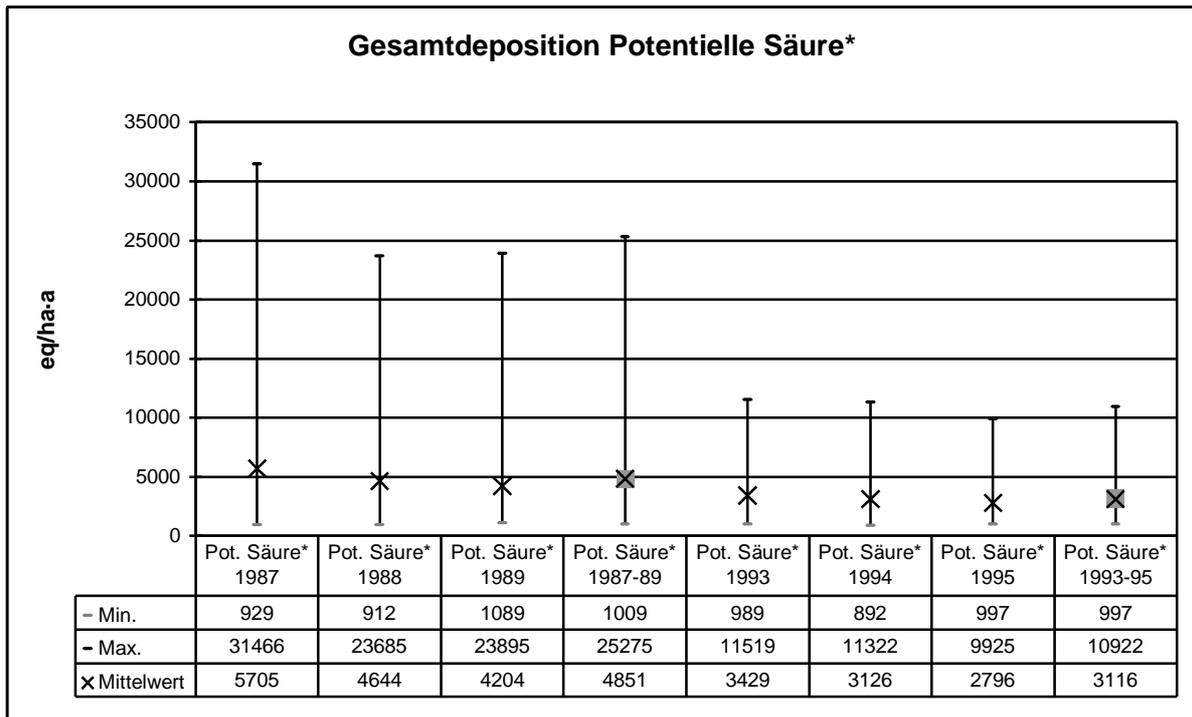


Abb. 9.2.5-1: Minimum, Maximum und Mittelwert der flächenhaften Gesamtdeposition von potentieller Säure ($AC_{pot}^* = S_{(ssc)} + N^* + Cl_{(ssc)}$) 1987-1989 und 1993-1995

In den Karten 9.2.5-1 ist die räumliche Verteilung des Gesamteintrages potentieller Säure im Mittel der Jahre 1987-89 und 1993-95 in Deutschland dargestellt. Bei dem Vergleich der AC_{pot}^* -Gesamtdeposition beider Mittelungszeiträume ist der flächenhafte Rückgang der Frachten einerseits und andererseits die weitgehend gleichbleibende räumliche Struktur der Verteilung hoher und niedriger Frachten beobachten: flächenhaft hohe Gesamteinträge sind im Westen und Osten zu verzeichnen, flächenhaft geringere Frachten in Süddeutschland, wobei überdurchschnittliche AC_{pot}^* -Gesamtfrachten in Waldgebiete und Bebaute Gebiete eingetragen werden. Das sichtbare punkthafte Muster der Karten ist wiederum durch Unterschiede der Eintragshöhe in die einzelnen Landnutzungen bedingt. In der Grafik Abb. 9.2.5-2 sind die Mittleren Einträge 1987-89 und 1993-95 in die einzelnen Landnutzungsklassen aufgeführt.

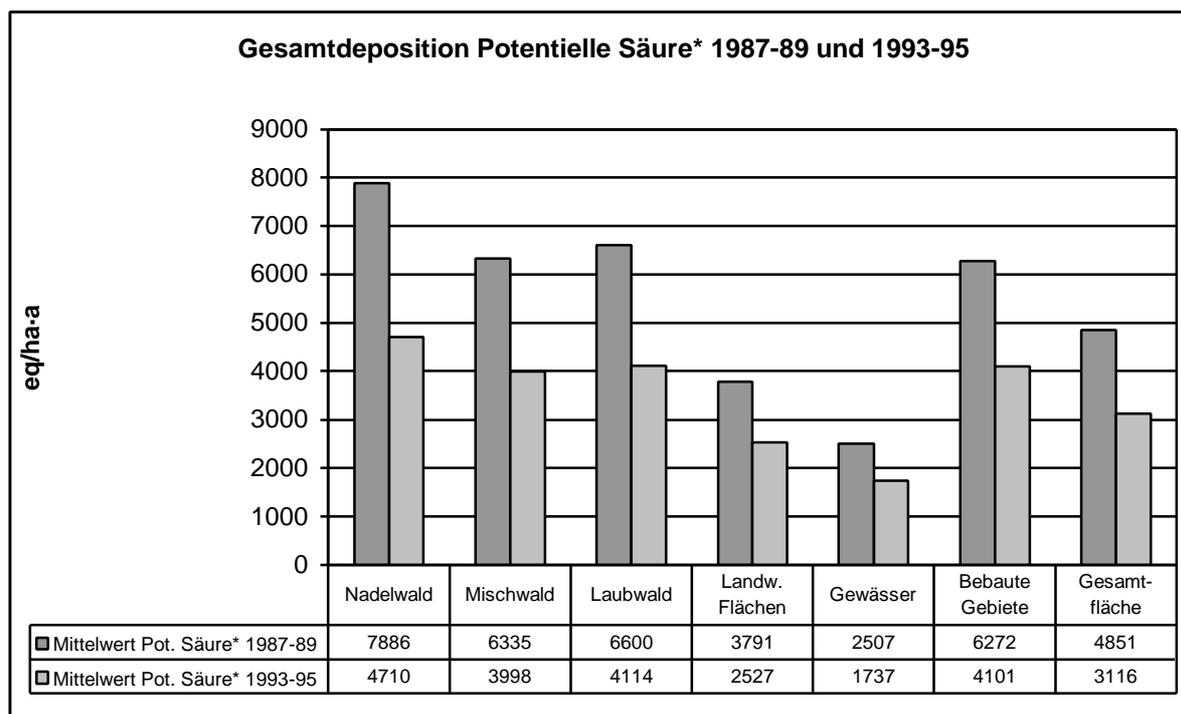


Abb. 9.2.5-2: Mittelwerte der flächenhaften Gesamtdeposition von potentieller Säure ($AC_{pot}^* = S_{(ssc)} + N^* + Cl_{(ssc)}$) 1987-89 und 1993-95 nach Landnutzungsklassen

Der überwiegende Eintrag potentieller Säure erfolgt als trockene Deposition. Der naß deponierte Anteil an der AC_{pot}^* -Gesamtdeposition liegt im Mittel aller bearbeiteten Jahre bei ca. 38%, der trocken deponierte Anteil entsprechend bei ca. 62% (Tab. 9.2.5-1). In den Einzelnen Jahren beträgt die Schwankung dieser mittleren Anteile bis zu ca. 8%.

Tab. 9.2.5-1: Mittlere Anteile der trocken und naß deponierten Fraktion an der Gesamtdeposition von potentieller Säure ($AC_{pot}^* = S_{(ssc)} + N^* + Cl_{(ssc)}$)

	1987	1988	1989	87-89	1993	1994	1995	93-95	87-95
Mittlerer trocken deponierter Anteil von AC_{pot}^*	68%	63%	63%	65%	62%	60%	59%	60%	62%
Mittlerer naß deponierter Anteil von AC_{pot}^*	32%	37%	37%	35%	38%	40%	41%	40%	38%
Zusammen:	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%

Der Anteil der einzelnen Komponenten an der AC_{pot}^* -Gesamtdeposition verändert sich im betrachteten Kartierungszeitraum deutlich (Tab. 9.2.5-2). Im Mittel über die Gesamtfläche Deutschlands dominiert der Schwefelanteil in der Gesamtdeposition potentieller Säure mit über 50% bis einschließlich 1994. Der Anteil von Stickstoff nimmt im Kartierungszeitraum von etwas weniger als einem Drittel (ca. 31% 1987) stetig zu und erreicht 1995 bereits im Mittel etwas mehr als den halben Anteil (ca. 52%) an der Mittleren Gesamtdeposition von AC_{pot}^* . Bemerkenswert ist dabei auch, daß generell ein Anstieg der Anteile beider Gesamtstickstoffkomponenten NO_Y-N und NH_X-N^* zu verzeichnen ist, wobei reduzierte Stickstoffverbindungen (NH_X-N^*) im Mittel ca. zu knapp zwei Drittel der Gesamtstickstofffrachten beitragen (vgl. Kap. 9.2.4). Der Anteil von $Cl_{(ssc)}$, der nur als naßdeponierte Fraktion in die Berechnung der AC_{pot}^* eingeht, da keine modellierung der Trockendeposition erfolgt, ist mit 0,4% bis 1,4% (Tab. 9.2.5-2) vernachlässigbar gering.

Tab. 9.2.5-2: Mittlere Anteile von oxidiertem Schwefel ($\text{SO}_X\text{-S}_{(\text{ssc})}$), Gesamt-Stickstoff (N), oxidiertem ($\text{NO}_Y\text{-N}$) und reduziertem Stickstoff ($\text{NH}_X\text{-N}^*$) und Chlor ($\text{Cl}_{(\text{ssc})}$) an der Gesamtdeposition von potentieller Säure ($\text{AC}_{\text{pot}}^* = \text{S}_{(\text{ssc})} + \text{N}^* + \text{Cl}_{(\text{ssc})}$)

	1987	1988	1989	87-89	1993	1994	1995	93-95	87-95
Mittlerer Anteil von $\text{SO}_X\text{-S}_{(\text{ssc})}$ an AC_{pot}^*	68,0%	62,0%	57,2%	62,4%	55,7%	51,6%	47,6%	51,6%	57,0%
Mittlerer Anteil von N an AC_{pot}^*	31,1%	36,6%	41,9%	36,6%	43,9%	47,5%	51,9%	47,8%	42,2%
Mittlerer Anteil von $\text{NO}_Y\text{-N}$ an AC_{pot}^*	12,5%	14,3%	17,1%	14,6%	18,3%	19,9%	21,4%	19,9%	17,3%
Mittlerer Anteil von $\text{NH}_X\text{-N}^*$ an AC_{pot}^*	18,6%	22,3%	24,8%	22,0%	25,6%	27,6%	30,5%	27,9%	24,9%
Mittlerer Anteil von $\text{Cl}_{(\text{ssc})}$ an AC_{pot}^*	0,8%	1,4%	0,9%	1,0%	0,4%	0,9%	0,5%	0,6%	0,8%
<i>zusammen:</i>	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%

Die Verteilung der AC_{pot}^* -Anteile von oxidiertem Schwefel ($\text{SO}_X\text{-S}_{(\text{ssc})}$), reduziertem Stickstoff ($\text{NH}_X\text{-N}^*$) und oxidiertem ($\text{NO}_Y\text{-N}$) ist in den Karten 9.2.5-2 und 9.2.5-3 als Mittel der Zeiträume 1987-89 und 1993-95 dargestellt. $\text{SO}_X\text{-S}_{(\text{ssc})}$ ist 1987-89 (Karten 9.2.5-2) mit einem Anteil von über 50% in sehr weiten Teilen Deutschlands der dominante Säurebildner. Nur im Süden und Nordwesten liegen die $\text{SO}_X\text{-S}_{(\text{ssc})}$ -Anteile an der AC_{pot}^* unter 50%, entsprechend hoch sind hier die Anteile von $\text{NH}_X\text{-N}^*$, die flächenhaft bis zu 50% erreichen. Die Anteile von $\text{NO}_Y\text{-N}$ an der AC_{pot}^* liegen in Südwestdeutschland in der Größenordnung bis zu 30% im übrigen Gebiet Deutschlands zwischen 6% und 20%.

Im zweiten Dreijahreszeitraum 1993-95 (Karten 9.2.5-3) dominieren die $\text{SO}_X\text{-S}_{(\text{ssc})}$ -Anteile mit über 50% an der AC_{pot}^* nur noch im Osten Deutschlands und in einigen Mittelgebirgsregionen und Waldgebieten, sowie im äußersten Nordwesten Niedersachsens deutlich, in Süddeutschland treten kleinere Gebiete auf, in welchen die $\text{SO}_X\text{-S}_{(\text{ssc})}$ -Anteile unter 30% liegen. Die Anteile von $\text{NH}_X\text{-N}^*$ über 30% bis 64% dehnen sich im Nordwesten und Süden Deutschlands auf weitere Bereiche aus. In einem Gebiet, das als breiter Streifen zwischen dem Schwarzwald, der Kölner Bucht und der Ostseeküste diagonal über Deutschland verläuft, liegen die Anteile der $\text{NH}_X\text{-N}^*$ -Gesamtdeposition an der AC_{pot}^* nahezu flächendeckend zwischen 20% und 30%, während sie im Osten Deutschlands nur zwischen 6% und 20% betragen. Die Anteile von $\text{NO}_Y\text{-N}$ an der AC_{pot}^* liegen im Mittel von 1993-95 im gesamten Südwesten, weiten Teilen der Mitte und des Südosten Deutschlands sowie im Hinterland der Ostseeküste Mecklenburg-Vorpommerns in der Größenordnung bis zu 30% mit einem Maximum von 34% im Südschwarzwald übrigen Gebiet Deutschlands zwischen 6% und 20%.

9.2.6 Gesamtdeposition potentieller Netto-Säure ($AC_{\text{pot (net)}}^* = (S_{\text{(ssc)}} + N^* + Cl_{\text{(ssc)}}) - (BC_{\text{(ssc)}})$)

Das Jahresmittel der Gesamtdeposition von potentieller Netto-Säure ($AC_{\text{pot (net)}}^* = (S_{\text{(ssc)}} + N^* + Cl_{\text{(ssc)}}) - (BC_{\text{(ssc)}})$) hat sich im Zeitraum 1987 bis 1995 um ca. 50% verringert (Abb. 9.2.6-1). Dies entspricht einem mittleren Rückgang um 2444 eq/ha·a von 4913 (1987) auf 2469 eq/ha·a (1995).

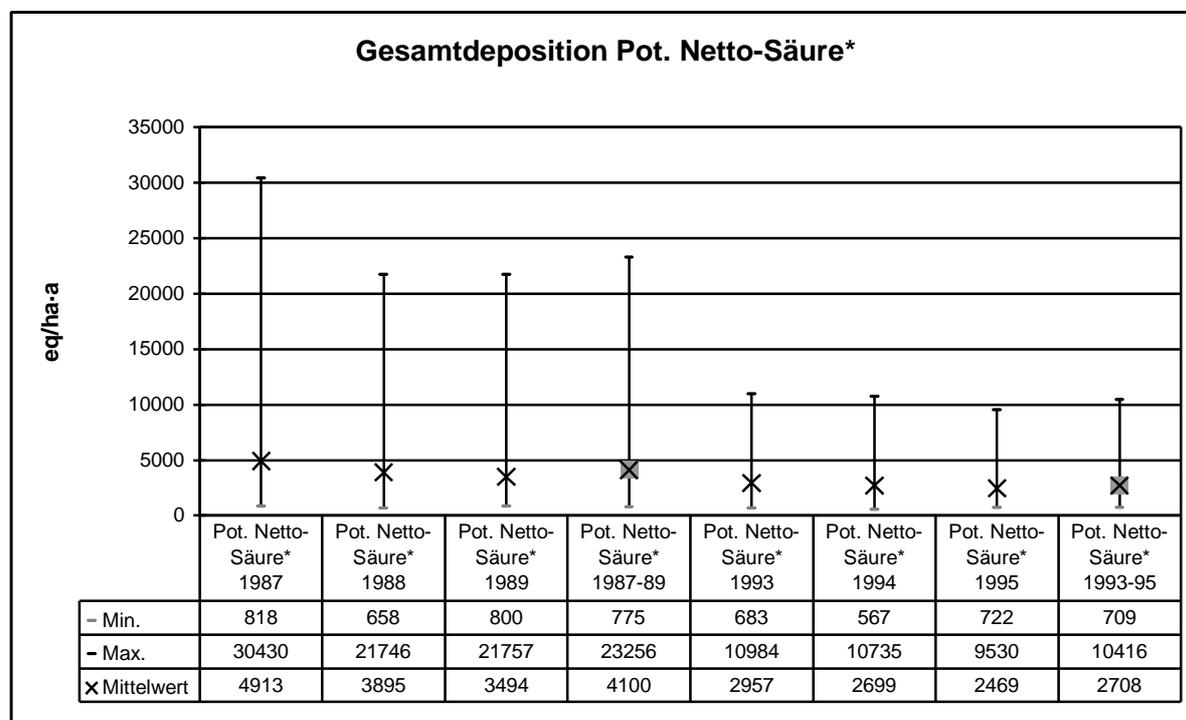


Abb. 9.2.6-1: Minimum, Maximum und Mittelwert der flächenhaften Gesamtdeposition von potentieller Netto-Säure ($AC_{\text{pot (net)}}^* = (S_{\text{(ssc)}} + N^* + Cl_{\text{(ssc)}}) - (BC_{\text{(ssc)}})$) 1987-1989 und 1993-1995

Die Karten 9.2.6-1 bilden die Gesamtdeposition der potentiellen Netto-Säure im Mittel der drei Jahre 1987-89 und 1993-95 ab. Bei auffälliger Änderung in der Höhe des $AC_{\text{pot (net)}}^*$ -Gesamteintrags hat sich die Struktur bzw. räumliche Verteilung hoher und niedriger Einträge weitaus weniger zwischen den beiden dargestellten Zeiträumen geändert. So sind flächenhaft hohe Gesamtfrachten im Nordwesten (Schleswig-Holstein, Hamburg, Niedersachsen, Bremen und Nordrhein-Westfalen) und im Osten Deutschlands (Sachsen, Brandenburg, Berlin, Sachsen-Anhalt, Thüringen und Nordost Bayern) vorherrschend. Geringere Gesamtfrachten erhalten der Süddeutsche Raum und Nordostdeutschland. Deutlich als kleinteiliges Muster zu beobachten sind höhere Einträge in Waldgebiete und z. T. in städtische Ballungsräume. Sie treten in der Abbildung durch die dunklere Färbung der höheren Einträge im Gegensatz zu den sie umgebenden geringer befrachteten landwirtschaftlichen Gebiete hervor.

Die Mittleren Einträge der Gesamtdeposition potentieller Netto-Säure in die Flächen der einzelnen Landnutzungsklassen ist in Abb. 9.2.6-2 zusammenfassend dargestellt. In beiden Dreijahreszeiträumen liegt der Eintrag in die Waldgebiete (Nadel-, Laub- und Mischwald) sowie in Bebaute Gebiete deutlich über dem Durchschnitt der Gesamtfläche Deutschlands, während der Gesamteintrag in landwirtschaftliche und Gewässerflächen im Mittel deutlich darunter liegt.

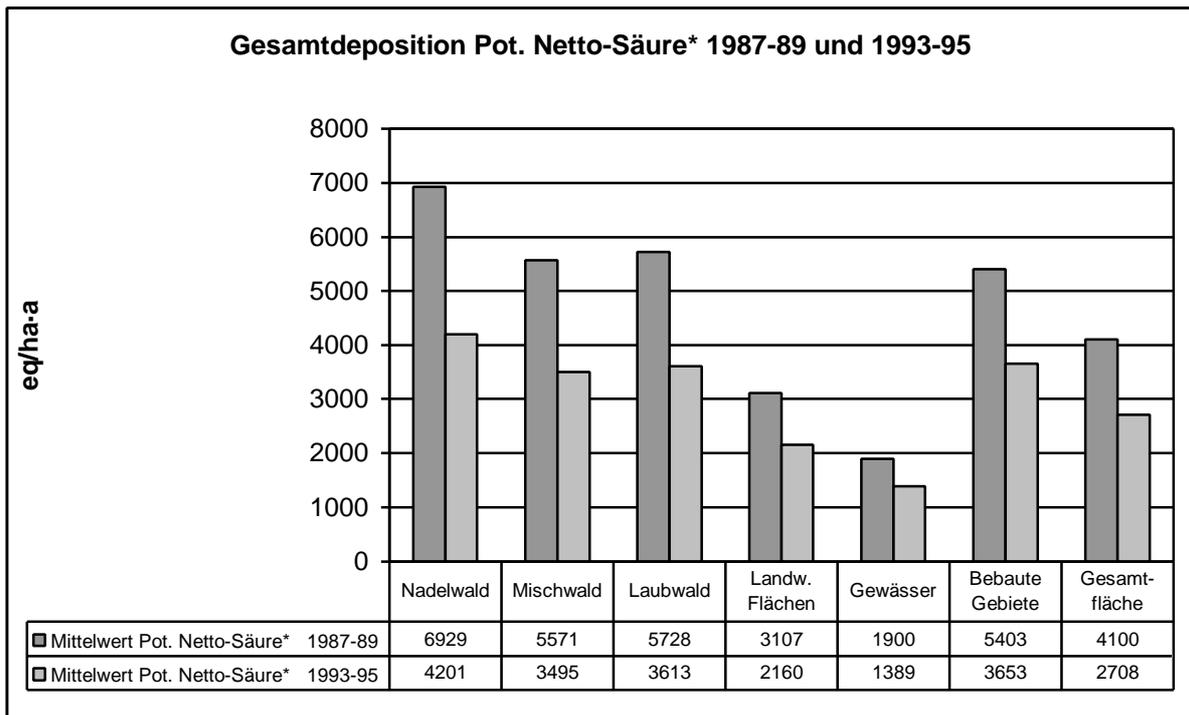


Abb. 9.2.6-2: Mittelwerte der flächenhaften Gesamtdeposition von potentieller Netto-Säure ($AC_{\text{pot (net)}}^* = (S_{(\text{ssc})} + N^* + Cl_{(\text{ssc})}) - (BC_{(\text{ssc})})$) 1987-89 und 1993-95 nach Landnutzungs-klassen

Die Säureneutralisation durch den Gesamteintrag basischer Kationen ($BC_{(\text{ssc})} = Ca_{(\text{ssc})} + K_{(\text{ssc})} + Mg_{(\text{ssc})}$) liegt im Bearbeitungszeitraum im Mittel zwischen 12% (1995) und 17% (1989). Die Karten 9.2.6-2 und 9.2.6-3 der Dreijahresmittel 1987-89 und 1993-95 geben die räumliche Verteilung der Säureneutralisation wider. Eine verhältnismäßig geringe Neutralisation ($< 10\%$) potentieller Säure ist in beiden dargestellten Zeiträumen im Nordwesten und in einigen zusammenhängenden Gebieten am östlichen Rand Deutschlands zu beobachten. Höhere Raten um und über dem Mittelwert der Säureneutralisation ($> 10\%$) treten im Osten, der Mitte und im Süden Deutschlands auf. Im Vergleich der beiden Dreijahresmittel fällt eine Verminderung der Säureneutralisation besonders im äußersten Westen und auf dem Gebiet der Neuen Bundesländer auf, während in Südwestdeutschland und im Alpenraum eine Zunahme, zum Teil aber auch eine Abnahme der Neutralisation im zentralen und westlichen Baden-Württemberg zu beobachten ist.

Trotz der Verminderung der Einträge der Basischen Kationen einerseits und der Komponenten der potentiellen Säure andererseits sind in den relativen Anteilen zwischen der $BC_{(\text{ssc})}$ und AC_{pot}^* im Mittel des ersten und zweiten Dreijahreszeitraumes so gut wie keine Veränderungen festzustellen (s. Kreisdiagramm in Abb. 9.2.6-3 a) und b)). Dagegen ist die Verschiebung zwischen den Anteilen der Gesamteinträge potentieller Säure deutlich (s. Kap. 9.2.5 und vgl. Säulendiagramm in Abb. 9.2.6-3 a) und b)): die Stickstoffkomponenten machen im Mittel 1993-95 zusammen bereits knapp die Hälfte des Säureanteils in der Gesamtdeposition aus.

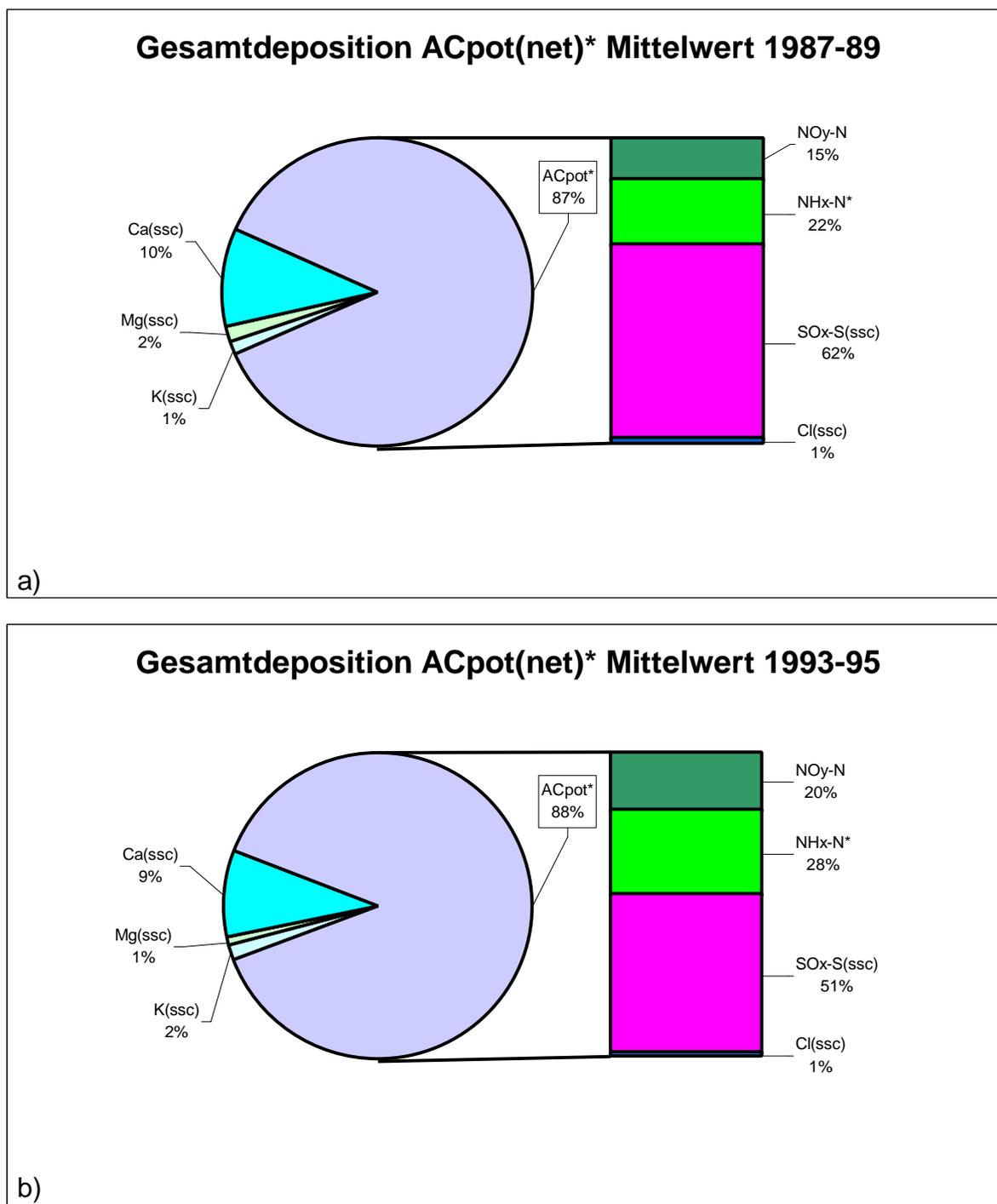
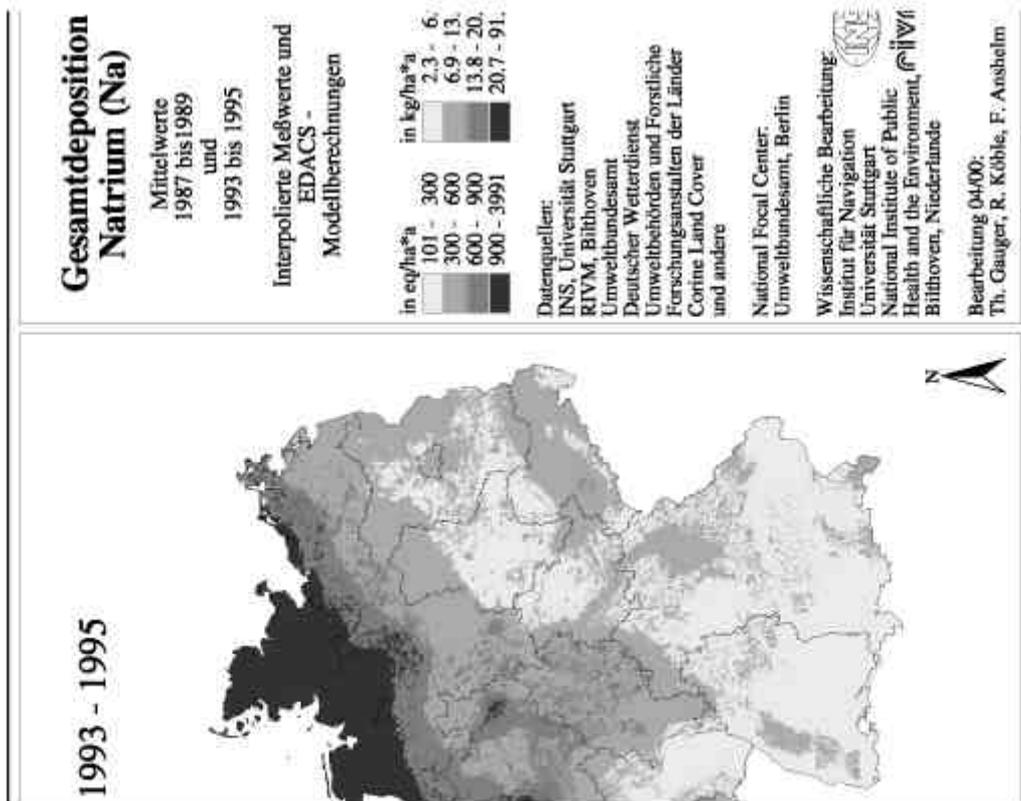
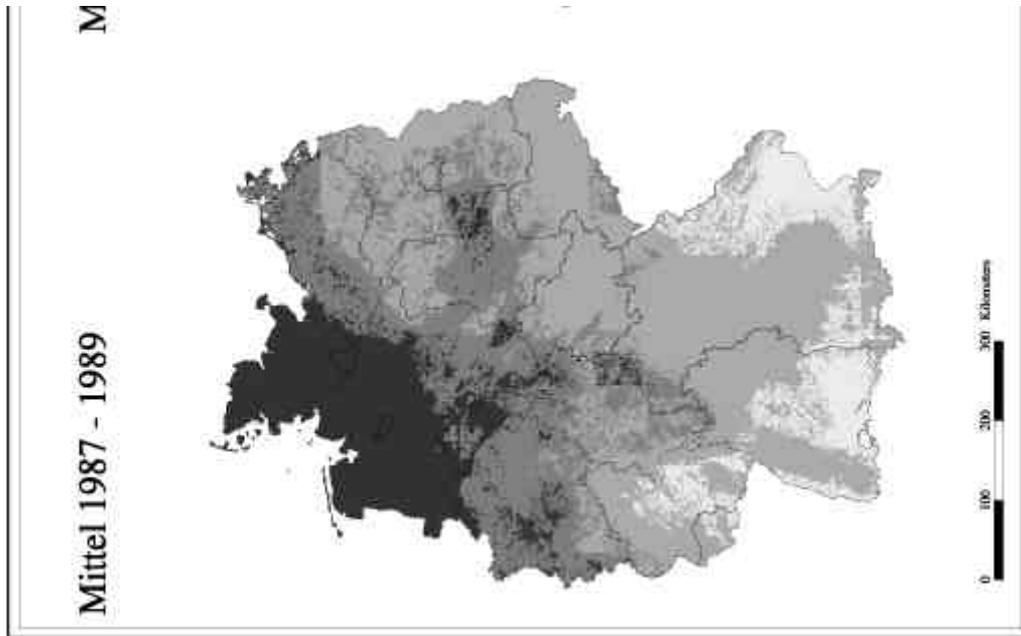
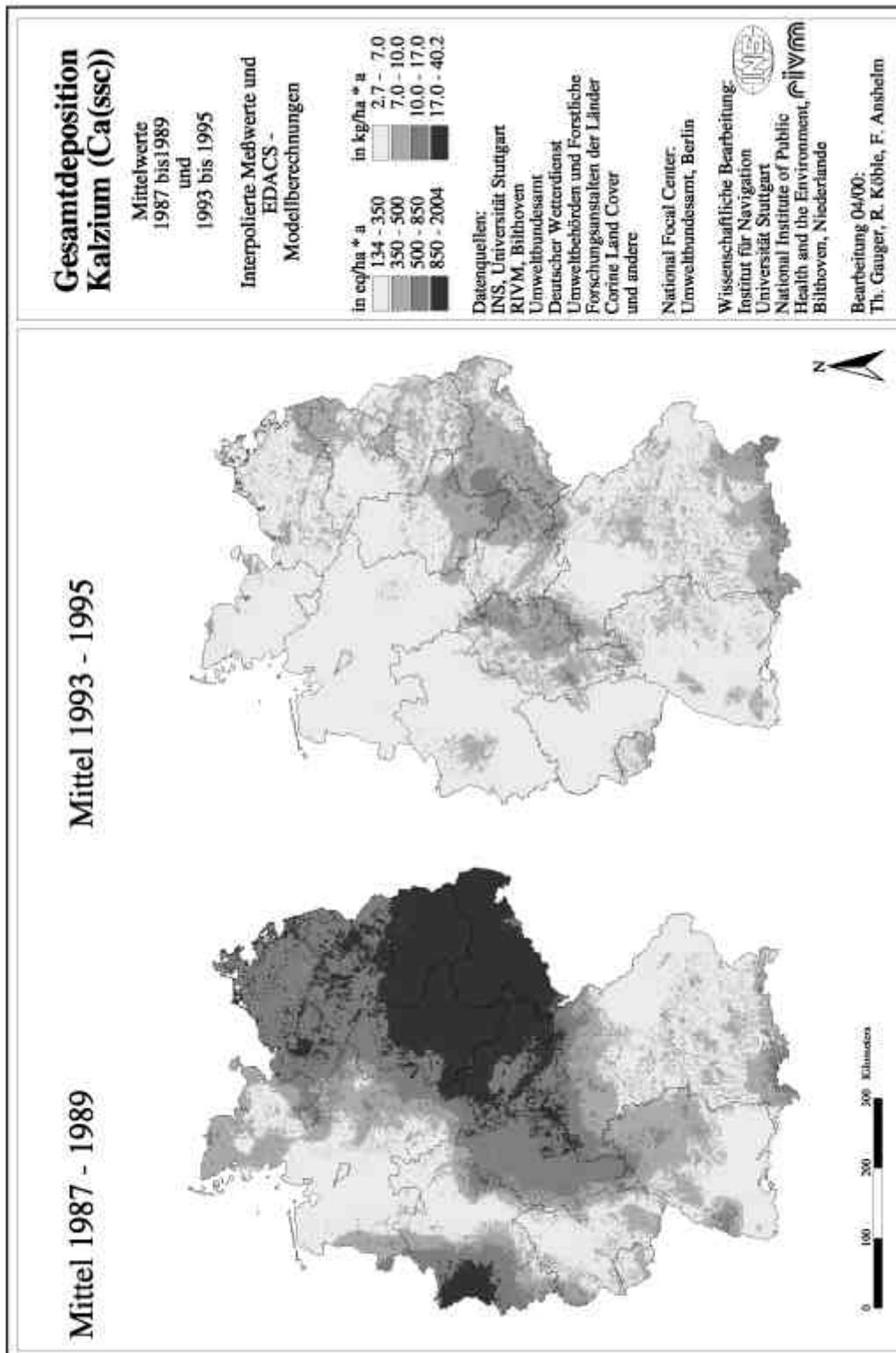


Abb. 9.2.6-3: Anteile der Basischen Kationen $\text{Ca}_{(\text{ssc})}$, $\text{Mg}_{(\text{ssc})}$, $\text{K}_{(\text{ssc})}$ und der Komponenten potentieller Säure (AC_{pot^*}) $\text{NO}_y\text{-N}$, $\text{NH}_x\text{-N}^*$, $\text{SO}_x\text{-S}_{(\text{ssc})}$ und $\text{Cl}_{(\text{ssc})}$ an der flächenhaften Gesamtdeposition potentieller Netto-Säure ($\text{AC}_{\text{pot}(\text{net})^*}$) a) 1987-89 und b) 1993-95

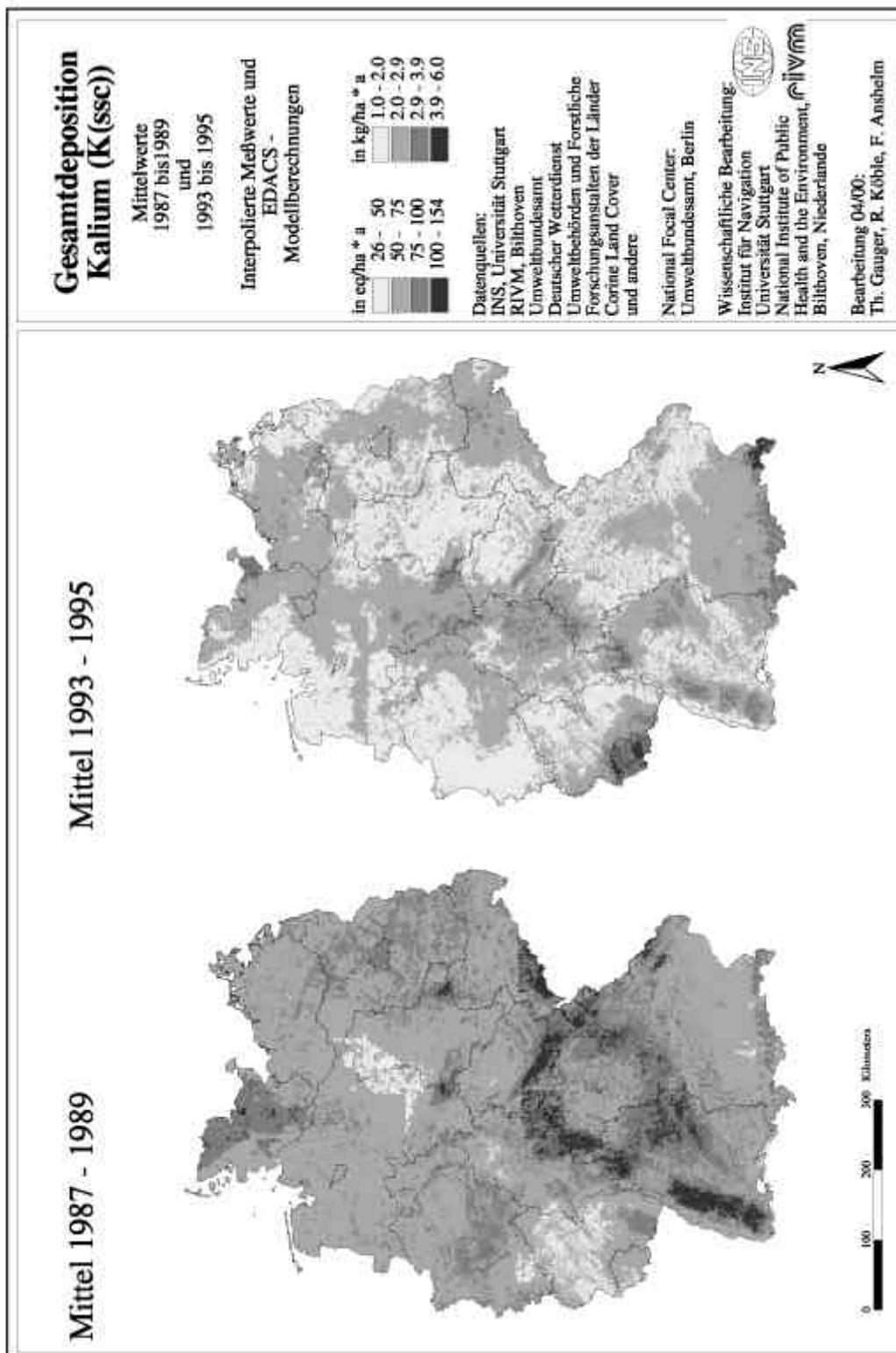
Kartenteil Gesamtdosition

Karten 9.1.1-1 Gesamtdosition von Natrium (Na)

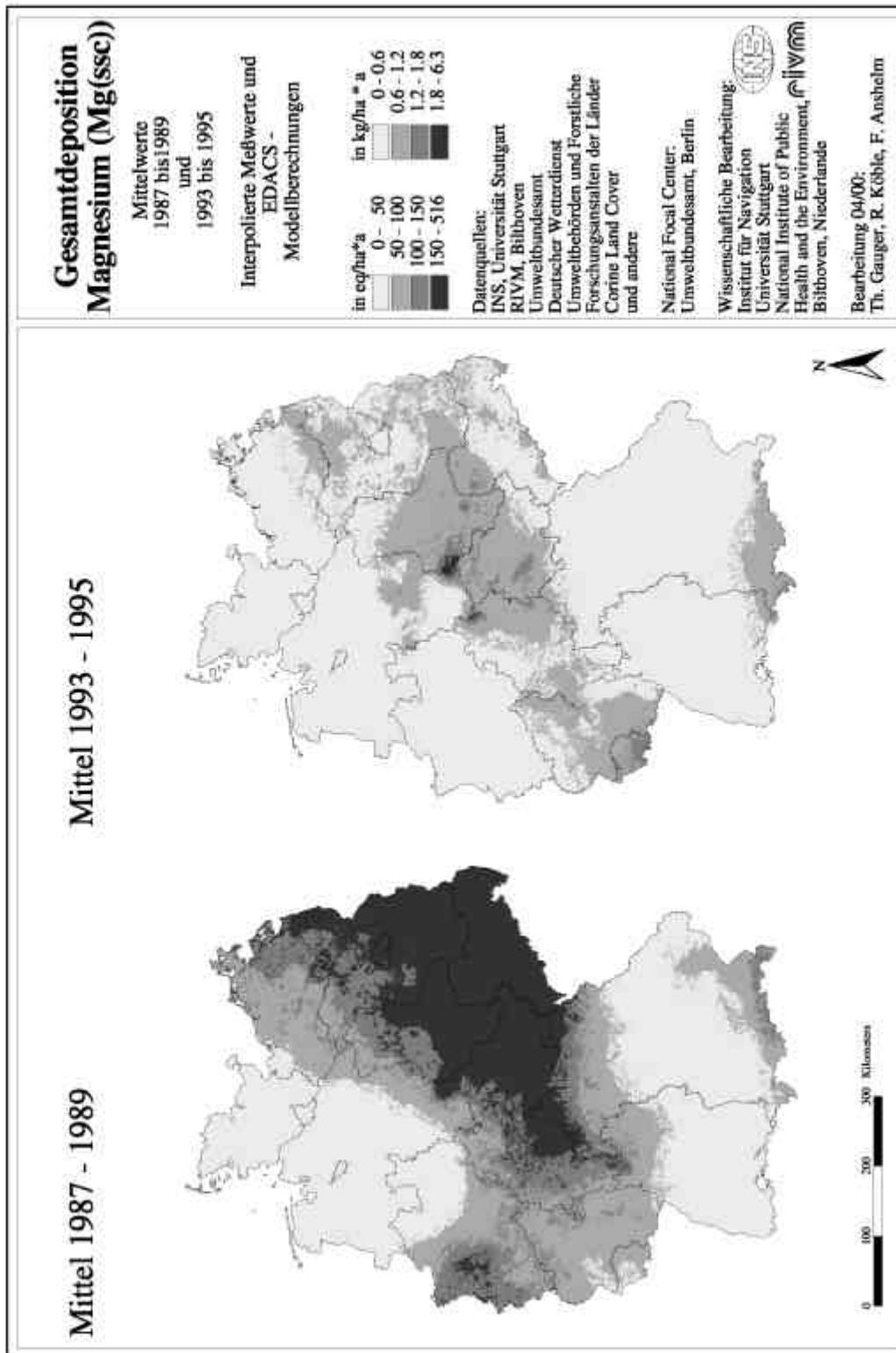


Karten 9.1.2-1 Gesamtdeposition von Kalzium ($\text{Ca}_{(\text{ssc})}$)

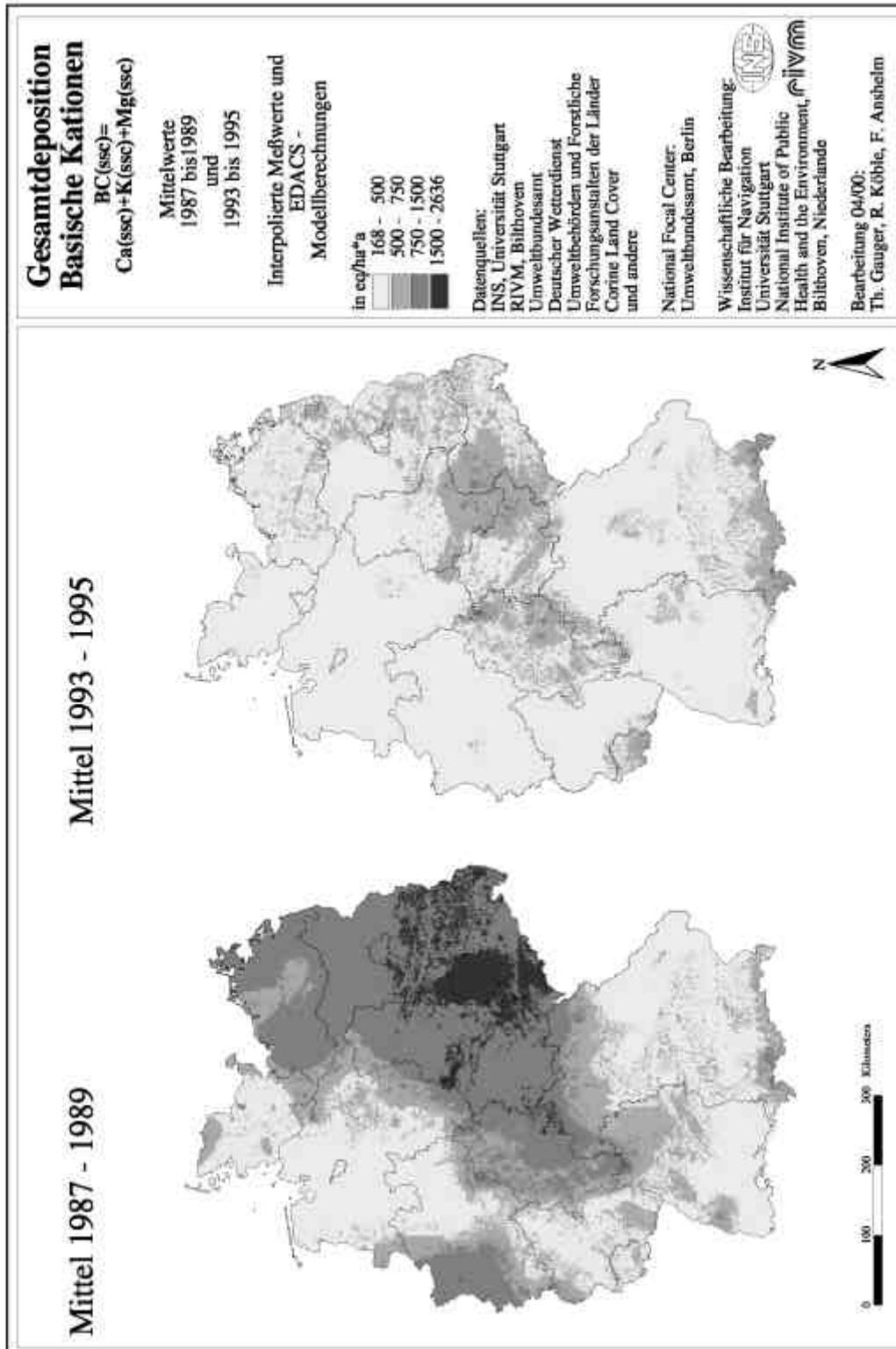
Karten 9.1.3-1 Gesamtdeposition von Kalium ($K_{(ssc)}$)

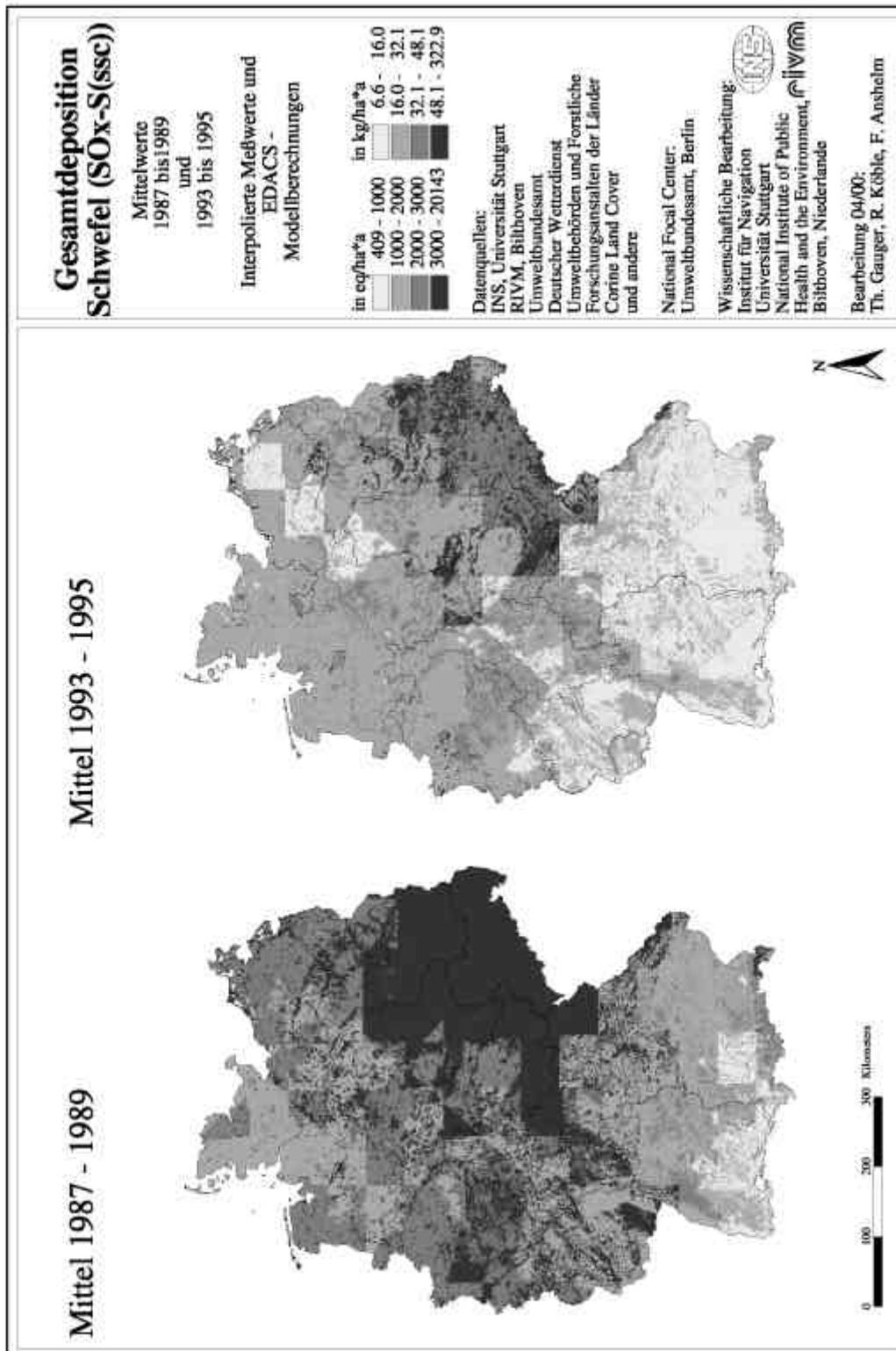


Karten 9.1.4-1 Gesamtdeposition von Magnesium ($Mg_{(ssc)}$)

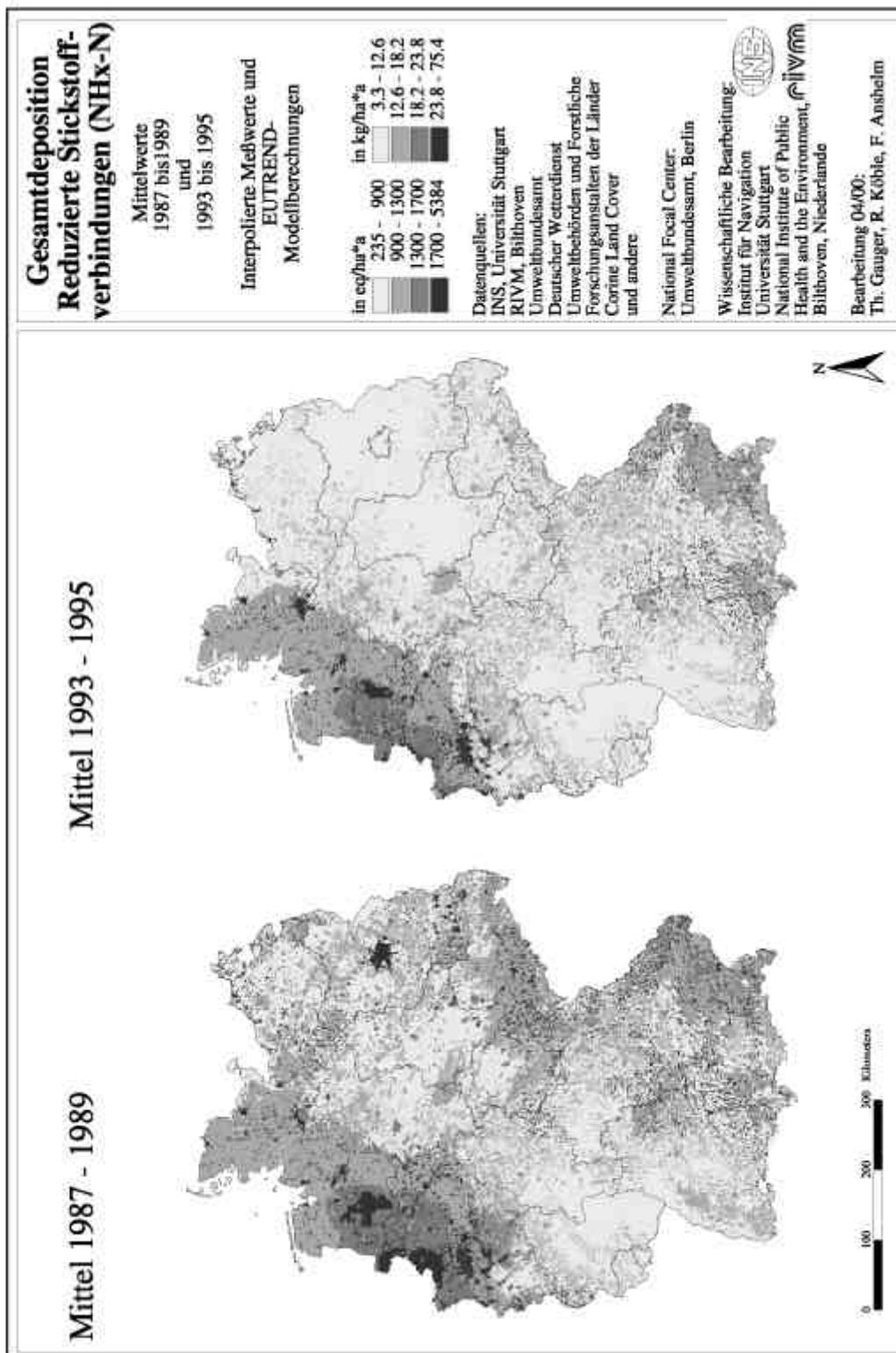


Karten 9.1.5-1 Gesamtdeposition der Summe basischer Kationen
 $(BC_{(ssc)} = Ca_{(ssc)} + K_{(ssc)} + Mg_{(ssc)})$

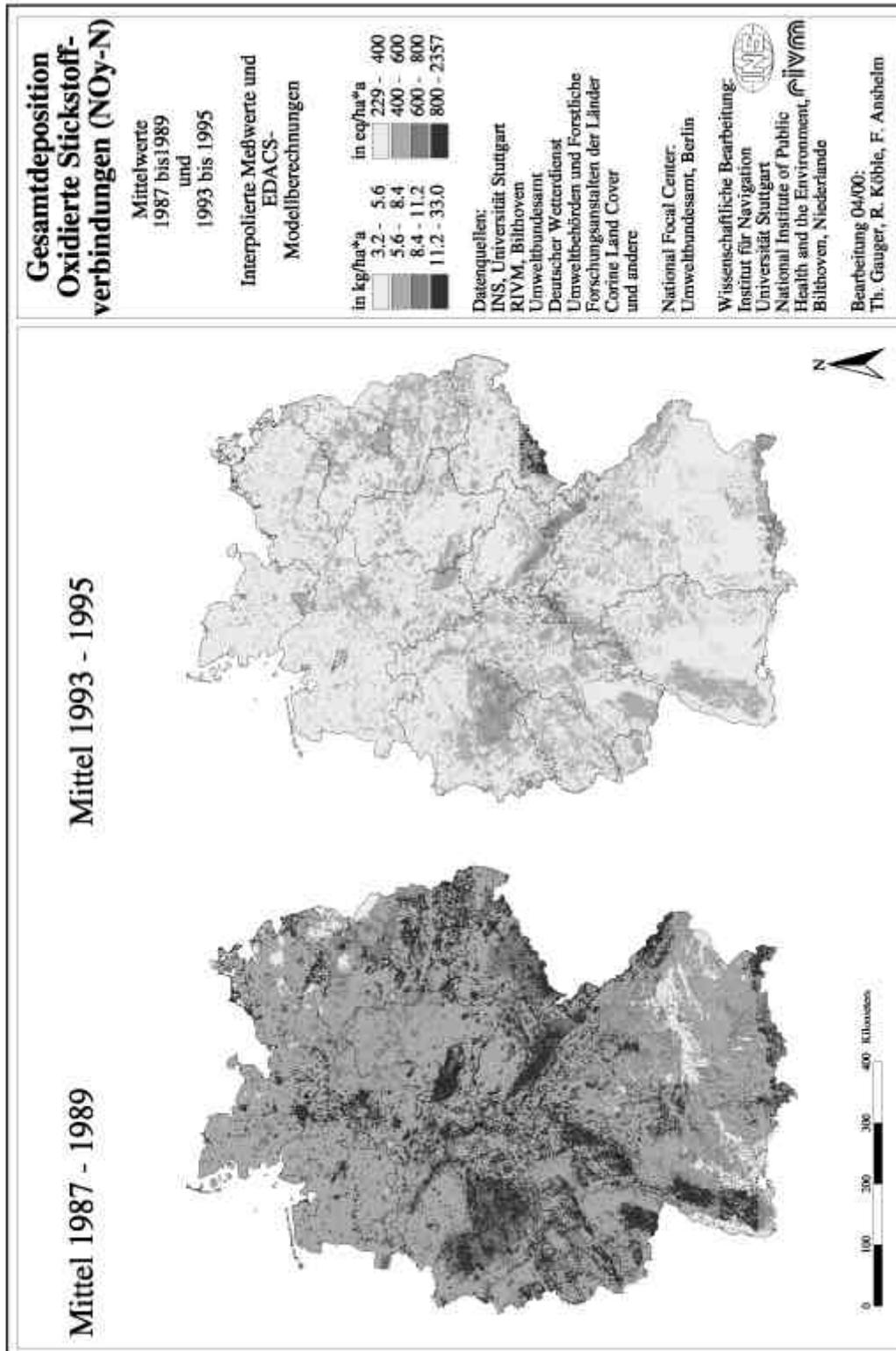


Karten 9.2.1-1 Gesamtdeposition von Schwefel ($\text{SO}_x\text{-S}_{(\text{ssc})}$)

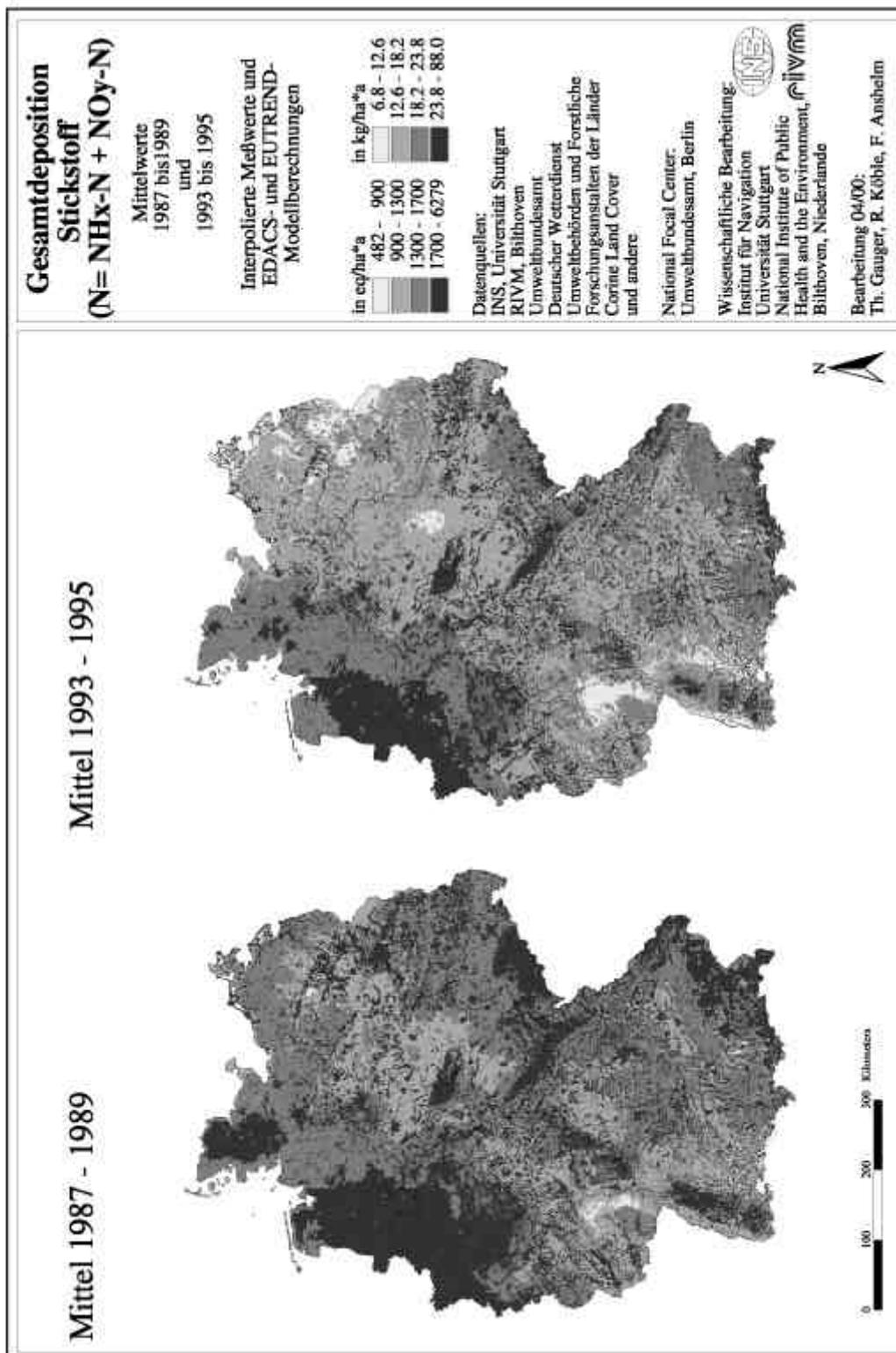
Karten 9.2.2-1 Gesamtdeposition von reduziertem Stickstoff ($\text{NH}_x\text{-N}^*$)



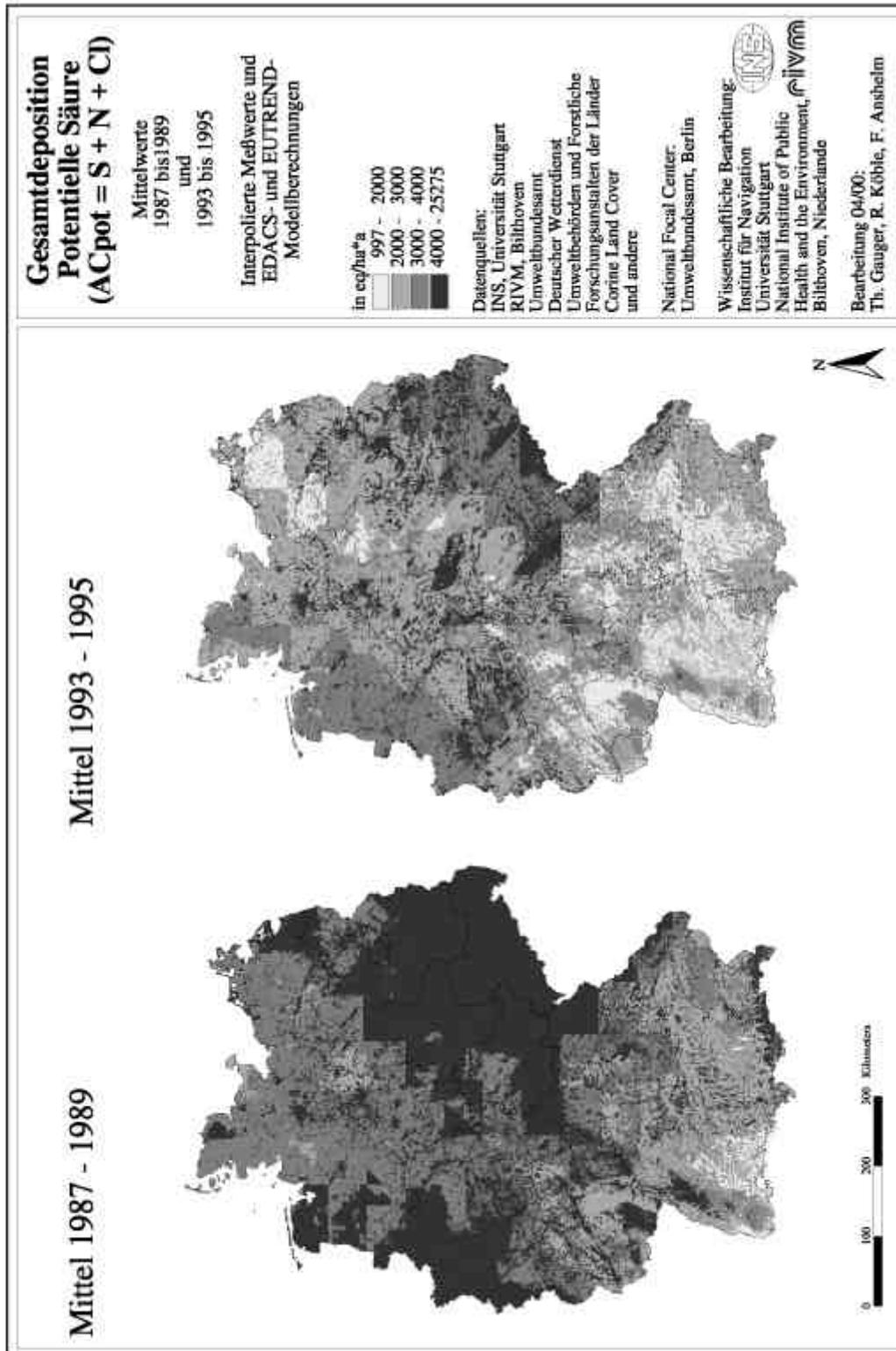
Karten 9.2.3-1 Gesamtdeposition von oxidiertem Stickstoff (NO_y-N)



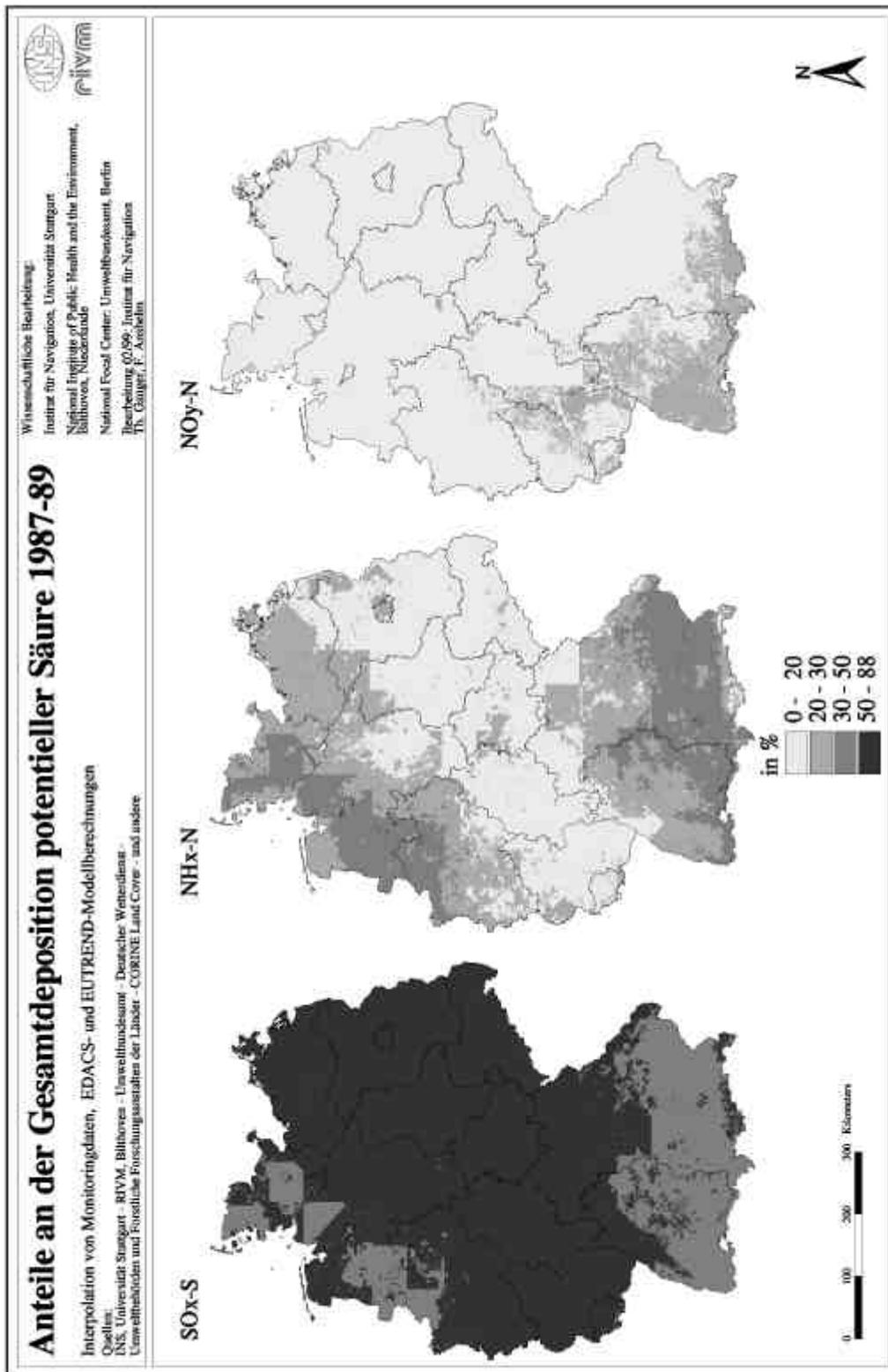
Karten 9.2.4-1 Gesamtdeposition von Gesamtstickstoff ($N^* = NO_Y-N + NH_X-N^*$)



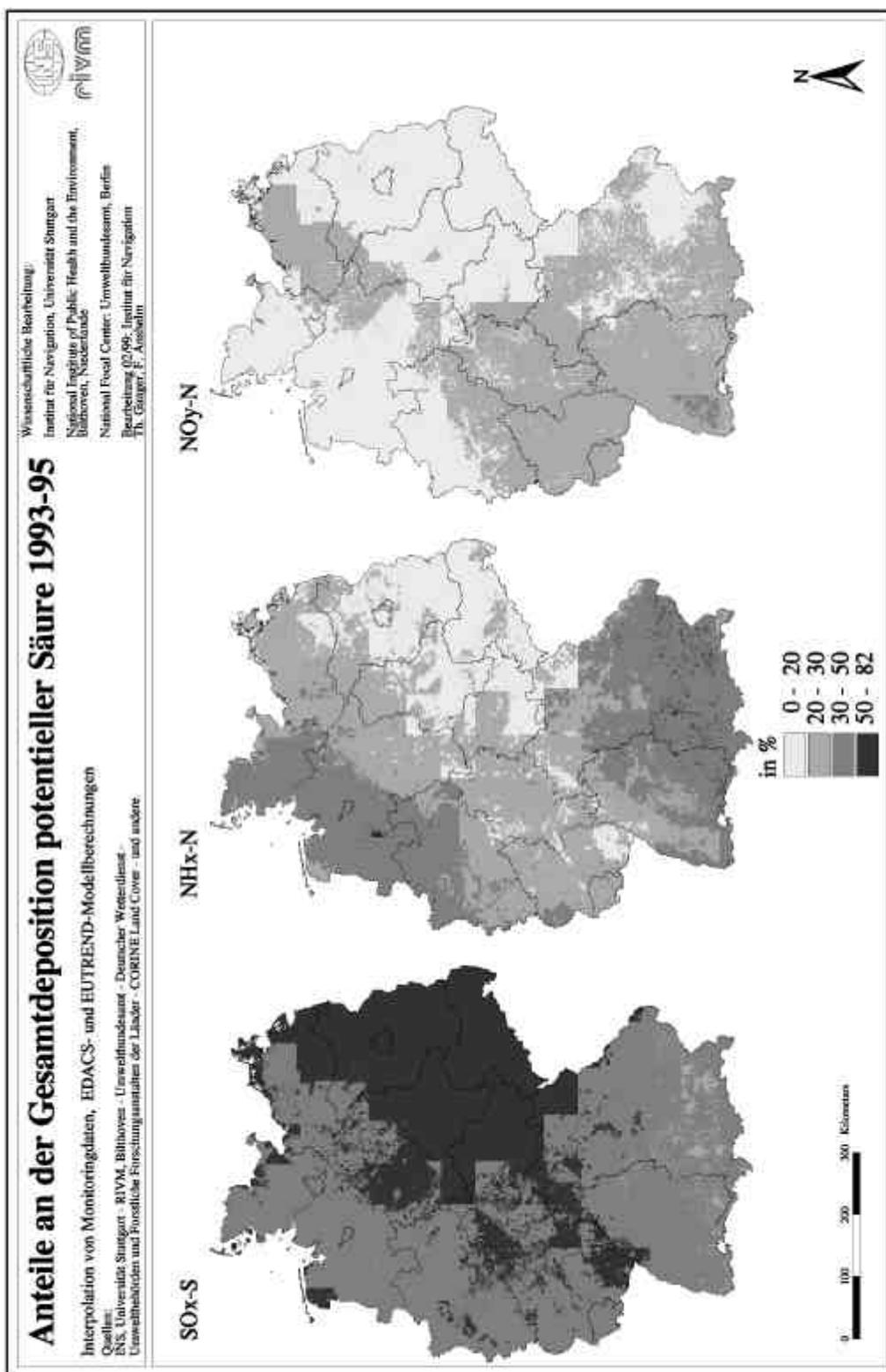
Karten 9.2.5-1 Gesamtdeposition potentieller Säure ($AC_{pot}^* = S_{(ssc)} + N^* + Cl_{(ssc)}$)



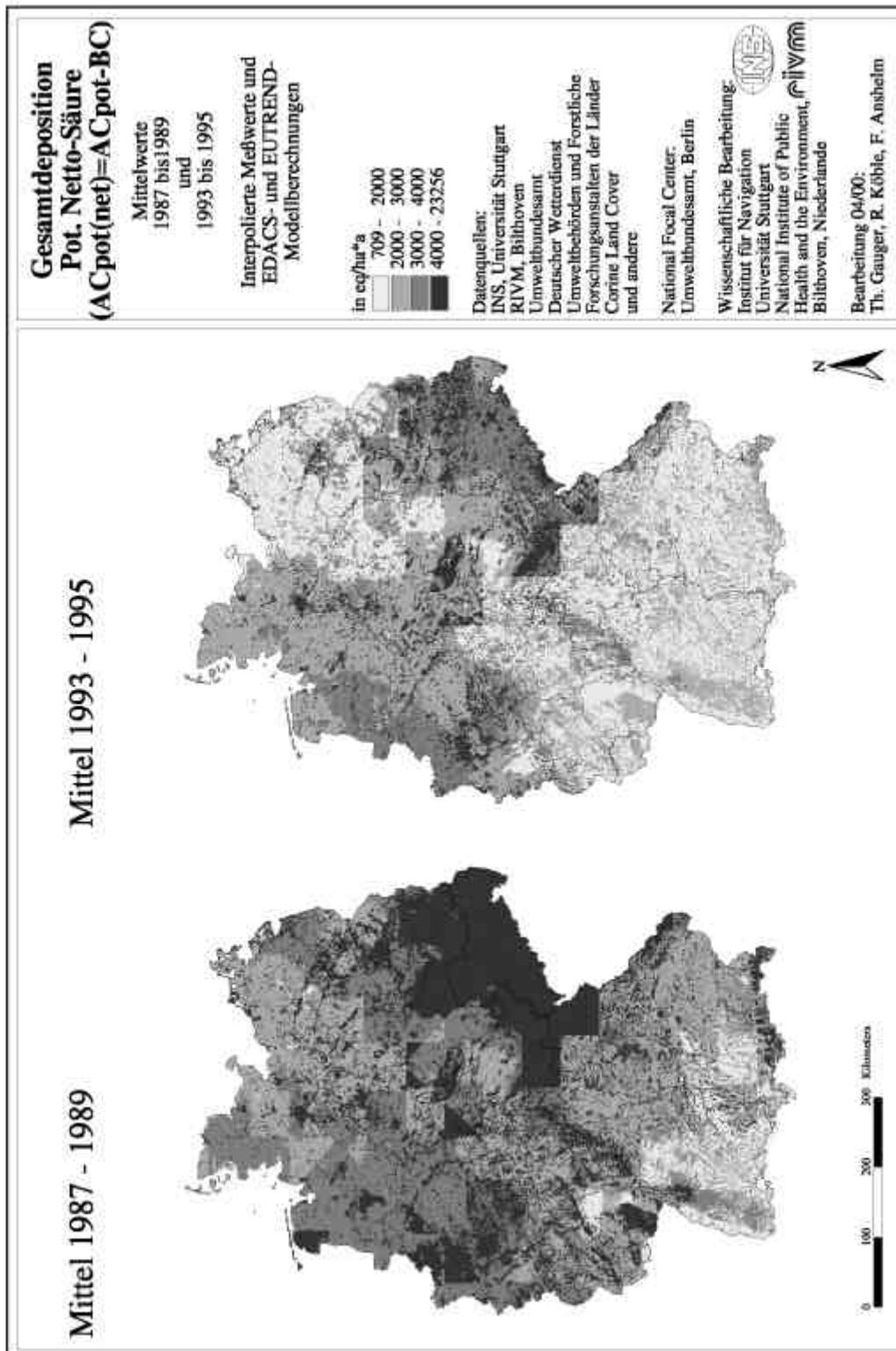
Karten 9.2.5-2 SO₄-S-, NO₃-N- und NH₄-N-Anteile an der Gesamtdeposition potentieller Säure (AC_{pot}* = S_(ssc) + N* + Cl_(ssc)), 1987-89



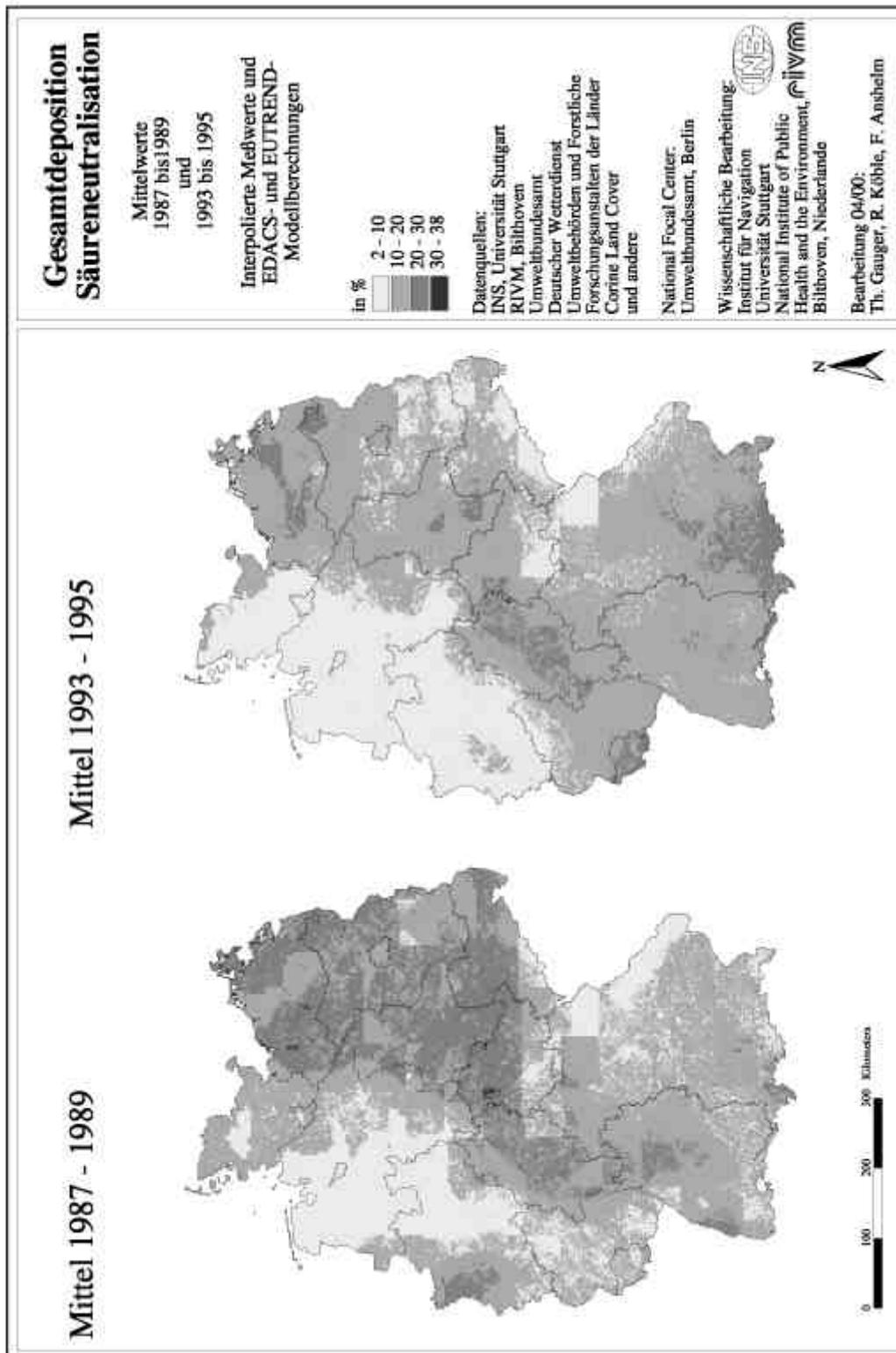
Karten 9.2.5-3 $\text{SO}_4\text{-S}$ -, $\text{NO}_3\text{-N}$ - und $\text{NH}_4\text{-N}$ -Anteile an der Gesamtdeposition potentieller Säure ($\text{AC}_{\text{pot}}^* = \text{S}_{(\text{ssc})} + \text{N}^* + \text{Cl}_{(\text{ssc})}$), 1993-95



Karten 9.2.6-1 Gesamtdeposition potentieller Netto-Säure
 $(AC_{pot(net)}^* = (S_{(ssc)} + N^* + Cl_{(ssc)}) - (BC_{(ssc)}))$



Karten 9.2.6-2 Säureneutralisation durch basische Kationen in der Gesamtdeposition



10 Überschreitung der Critical Loads

Die Berechnung der Critical Loads und ihrer Überschreitungen in Waldökosystemen erfolgt bei der Fa. ÖKO-DATA, Strausberg. Die Ergebnisse dieser Berechnungen wurden im Bearbeitungsstand Frühjahr 1999 als nationaler Bericht an das Coordination Center for Effects in Bilthoven (CCE) berichtet (CCE 1999). Seitdem wurden die Ergebnisse der Modellberechnungen der Trockendeposition überarbeitet. Die Veränderungen der Ergebnisse der Trockendepositionskartierung beruhen im Wesentlichen (1) auf der Nutzung revidierter meteorologischer Datensätze und (2) der im Frühjahr 2000 erfolgten Korrektur der Trockendepositionsdatsätze für SO_x (vgl. Kap. 8). Die neuerliche Berechnung der Critical Loads Überschreitungen unter Berücksichtigung dieser revidierten Trockendepositionsdatsätze konnte bis zur Erstellung des vorliegenden Berichtes noch nicht abgeschlossen werden. Folglich beruhen auch die in Kap. 10.4 gemachten Aussagen zu den Critical Loads Überschreitungen auf einem früheren Bearbeitungsstand als die übrigen im vorliegenden Bericht dokumentierten Kartierungsergebnisse. Es wird jedoch davon ausgegangen, daß sich die zusammenfassend in Kap. 10.4 angegebenen Tendenzen sich nicht grundlegend durch die Berücksichtigung der revidierten Trockendepositionsdatsätze ändern werden.

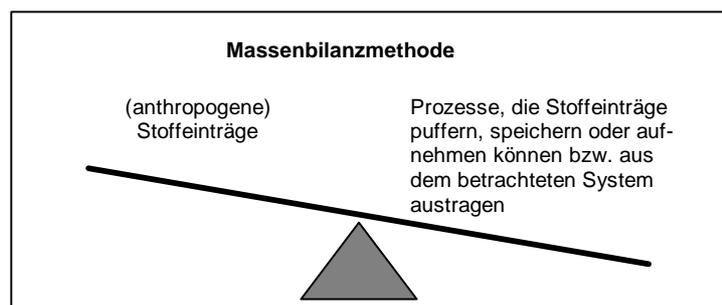
Der Wortlaut der folgenden Kapitel 10.1 bis 10.4 sind einer schriftlichen Mitteilung von NAGEL 1999 entnommen.

10.1 Das Konzept der Critical Loads und Critical Levels

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

In Deutschland wird, wie in vielen anderen europäischen Ländern auch, zunächst für das Ökosystem Wald der Critical Load Ansatz benutzt, um für den Eintrag versauernder Luftschadstoffe und für die eutrophierende Wirkung (Überangebot von Nährstoffen) der Stickstoffeinträge aus der Luft die ökologischen Belastungsgrenzen zu bestimmen und zu kartieren.

Dazu benutzt wird eine Massenbilanzmethode, bei der - wie auf einer Waage - den meist anthropogenen Einträgen der betrachteten Stoffe auf der einen Seite die Aufnahme oder Festlegung dieser Stoffe sowie ein unschädlicher oder tolerierbarer Austrag auf der anderen Seite gegenübergestellt werden. Ist diese Waage ausgeglichen, entspricht der Eintrag gerade den ökologischen Belastungsgrenzen, den Critical Loads. 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 Waldökosysteme zu erhalten. Die Einhaltung ökologischer Belastungsgrenzen wird damit Kriterium und Ziel der Maßnahmen im Umweltschutz (NAGEL, H.-D. und H.-D. GREGOR 1998).



10.2 Critical Loads für eutrophierenden Stickstoff

Nach dem Massenbilanzansatz ist eine qualitative und quantitative Erfassung möglichst aller Quellen- und Senkenprozesse des Nährstoffes Stickstoff im betrachteten Ökosystem notwendig. Dabei werden die Stoffeinträge (Deposition) gegen fixierende Prozesse (dauerhafte Immobilisierung im Humus, langfristige Stickstoffaufnahme in der Biomasse) und Stoffausträge (Denitrifikation, Stickstoffauswaschung mit dem Sickerwasser) aufgewogen. Es werden stets Gleichgewichtsbedingungen (steady state) angenommen und deshalb z.B. die langjährigen Mittel der Stoffflüsse verwendet. Kurzfristige Änderungen der Flußraten, wie saisonale oder jährliche Schwankungen, die auf eine Ernte oder andere kurzzeitige Störungen zurückgehen, werden nicht bzw. nur in ihrer langfristigen Wirkung berücksichtigt. In diesem Sinne ist die Critical Load-Berechnung für einen Zeitraum von wenigstens 100 Jahren (oder eine Umtriebszeit) angesetzt.

Die Aufnahme von Stickstoff durch die Vegetation stellt eine zentrale Senke im Stoffhaushalt von Wäldern dar. Für die Berechnung von Critical Loads spielt allerdings nur der langfristig im jährlichen Holzzuwachs festgelegte Teil eine Rolle, da der in Blättern oder Nadeln inkorporierte Stickstoff dem System (Boden) in regelmäßigen Abständen wieder zugeführt wird (Streufall). Die Stickstoffnettoaufnahme bzw. Stickstoffnettofestlegung ist zum einen von den das Wachstum bestimmenden klimatischen Faktoren wie Temperatur und Feuchtigkeit abhängig, zum anderen von der Nährstoffausstattung des Standortes. Zu den bedeutendsten, neben dem Stickstoff gleichgewichtig aufzunehmenden Makronährstoffen, zählen die basischen Kationen. Für eine optimale Entwicklung und die Vermeidung von Ungleichgewichten müssen diese in einem spezifischen Verhältnis zum Stickstoff aufgenommen werden.

Massenbilanzgleichung

Critical Loads für eutrophierenden Stickstoff

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

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

Ein Teil des eingetragenen Stickstoffs wird im Waldboden immobilisiert. Als Immobilisierung bezeichnet man die dauerhafte Festlegung von Stickstoffverbindungen in organischer Form. Sie umfaßt sowohl die Stickstoffakkumulation in der Humusschicht als auch die mikrobielle Fixierung. Überwiegend stehen in Deutschland Humusaufbau durch Immobilisierung und Humusabbau hauptsächlich durch Ammonifikation und Nitrifikation im Gleichgewicht. Durch geringe biologische Aktivität der Böden

wie z.B. aufgrund niedriger pH-Werte oder Temperaturen kann eine Humusakkumulation oder Nettoimmobilisierung aber auch begünstigt werden, z.B. in den Kammlagen einiger Mittelgebirge.

Das Risiko der Stickstoffauswaschung unterliegt vielfältigen Einflußfaktoren, wie der Höhe und Dauer der Deposition von Stickstoffverbindungen, der Aufnahmefähigkeit des Bestandes, der Immobilisierungsrate des Bodens, der Nitrifikationsrate, der Durchwurzelungstiefe und der Vornutzung (z.B. stärkere Immobilisierung bei Humusdefizit durch ehemalige Streunutzung). Die Auswaschung von Stickstoffverbindungen mit dem Sickerwasser sollte bei stabilen Ökosystemen im Gleichgewichtszustand nur sehr gering sein. Die Berechnung des tolerierbaren Stickstoffaustrages erfolgt dann unter Verwendung der Sickerwasserrate multipliziert mit einer kritischen Stickstoffkonzentration im Sickerwasser.

Der Critical Load-Wert für eutrophierenden Stickstoff wird also von den natürlichen Eigenschaften der betrachteten Ökosysteme am konkreten Standort bestimmt. Die Werte der Belastungsgrenzen liegen in Deutschland im Bereich zwischen etwa $5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und höchstens $20 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$.

Der flächenmäßig größte Anteil der Critical Loads fällt auf den Bereich zwischen 5 und $15 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Dies ist auch der Bereich, der im allgemeinen angegeben wird für die Menge an Stickstoff, die intakte Waldökosysteme durchschnittlich im jährlichen Derbholzzuwachs festlegen können. Diese Ergebnisse stimmen mit forstwirtschaftlichen und pflanzenphysiologischen Erkenntnissen gut überein (NAGEL, H.-D. et al. 1996).

10.3 Critical Loads für Säureinträge

In Anlehnung an die generelle Definition der Critical Loads im Sinne von ökologischen Belastungsgrenzen für den Eintrag von Luftschadstoffen wird zunächst die höchste zulässige Deposition von Säurebildnern berechnet, die nicht langfristig schädliche Effekte in Struktur und Funktion der Ökosysteme hervorruft. Die Höhe der tolerierbaren sauren Deposition soll sich dabei allein nach den Eigenschaften des betrachteten Ökosystems richten. Veränderungen infolge saurer Deposition, die langfristig Schäden hervorrufen, lassen sich für den Wald anhand der chemischen Zusammensetzung der Bodenlösung nachweisen. Signifikante Schäden sind zu erwarten, wenn kritische chemische Werte der Bodenlösung solche Abweichungen vom Normalbereich aufweisen, daß dieses zu einer Destabilisierung der Bodenprozesse oder zu direkten Schäden an der Vegetation führt. Hierbei dienen Indikatoren, die aufgrund nachgewiesener Wirkungen abgeleitet wurden und deren Grenzwerte in nebenstehender Tabelle aufgeführt sind, zur Ermittlung des kritischen Versauerungsgrades.

Parameter	Einheit	Wert
[Al]	mol m ⁻³	0,2
Bc / Al	mol mol ⁻¹	1,0
pH	-	4,0
ANC	mol m ⁻³	-0,3

Massenbilanzgleichung Critical Loads für Säureinträge	
$CL_{\max}(S) = BC_{\text{dep}}^* - CI_{\text{dep}}^* + BC_w - BC_u - ANC_{\text{le(crit)}}$	
$CL_{\max}(S)$	Critical Load für Säure
BC_w	Freisetzung basischer Kationen durch Verwitterungsprozesse
BC_{dep}^*	Deposition basischer Kationen (seesalzkorrigiert)
CI_{dep}^*	Deposition von Chloriden (seesalzkorrigiert)
BC_u	Aufnahme und Festlegung basischer Kationen durch die Biomasse unter Gleichgewichtsbedingungen
$ANC_{\text{le(crit)}}$	Austrag von Säureneutralisationskapazität mit dem Sickerwasser (acid neutralisation capacity)

Bei der Bestimmung von kritischen Belastungsgrenzen (Critical Loads) für Säureinträge wird eine einfache Massenbilanz verwendet, in dem die säureneutralisierenden öko-systemaren Prozesse der anthropogen verursachten Deposition von Säure gegenübergestellt werden. Die Freisetzung basischer Kationen durch Verwitterung wird hierbei als der wichtigste Prozeß angesehen, der Säureinträge in Waldökosystemen abpuffert. Sie wird daher auch als Säureneutralisationskapazität der Festsubstanz bezeichnet. Die Basenverwitterung läßt sich über eine Matrix aus dem

Ausgangssubstrat sowie der Textur des Bodens bestimmen, dabei wird Verwitterungsrate für jeden Bodenhorizont bestimmt und anschließend zusammengefaßt.

Die kritischen Belastungsgrenzen für den Rezeptor Wald in Deutschland zeigen auf 80% der Waldfläche Critical Loads Werte unter 2000 eq ha⁻¹ a⁻¹. Das sind Standorte, deren Ausgangssubstrate geringe Basengehalte aufweisen (u.a. Sandböden, Schiefer der Mittelgebirge). Regionen mit gut basenversorgten Böden, wie z.B. die Schwäbische Alb und die Kalkalpen, zeichnen sich mit über 2000 eq ha⁻¹ a⁻¹ durch hohe Critical Loads aus, wobei das Maximum bei fast 6000 eq ha⁻¹ a⁻¹ liegt.

Die so ermittelten maximal zulässigen Einträge von Säure in das Ökosystem Wald können nicht unabhängig vom Anteil der beteiligten Schadstoffe untereinander verwendet werden. Da die spezifischen Senken des Stickstoffs in Form der Aufnahme als Nährstoff nicht äquivalent für den Schwefel gelten, wird der zulässige schwefelgetragene Säureeintrag um diesen Wert vermindert. Beim Stickstoff tritt in der Regel der Fall ein, daß bereits vor Erreichen des Grenzwertes für die versauernde Wirkung der Critical Load für die Eutrophierung liegt und den Eintrag begrenzt. Somit ergibt sich ein Wertebereich der ökologischen Belastungsgrenzen, der als Critical Load-Funktion bezeichnet wird. Mit dieser Methodik ist es möglich, die versauernd wirkenden Einträge von Schwefel- und Stickstoffverbindungen sowie die Eutrophierungswirkung des Stickstoffs im Zusammenhang zu bewerten und notwendige Maßnahmen zur Senkung des Schadstoffeintrags abzuleiten.

10.4 Überschreitung der Critical Loads durch die Deposition

Der Eintrag säurebildender Luftschadstoffe, darunter insbesondere der Schwefelverbindungen, ist im Verlaufe der letzten Jahre deutlich vermindert worden. Dazu trugen die europaweite Umsetzung der beiden Schwefelprotokolle im Rahmen der UN/ECE-Luftreinhaltekonvention ebenso bei, wie die von der Bundesregierung initiierten nationalen Maßnahmen, die bis 1995 vor allem im Bereich der Energieerzeugung technisch realisiert wurden. Im Vergleich zu 1990 betrug die Minderung der Emissionen von Schwefeldioxid 60%. Dementsprechend hat sich auch bei der Überschreitung ökologischer Belastungsgrenzen das Bild deutlich verändert. Die Critical Loads für den Eintrag von Schwefel- und Stickstoffverbindungen waren 1987 noch auf 90 % der Waldflächen gravierend überschritten, auf 40% der Standorte sogar mit mehr als $4000 \text{ eq ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Bis zum Jahr 1995 hat sich der Anteil hochgradig überbelasteter Flächen auf 60% vermindert, Überschreitungen von mehr als $4000 \text{ eq ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ finden sich nur noch auf 10% der Waldstandorte. Doch die Einhaltung der Critical Loads, wie das zweite Schwefelprotokoll (BGBl. II v. 04.03.1998 S.130) es vorsieht, erfordert weitere Schritte zur Senkung der Schadstoffemissionen, denn der Anteil definitiv nicht überbelasteter Standorte hat sich erst von 4% (1987) auf 12% (1995) entwickelt. Das heutige Niveau der Einträge von Schwefel- und Stickstoffverbindungen gefährdet noch immer die langfristig stabile Entwicklung der Waldökosysteme.

Der Eintrag von oxidierten und reduzierten Stickstoffverbindungen ist im Verlaufe der letzten Jahre nicht so umfassend vermindert worden, wie dies bei den Schwefelverbindungen der Fall war, wenngleich auch hier Fortschritte erzielt wurden. Die Emissionen von Stickoxiden sanken zwischen 1990 und 1995 um ca. 28%, die von Ammoniak um etwa 15%. Trotzdem hat es keine grundlegenden Veränderungen hinsichtlich der Überschreitung ökologischer Belastungsgrenzen für eutrophierende Stickstoffeinträge gegeben. Die Relation von wenig belasteten zu überbelasteten Waldstandorten hat sich zwischen 1987 und 1995 kaum verschoben. Waren 1987 nur 6% der Flächen nicht oder wenig belastet, so sind es 1995 etwa 8%, es sind also auf jeweils mehr als 90% der Waldstandorte die ökologischen Belastungsgrenzen überschritten. Allerdings hat sich der Grad der Überschreitung vermindert, so daß 1995 nur noch 17% der Standorte mehr als $15 \text{ kg N}/(\text{ha} \cdot \text{a})$ über die Verträglichkeitsgrenze hinaus erhalten, im Jahr 1987 waren das noch 50%. Dennoch sind gerade bei den Stickstoffverbindungen weiterhin erhebliche Anstrengungen nötig, um die Differenz zwischen Critical Loads und aktueller Belastung in Übereinstimmung mit dem entsprechenden UN/ECE-Protokoll (BGBl. II v. 24.09.1990 S.1279) so zu vermindern, daß die Waldökosysteme ihren stabilen ökologischen Gleichgewichtszustand wieder erreichen können.

11 Zusammenfassung

Die Gesamtd deposition von oxidierten Schwefelverbindungen ($\text{SO}_x = \text{SO}_4^{2-} + \text{SO}_2$), oxidierten Stickstoffverbindungen ($\text{NO}_x = \text{NO}_3^- + \text{NO}_2 + \text{NO} + \text{HNO}_3$), reduzierten Stickstoffverbindungen ($\text{NH}_x = \text{NH}_4^+ + \text{NH}_3$), basischen Kationen ($\text{BC} = \text{Ca}^{2+} + \text{K}^+ + \text{Mg}^{2+}$), Natrium (Na^+) und Chlor (Cl^-) werden als Basis der Berechnungen der Critical Loads Überschreitungen für Waldökosysteme erfaßt. Die Kartierungsergebnisse liegen vor in Form von die Gesamtfläche Deutschlands abdeckenden digitalen Karten in einer räumlichen Auflösung von $1 \times 1 \text{ km}^2$ und mit einer rezeptorspezifischen Differenzierung in sechs Landnutzungsklassen (Laubwald, Nadelwald, Mischwald, Gewässerflächen, bebaute Gebiete und Landwirtschaftliche Flächen), aggregiert aus den Daten der CORINE Land Cover Karte.

Die Methodische Grundlage der Kartierung der Gesamtd deposition besteht in der Kombination von landnutzungsunabhängiger Naßdeposition mit rezeptorspezifischer Trockendeposition. Die Berechnung der Naßdeposition wird dabei durch Verschneidung von interpolierten Niederschlagsmessungen (Karten des DWD) und interpolierten Stoffkonzentrationen im Niederschlag am Institut für Navigation der Universität Stuttgart (INS) berechnet. Die Berechnung der Trockendeposition erfolgt mit den Inferentialmodellen EDACS (für SO_x , NO_x , Ca^{2+} , K^+ , Mg^{2+} , Na^+) und EUTREND (für NH_x). Modellentwicklung und -berechnung der Trockendeposition wurden am niederländischen National Institute of Public Health and the Environment (RIVM, Bilthoven) innerhalb des Forschungsprojektes im Auftrag des Umweltbundesamtes: "Deposition of acidifying components and base cations in Germany in the period 1987-1995", BMU/UBA FE-Nr. 108 03 081 durchgeführt. Die Berechnung der Critical Loads und ihrer Überschreitungen in Waldökosystemen erfolgt bei der Gesellschaft für Ökosystemanalyse und Umweltdatenmanagement mbH (ÖKO-DATA) in Strausberg.

Als zeitlicher Bezug der Kartierung wurden die Jahre 1987 bis 1989 und 1993 bis 1995 gewählt. Die Gründe der Festlegung auf diese Jahre innerhalb des Zeitraumes 1987-95 liegen in der Datenverfügbarkeit, allerdings sind sie ausreichend, um die starke Dynamik der Reduktion der Luftschadstoffe über den Gesamtzeitraum abzubilden.

Die Gesamtd deposition von Schwefelverbindungen zeigt in dem Zeitraum zwischen 1987 und 1995 eine Verminderung um ca. 66% als Durchschnittswert für die Gesamtfläche Deutschlands. 1987 lag der mittlere Eintrag bei ca. 62 kg/ha, 1995 bei etwa 21 kg/ha. Die höchsten Depositionsraten, zwischen ca. 50 bis über 100 kg/ha, sind in den Nadelwaldgebieten in Mittel- und Ostdeutschland zu beobachten. Niedrigste Gesamtd depositionsraten, für die Gesamtfläche bei ca. 7-8 kg/ha bzw. in Waldgebieten bei ca. 25 kg/ha 1987 und um 10 kg/ha 1995, treten in Süddeutschland auf.

Stickstoffgesamteinträge, die sich im Mittel zu etwa 60% aus reduzierten und zu ca. 40% aus oxidierten Stickstoffverbindungen zusammensetzen, haben sich im gleichen Zeitraum um ca. 18% vermindert. Der mittlere Eintrag verringerte sich damit von knapp 25 auf ca. 20 kg/ha. Die höchsten Einträge lagen 1987 über 90 kg/ha, 1995 bei ca. 80 kg/ha und sind in Nordwestdeutschland zu beobachten. Die niedrigsten beobachteten Eintragsraten liegen in Waldgebieten bei ca. 16-18 kg/ha 1987 und um ca. 15 kg/ha 1993, bezogen auf die Gesamtfläche Deutschlands bei etwa 7 kg/ha.

Der potentielle Säureeintrag mit der Gesamtd deposition, der sich zusammensetzt aus Chlor-, Schwefel- und Stickstoffverbindungen, nahm von 1987 (im Mittel ca. 5,7 keq/ha) bis 1995 (im Mittel ca. 2,8 keq/ha) um ca. 51% ab. Maximalwerte liegen 1987 in Waldgebieten über 25 keq/ha und sind in Ostdeutschland zu beobachten. 1995 liegen maximale Werte in Waldgebieten über ca. 8 keq/ha und treten wiederum in Ostdeutschland, aber auch in den Gebieten hoher Stickstoffdeposition in Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen auf. Bezogen auf die Gesamtfläche Deutschlands liegen die Minima potentieller Säureeinträge bei ca. 1 keq/ha, bezogen auf Waldgebiete bei ca. 3 keq/ha 1987 und bei ca. 2 keq/ha 1995.

Kalzium hat an der seesalzkorrigierten Summe basischer Kationen einen Anteil zwischen etwa 75% und 80%, während der Magnesium- und Kaliumanteil im Mittel ungefähr zwischen 10% bis 15% beträgt. Bei der Gegenüberstellung der Gesamteinträge von basischen Kationen und potentieller Säure ergibt sich im Mittel eine Säureneutralisationsrate zwischen 12% (1995) und 17% (1989). In Waldgebieten beträgt die mittlere Säureneutralisationsrate in allen betrachteten Jahren ca. 9% bis 14%

mit Maxima zwischen 25% (1995) und 44% (1989) und Minima zwischen 2% und 4%. Die Veränderungen in der Säureneutralisation sind im zeitlichen Verlauf der beobachteten Jahre 1987 - 1995 aufgrund der Verminderung sowohl der Säurebildner als auch der basischen Kationen in der Gesamtdosition verhältnismäßig gering.

Die innerhalb des Projektzeitraumes erfolgte Weiterentwicklung der Modellierungs- und Kartierungsverfahren besteht in

- wesentlichen Verbesserungen der räumlichen Auflösung (1x1km² Raster), in der nun alle Karten einheitlich vorliegen
- wesentliche zeitliche und inhaltliche Erweiterung des Bestandes an Depositionsmeßdaten (Naßdeposition, Freiland- und Bestandesdeposition)
- Verbesserungen der systematischen Analyse von Eingangsdaten und (Zwischen-)Ergebnissen der Kartierung (Validierung, Plausibilitätsprüfung), Verfahrensentwicklung zur Revision, Datenbereinigung bzw. Korrektur der Datensätze
- wesentlichen Verbesserungen in der Erfassung der Gesamtdosition reduzierter Stickstoffverbindungen (NH_x) durch die Einbindung des EUTREND-Modells zur Modellierung der NH_x-Trockendeposition, wodurch die Einbeziehung der quantitativ relevanten Nahbereichsdeposition unter Nutzung räumlich differenzierter Emissionsdaten gegeben ist
- der Vorbereitung der Berücksichtigung feuchter Deposition (durch Inhaltsstoffe in Nebel und Wolkenröpfchen) in der Gesamtdositionskartierung

In der Fortführung der Erfassung der Gesamtdosition in Deutschland werden die Schwerpunkte zum einen in der Erarbeitung von verbesserter Validierung liegen, sowohl bezüglich der Eingangsdaten und Parameter der Modellberechnungen als auch der Kartierungsergebnisse. Zum anderen wird eine Erweiterung um Einträge von Schwermetallen und die Integration des Luftschadstoffeintrags durch Inhaltsstoffe in Nebel und Wolkenröpfchen (feuchte Deposition) in das Verfahren zur Gesamtdositionskartierung angestrebt.

Literaturverzeichnis

- ADAM, K., EVERS, F. H., LITTEK, TH. (1987): Ergebnisse niederschlagsanalytischer Untersuchungen in südwest-deutschen Waldökosystemen 1981-1986. *Forstl. Versuchs- und Forschungsanst., Abt. Bot. u. Standortsk., Forschungsber. KfK-PEF 24*. 125 S.
- AEA TECHNOLOGY PLC (1997): Acid Deposition in the United Kingdom 1992-1994. *Fourth Report of the review group on acid rain*. Prepared at the request of the Department of the Environment, Transport and the Regions. 172 p.
- AHRENS, D., HANSS, A., OBLÄNDER, W. (1988): Bericht über die räumliche Verteilung von Luftschadstoffen in Südwestdeutschland. *Forstw. Cbl. 107*. S. 326-341.
- AKIN, A., SIEMES, H., (1988): Praktische Geostatistik. Berlin, Heidelberg.
- ARBEITSGRUPPE DEPOSITION DER ÖKOSYSTEMFORSCHUNGSZENTREN (1994): Gemeinsames Konzept der langfristigen Erfassung von Stofftransporten zwischen terrestrischen Ökosystemen und der Atmosphäre. *Workshop der AG Deposition der Ökosystemforschungszentren im Schloß Nienover (Solling), 24.-27.02.1994*. 74 S.
- ARNDT, U. (1990): Synoptic discussion of methods and results. *Environmental Pollution 68*. PP 435-451.
- ARVANITOPOULOU, E., KATSANOS, N.A., METAXA, H., ROUBANI-KALANTZOPOULOU, F. (1994): Simple measurements of deposition velocities and wall reaction probabilities in denuder tubes - II. High deposition velocities. *Atmospheric Environment Vol. 28, No. 15*. PP 2407-2412.
- ASCHE, N.(1985): Stoffeinträge in das Naturschutzgebiet Braunschweig-Riddagshausen. *Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben, Reihe A, Bd. 14*. 228 S.
- ASMAN, W.A.H., HARRISON, R.M., OTTLEY, C.J. (1994): Estimation of the net air-sea flux of ammonia over the Southern bight of the North Sea. *Atmospheric Environment Vol. 28, No. 22*. PP 3647-3654.
- ATTEIA, O. (1994): Major and trace elements in precipitation on Western Switzerland. *Atmospheric Environment Vol. 28, No. 22*. PP 3617-3624.
- BACHMANN, S. (1988): Eintrag und Austrag von Nähr- und Schadmetallen sowie deren Verteilung in sauren Waldböden im nördlichen Nürnberger Reichswald. Dissertation, Univ. Erlangen-Nürnberg. 165 S.
- BAKE, D., LASKUS, L. (1989): Einfluß der Probennahmebedingungen auf die Ergebnisse von Depositionsmessungen. *Ab-schlußbericht (FB 104 02 444)*. Im Auftrag des Umweltbundesamtes. 174 S.
- BALÁZS, Á. (1991): Niederschlagsdeposition in Hessischen Waldgebieten. Ergebnisse von den Meßstationen der Waldöko-systeme Hessen. *Forschungsberichte Hessische Forstliche Versuchsanstalt, Bd. 11*. 168 S.
- BALÁZS, Á. (1998): 14 Jahre Niederschlagsdeposition in Waldgebieten des Landes Hessen. Ergebnisse von den Meßstationen der Waldökosystemstudie Hessen. *Hessische Landesanstalt für Forsteinrichtung, Waldforschung und Waldökologie, Forschungsbericht Bd. 25*. 129 S.
- BARTNICKI, J. (1996): Computing atmospheric transport and deposition of heavy metals over Europe: country budgets for 1985. *Water, Air and Soil Pollution 92*. PP 343-374.
- BAUMBACH, G., BAUMANN, K., DRÖSCHER, F., GROSS, H., STEISSLINGER, B. (1993): Luftreinhaltung. 461 S.
- BAYERISCHE LANDESANSTALT FÜR WALD UND FORSTWIRTSCHAFT (1993): Bayrische Waldklimastationen, Jahrbuch 1993. 479 S.
- BAYERISCHE LANDESANSTALT FÜR WALD UND FORSTWIRTSCHAFT (1994): Bayerische Waldklimastationen, Jahrbuch 1994. 350 S.
- BAYERISCHE LANDESANSTALT FÜR WALD UND FORSTWIRTSCHAFT (1995a): Bayerische Waldklimastationen, Jahrbuch 1995. 110 S.
- BAYERISCHE LANDESANSTALT FÜR WALD UND FORSTWIRTSCHAFT (1995b): Bayerische Waldklimastationen, Jahrbuch 1995 - Tabellenband. 349 S.
- BAYERISCHE LANDESANSTALT FÜR WALD UND FORSTWIRTSCHAFT (1996a): Bayerische Waldklimastationen, Jahrbuch 1996. 113 S.
- BAYERISCHE LANDESANSTALT FÜR WALD UND FORSTWIRTSCHAFT (1996b): Bayerische Waldklimastationen, Jahrbuch 1996 - Tabellenband. 398 S.
- BAYERISCHE LANDESANSTALT FÜR WALD UND FORSTWIRTSCHAFT (1999): Bayerische Waldklimastationen, Jahrbuch 1997. 161 S.
- BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ (1994): Immissionsökologie. *Seminar am 27.09.1994 in Wackersdorf (Bayern)*. 103 S.

- BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (1994): Auswirkungen des sauren Regens und des Waldsterbens auf das Grundwasser. Dokumentation der Methoden und Meßdaten des Entwicklungsvorhabens 1988-1992. *Materialien Nr. 40*. 387 S.
- BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (1995): Grundwasserversauerung durch atmosphärische Deposition. Ursachen - Auswirkungen - Sanierungsstrategien. *Intern. Symposium 26.-28.10.1994 in Bayreuth, Deutschland. Informationsberichte des Bayer. Landesamt f. Wasserwirt., Heft 3*.
- BERG, R., ROYSET, O., STEINNES, E. (1994): Trace elements in atmospheric precipitation at Norwegian background stations (1989-1990) measured by ICP-MS. *Atmospheric Environment Vol. 28, No. 21*. PP 3519-3536.
- BERG, T., ROYSET, O., STEINNES, E. (1995): Moss (*Hylocomium Splendens*) used as biomonitor of atmospheric trace element deposition: estimation of uptake efficiencies. *Atmospheric Environment Vol. 29, No. 3*. PP 353-360.
- BESTER, K., HÜHNERFUSS, H., NEUDORF, B., THIERMANN, W. (1995): Atmospheric deposition of triazine herbicides in Northern Germany and the German Bight (North Sea). *Chemosphere Vol. 30, No. 9*. PP 1639-1653.
- BEVERLAND, I.J., CROWTHER, J.M., SRINIVAS, M.S.N. (1996): Development and operation of a microprocessor based wet deposition monitor. *Atmospheric Environment Vol. 30, No. 21*. PP 3611-3622.
- BLANCHARD, C.L., SIROIS, A., WHELPDALE, D.M., BROOK, J., MICHAELS, H.M. (1996): Evaluation of the capability of deposition networks to resolve regional trends and spatial patterns. *Atmospheric Environment Vol. 30, No. 14*. PP 2539-2549.
- BLEEKER, A.; DRAIJERS, G.P.J.; KLAP, J.M., VAN JAARSVELD, J.A. (2000): Deposition of Acidifying Components and Base Cations in the Period 1987-1995 in Germany. Study on Behalf and for the Account of Umweltbundesamt, Berlin (FE. Nr. 108 03 081). National Institute of Public Health and the Environment (RIVM). Bilthoven, The Netherlands. Report No. 722108027.
- BLOCK, J. (1990): Ergebnisse der Stoffdepositionsmessungen in rheinland-pfälzischen Waldgebieten 1984-1989. *Mitteilungen aus der Forstlichen Versuchsanstalt, Rheinland-Pfalz, Nr. 14/90*.
- BLOCK, J. (1997): pers. Mitt.
- BLOCK, J., BARTELS, U. (1985): Ergebnisse der Schadstoffdepositionsmessungen in Waldökosystemen in den Meßjahren 1981-82 und 1982-83. *Forschung u. Beratung, Reihe C, Wissenschaftl. Berichte und Diskussionsbeiträge, H. 39*. LÖLF (Hrsg.). 296 S.
- BÖHM, H., WOSCZYNA, H.-D., ZINK, P., TAUTZ, W., NEUBAUER, S. (1996): Luftgütebericht 1994/1995. Hrsg.: Ministerium für Bau, Landesentwicklung und Umwelt Mecklenburg-Vorpommern. 79 S.
- BRAHMER, G. (1990): Wasser- u. Stoffbilanzen bewaldeter Einzugsgebiete im Schwarzwald unter besonderer Berücksichtigung naturräumlicher Ausstattung u. atmogener Einträge. *Freiburger Bodenkundliche Abhandlungen, H. 25*. 295 S.
- BRANDENBURG, C. (1991): Inhaltsstoffe in der Gesamtdeposition. Waldbelastungen durch Immissionen (WDI), 6. Bericht. *Umweltplanung, Arbeits- und Umweltschutz, H. 119*. 96 S.
- BRANDING, A. (1997): Die Bedeutung der atmosphärischen Deposition für die Forst- und Agrarökosysteme der Bornhöveder Seenkette. Dissertation im Geographischen Institut d. Univ. Kiel. *EcoSys. Suppl. Bd. 14, Vorabdruck*. 117 S.
- BRECHTEL, H.-M. (1989): Immissionsbelastung des Waldes und seiner Böden - Gefahr für die Gewässer? *Mitteilungen des Deutschen Verbandes für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V., Heft 17*. 548 S.
- BROOK, J.R., SIROIS, A., CLARKE, J.F. (1996): Comparison of dry deposition velocities for SO₂, HNO₃ and SO₂⁻⁴ estimated with two inferential models. *Water, Air and Soil Pollution 87*. PP 205-218.
- BÜCKING, W., STEINLE, R. (1991): Untersuchungen zum Gesundheitszustand der Bäume und zum Stoffeintrag in naturnahe Waldökosysteme (Bannwälder) Baden-Württembergs. *Mitteilungen der Forstl. Versuchs- und Forschungsanst., Abt. Bot. U. Standortsk., Nr. 1*. 125 S.
- BUNDESAMT FÜR ERNÄHRUNG U. FORSTWIRTSCHAFT(o. J.): Einfluß von Luftverunreinigungen auf Böden, Gewässer, Flora und Fauna. *Arbeitsmaterialien des Bundesamtes für Ernährung und Forstwirtschaft*. S. 100-204
- BUNDESFORSCHUNGSANSTALT FÜR FORST- UND HOLZWIRTSCHAFT (1997): Der Waldzustand in Europa (Kurzbericht 1997). UN/ECE. Genf, Brüssel. 41 S.
- BURKE, J., HOYER, M., KEELER, G., SCHERBATSKOY, T. (1995): Wet deposition of mercury and ambient mercury concentrations at a site in the Lake Champlain Basin. *Water, Air and Soil Pollution 80*. PP 353-362.
- BÜRKHOLZ, A. (1995): Die fraktionierende Messung des Grobanteils von Aerosolen mit Sonden. *Staub - Reinhaltung der Luft 55*. S. 149-154.
- BUTLER, T.J., LIKENS, G.E. (1995): A direct comparison of throughfall plus stemflow to estimates of dry and total deposition for sulfur and nitrogen. *Atmospheric Environment Vol. 29, No. 11*. PP 1253-1265.

- BÜTTNER, G., LAMERSDORF, N., SCHULTZ, R., ULRICH, B. B. (1986): Deposition u. Verteilung chemischer Elemente in küstennahen Waldstandorten. *Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme/ Waldsterben, Reihe B., Bd. 1.* 308 S.
- CCE, COORDINATION CENTER FOR EFFECTS (1995): Additional Information on the Submission of Critical Loads Data to the CCE. *Letter from 18.12.1995.* Bilthoven, Netherlands.
- CCE, COORDINATION CENTER FOR EFFECTS (1993): Calculation and Mapping of Critical Loads in Europe. *Status Report 1993. RIVM Report No.259101003.* Bilthoven, Netherlands. 163 p.
- CCE, COORDINATION CENTER FOR EFFECTS (1995): Calculation and Mapping of Critical Thresholds in Europe. *Status Report 1995. RIVM Report No.259101004.* Bilthoven, Netherlands. 197 p.
- CCE, COORDINATION CENTER FOR EFFECTS (1997): Calculation and Mapping of Critical Thresholds in Europe. *Status Report 1997. RIVM Report No.259101007.* Bilthoven, Netherlands. 163 p.
- CCE, COORDINATION CENTER FOR EFFECTS (1999): Calculation and Mapping of Critical Loads in Europe. *Status Report 1999. RIVM Report No.259101009.* Bilthoven, Netherlands. 165 p.
- CHAZIN, J.D., ALLEN, M.K., RODGER, B.C. (1995): Measurement of mercury deposition using passive samplers based on the Swedish (IVL) design. *Atmospheric Environment Vol. 29, No. 11.* PP 1201-1209.
- CHENG, L., ANGLE, R.P., PEAKE, E., SANDHU, H.S. (1995): Effective acidity modelling to establish acidic deposition objectives and manage emissions. *Atmospheric Environment Vol. 29, No. 3.* PP 383-382.
- CLAASSEN, H.C., HALM, D.R. (1995): Performance characteristics of an automated wet deposition collector and possible effect on computed annual deposition. *Atmospheric Environment Vol. 29, No. 9.* PP 1021-1026.
- CLEEMANN, M., POULSEN, M.E., HILBERT, G. (1995): Deposition of Lindane in Denmark. *Chemosphere Vol. 30, No. 11.* PP 2039-2049.
- COHN, R.D., DENNIS, R.L. (1994): The evaluation of acid deposition models using principal component spaces. *Atmospheric Environment Vol. 28, No. 15.* PP 2531-2543.
- CRITICAL LOADS ADVISORY GROUP (1996a): Deposition fluxes of acidifying compounds in the United Kingdom. prepared at the request of the Department of the Environment. London. 45 p.
- CRITICAL LOADS ADVISORY GROUP (1996b): Mapping and modelling environmental acidification in the United Kingdom. Prepared at the request of the Department of the Environment. London. 28 p.
- DÄMMGEN, U. (HRSG.) (1996): Untersuchungen zum chemischen Klima in Südostniedersachsen. Arbeiten des Teilprojektes A10 "Stoffflüsse in der bodennahen Atmosphäre" des Sonderforschungsbereichs 179 "Wasser- und Stoffdynamik in Agrar-Ökosystemen". *Landbauforschung Völknerode, Sonderheft 170.* 333 S.
- DÄMMGEN, U., GRÜNHAGE, L., HAENEL, H.-D., JÄGER, H.-J. (1993): Climate and stress in ecotoxicology. A coherent system of definitions and terms. *Angewandte Botanik 67.* PP 157-162.
- DÄMMGEN, U., GRÜNHAGE, L., KÜSTERS, A., JÄGER, H.-J. H.-J. (1994): Response of a Grassland Ecosystem to Air Pollutants. II. The Chemical Climate: Fluxes of Sedimenting Airborne Matter. *Environmental Pollution (in Press).*
- DÄMMGEN, U., GRÜNHAGE, L., KÜSTERS, A., MAX, W., JÄGER, H.-J. (1996a): Entwicklung und Erprobung eines Sammelsystems zur Erfassung sedimentierender Niederschläge. In: *Dämmgen, U. (Hrsg.): Untersuchungen zum chemischen Klima in Südostniedersachsen. Arbeiten des Teilprojektes A10 "Stoffflüsse in der bodennahen Atmosphäre" des Sonderforschungsbereichs 179 "Wasser- und Stoffdynamik in Agrar-Ökosystemen". Landbauforschung Völknerode, Sonderheft 170.* S. 14-38.
- DÄMMGEN, U., GRÜNHAGE, L., KÜSTERS, A., SCHOLZ-SEIDEL, C., JÄGER, H.-J. (1996b): Flußdichten sedimentierender Partikel. I. Deposition anorganischer Spezies. In: *Dämmgen, U. (Hrsg.): Untersuchungen zum chemischen Klima in Südostniedersachsen. Arbeiten des Teilprojektes A10 "Stoffflüsse in der bodennahen Atmosphäre" des Sonderforschungsbereichs 179 "Wasser- und Stoffdynamik in Agrar-Ökosystemen". Landbauforschung Völknerode, Sonderheft 170.* S. 103-153.
- DÄMMGEN, U., KÜSTERS, A. (1992): Vergleich von Depositionssammlern der Typen 'Osnabrück' und 'Rotenkamp'. *Schlufbericht für das Niedersächsische Landesamt für Wasser und Abfall.* Techn. Universität Braunschweig, Institut f. Geographie und Geoökologie. 37 S.
- DE VRIES, W. (1988): Critical deposition level for nitrogen and sulphur on Dutch forest ecosystems. *Water, Air and Soil Pollution, 42.* PP 221-239
- DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURBAU (1996): Erfassung der depositionsbedingten Schadstoffbelastung des Sickerwassers aus Waldstandorten - Einfluß auf die Grundwasserbeschaffenheit. *Merkblätter zur Wasserverswirtschaft, Entwurf Jan. 1996.*
- DIETL, C., WÄBER, M., PEICHL, L., VIERLE, O. (1996): Monitoring of airborne metals in grass and depositions. *Chemosphere Vol. 33, No. 11.* PP 2101-2111.

- DRAAIJERS, G.P.J.; ERISMAN, J.W., LÖVBLAD, G.; SPRANGER, T.; VEL, E. (1998): Quality and uncertainty aspects of forest deposition estimation using throughfall, stemflow and precipitation measurements. TNO-report TNO-MEP - R 98/093. Appeldoorn.
- DRAAIJERS, G.P.J., VAN LEEUWEN, E.P.; DE JONG, P.G.H.; ERISMAN, J.W. (1996a): Deposition of Base Cations in Europe and its Role in Acid Neutralisation and Forest Nutrition. National Institute of Public Health and the Environment (RIVM). Bilthoven. Report No. 722108017.
- DRAAIJERS, G.P.J. (1996): Persönliche Mitteilung.
- DRAAIJERS, G.P.J., ERISMAN, J.W., SPRANGER, T., WYERS, G.P. (1996b): The application of throughfall measurements for atmospheric deposition monitoring. *Atmospheric Environment Vol. 30, No. 19*. PP 3349-3361.
- DUYZER, J.H., VERHAGEN, H.L.M., WESTSTRATE, J.H., BOSVELD, F.C., VERMETTEN, A.W.M. (1994): The dry deposition of ammonia onto a Douglas fir forest in The Netherlands. *Atmospheric Environment Vol. 28, No. 7*. PP 1241-1253.
- ECKERMAN, U. (1997): pers. Mitt.
- ELLENBERG, H., MAYER, R., SCHAUERMANN, J. (1986): Ökosystemforschung, Ergebnisse des Sollingprojektes 1966-1986. 217 S.
- EMEP/MSCW (1996): Status Report 1996. Transboundary Air Pollution in Europe. *Research Report No. 32*. Norwegian Meteorological Institute. Oslo.
- EMEP/MSCW (1997a): Transboundary Air Pollution in Europe. *EMEP/MSC-W 1/97, Status Report Part 1*. 108 p.
- EMEP/MSCW (1997b): Transboundary Air Pollution in Europe. *EMEP/MSC-W 1/97, Status Report Part 2*. 86 p.
- ENDERS, G. (1989): Zeitliche Änderungen des Vertikalprofils von Schadgasen (SO₂, NO_x, O₃) im Bestandsraum. Hrsg.: Projektgruppe Bayern zur Erforschung der Wirkung von Umweltschadstoffen. München.
- ENDERS, G. (1992): Vertikalprofile, Flüsse und Depositionsgeschwindigkeiten von O₃, NO_x und SO₂ in einem Fichtenbestand des Bayerischen Waldes. *Abschlußbericht zu den Projekten "Gasförmige Deposition von SO₂, NO_x und O₃ in einem Fichtenbestand und witterungsabhängige Parametrisierung der Depositionsgeschwindigkeiten" und "Zeitliche Änderungen des Vertikalprofils von Schadgasen (SO₂, NO_x, O₃) im Bestandsraum"*. Gefördert durch das Bundesministerium für Forschung und Technologie und das Bayerische Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen.
- ENGLUND, E., SPARKS, A. (1988): GEO-EAS Geostatistical Environmental Assessment Software Users Guide. Environmental Monitoring Systems Laboratory Office of Research and Development, U.s, Environmental Protection Agency, Las Vegas, Nevada, EPA/600/4-88/033.
- ERISMAN, J.W. (1993a): Acid deposition to nature areas in the Netherlands: Part I. Methods and results. *Water, Air and Soil Pollution 71*. PP 51-80.
- ERISMAN, J.W. (1993b): Acid deposition to nature areas in the Netherlands: Part II. Throughfall measurements compared to deposition estimates. *Water, Air and Soil Pollution 71*. PP 81-99.
- ERISMAN, J.W. (1994): Evaluation of a surface resistance parametrization of sulphur dioxide. *Atmospheric Environment Vol. 28, No. 16*. PP 2583-2594.
- ERISMAN, J.W., VAN PUL, A., WYERS, P. (1994): Parametrization of surface resistance for the quantification of atmospheric deposition of acidifying pollutants and ozone. *Atmospheric Environment Vol. 28, No. 16*. PP 2595-2607.
- ERISMAN, J.W.; VAN LEEUWEN E.P.; SPRANGER, T. (1999): Erfassung der trockenen Deposition. In: Nagel, H.-D; Gregor, H.-D. [Hrsg.] (1999): Ökologische Belastungsgrenzen – Critical Loads & Levels. Ein internationales Konzept für die Luftreinhaltungspolitik. Springer-Verlag.
- ERISMAN, J.W.; VAN LEEUWEN, E.; VAN PUL, A.; DRAAIJERS, G. (1996): Generalisation of Deposition in Europe. In: Knoflacher, M.; Schneider, J.; Soja, G. [Hrsg.]: Exceedance of Critical Loads and Levels. Spatial and temporal Interpretation of Elements in Landscape Sensitive to Atmospheric Pollutants. Report of a Workshop held in Vienna, Austria under the Convention on Long Range Transboundary Air Pollution, 22.-24. November 1995. Umweltbundesamt Wien, Tagungsberichte Bd. 15. Vienna 1996. S. 211- 235.
- EUROTRAC (HRSG.) (1997): Eurotrac Newsletter No. 18.
- FEDERAL RESEARCH CENTRE FOR FORESTRY AND FOREST PRODUCTS (1997): Forest Condition in Europe. Results of the 1996 crown condition survey. UN/ECE. Genf, Brüssel.
- FEGER, K.-H. (1986): Biochemische Untersuchungen an Gewässern im Schwarzwald unter besonderer Berücksichtigung atmogener Stoffeinträge. *Freiburger Bodenkundliche Abhandlungen, H. 17*. 252 S.
- FEICHTER, J., KJELLSTRÖM, E., ROHDE, H., DENTENER, F., LELIEVELD, J., ROELOFS, G.-J. (1996): Simulation of the tropospheric sulfur cycle in a global climate model. *Atmospheric Environment Vol. 30, No. 10/11*. PP 1693-1707.
- FISCHER, U. (1997): Gutachten "Ökologische Dauerbeobachtung: Deposition." Im Auftrag der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umweltschutz Berlin. 42 S.

- FOLTESCU, V.L., ISAKSON, J., SELIN, E., STIKANS, M. (1994): Measured fluxes of sulphur, chlorine and some anthropogenic metals to the Swedish West Coast. *Atmospheric Environment Vol. 28*. PP 2639-2649.
- FRANKEN, G., PUHLMANN, M., DUIJNISVELD, W.H.M., BÖTTCHER, J., STREBEL, O. (1997): Auswirkungen saurer atmosphärischer Depositionen bei Nadelwald auf Stoffanlieferung an das Grundwasser und Stoffumsetzungen in einem Aquifer aus basenarmen Sanden (Fallstudie Modellgebiet Fuhrberger Feld). *Wasserforschung Forschungsbericht 102 02 629*. Im Auftrag des Umweltbundesamtes. 272 S.
- FÜHRER, H.-W., BRECHTEL, H.-M., ERNSTBERGER, H., ERPENBECK, CH. CH. (1988): Ergebnisse von neuen Depositionsmessungen in der Bundesrepublik Deutschland und im benachbarten Ausland. *Mitteilungen des Deutschen Verbandes für Wasserwirtschaft und Kulturbau, H. 14*. 113 S.
- GAO, W., WESELY, M.L. (1995): Modeling gaseous dry deposition over regional scales with satellite observations - I. Model development. *Atmospheric Environment Vol. 29, No. 6*. PP 727-737.
- GATH, B., JAESCHKE, W., RICKER, I., ZIETZ, E. (1992): Depositionsmonitoring von Pflanzenschutzmitteln auf dem Kleinen Feldberg. Erste Ergebnisse. *Nachrichtenblatt Deut. Pflanzenschutzd. 44*. S. 57-66.
- GATZ, D.F., SMITH, L. (1995a): The standard error of a weighted mean concentration - I. Bootstrapping vs. other methods. *Atmospheric Environment Vol. 29, No. 11*. PP 1185-1193.
- GATZ, D.F., SMITH, L. (1995b): The standard error of a weighted mean concentration - II. Estimating confidence intervals. *Atmospheric Environment Vol. 29, No. 11*. PP 1195-1200.
- GAUGER, TH.; KÖBLE, R. SMIAŁEK, G. (1997): Kartierung kritischer Belastungskonzentrationen und -raten für empfindliche Ökosysteme in der Bundesrepublik Deutschland und anderen ECE-Ländern. Endbericht zum Forschungsvorhaben 106 01 061 im Auftrag des Umweltbundesamtes. Institut für Navigation der Universität Stuttgart. - Teil 1: Deposition Loads. 126 S. - Teil 2: Critical Levels. 75 S. - Teil 3: Informationssystem CANDIS. 27 S.
- GAUGER, TH.; KÖBLE, R. SMIAŁEK, G. (1999): Erfassung der nassen Deposition. In: Nagel, H.-D; Gregor, H.-D. [Hrsg.] (1999): *Ökologische Belastungsgrenzen – Critical Loads & Levels. Ein internationales Konzept für die Luftreinhaltepolitik*. Springer-Verlag.
- GEHRMANN, J. (1984): Einfluß von Bodenversauerung und Kalkung auf die Entwicklung von Buchenverjüngungen. *Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben, Bd. 1, Reihe A*. 214 S.
- GEHRMANN, J. (1990): Umweltkontrolle am Waldökosystem, Zwischenbericht über Untersuchungen an Waldmeßstationen in den Jahren 1982-88. *Forschung und Beratung, Wissenschaftliche Berichte über Land- und Ernährungswissenschaft in NRW, H. 48*. 280 S.
- GEHRMANN, J. (1993): 10 Jahre Depositionsmessungen - Emissionsminderung entlastet den Wald. *LöLF-Jahresbericht 1992*. S. 55-60
- GEIGERT, M.A., NIKOLAIDIS, N.P., MILLER, D.R., HEITERT, J. (1994): Deposition rates for sulfur and nitrogen to a hardwood forest in Northern Connecticut, USA. *Atmospheric Environment Vol. 28, No. 9*. PP 1689-1697.
- GEORGII, H.-W., PERSEKE, C., ROHBOCK, E. (1983): Feststellung der Deposition von sauren und langzeitwirksamen Luftverunreinigungen aus Belastungsgebieten. *Forschungsbericht 104 02 600, UBA-Berichte 6/83*. 205 S.
- GODT, J. (1986): Untersuchungen von Prozessen im Kronenraum von Waldökosystemen und deren Berücksichtigung bei der Erfassung von Schadstoffeinträgen. *Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben, Bd. 19, Reihe A*. 265 S.
- GRÄF, E. (1990): Ergebnisse niederschlagsanalytischer Untersuchungen in südwestdeutschen Wald-Ökosystemen. *Mitteilungen der Forstl. Versuchs- und Forschungsanst., Abt. Bodenkunde und Waldernährung Nr. 6*. 89 S.
- GREGOR, H.-D. (1993): Umweltqualitätsziele, Umweltqualitätskriterien und -standards: Bestandsaufnahme und konzeptionelle Überlegungen. Umweltbundesamt (unveröffentl.). Berlin.
- GREGOR, H.-D. (1995): Das Critical Load/Levels Konzept - Ein ökosystemarer Ansatz für Umweltindikatoren auf der Basis von Wirkungsschwellen. In: *Umweltgeologie heute, 5. Umweltqualitätsziele, natürliche Variabilität, Grenzwerte*.
- GREGOR, H.-D. (1999): Konzepte für die Luftreinhaltepolitik. In: Nagel, H.-D; Gregor, H.-D. [Hrsg.] (1999): *Ökologische Belastungsgrenzen – Critical Loads & Levels. Ein internationales Konzept für die Luftreinhaltepolitik*. Springer-Verlag.
- GROSCH, S. (1990): Der atmosphärische Gesamteintrag auf natürlichen Oberflächen unter besonderer Berücksichtigung der trockenen Deposition in Waldgebieten. Dissertation beim Fachb. Geowiss. der Joh.-Wolfg.-Goethe-Univ. Frankfurt/M.
- GRÜNHAGE, L., DÄMMGEN, U., HAENEL, H.-D., JÄGER, H.-J. (1994): Response of a grassland ecosystem to air pollutants: III. The chemical climate: vertical flux densities of gaseous species in the atmosphere near the ground. *Environmental Pollution 85*. PP 43-49.
- GUENTZEL, J.L., LANDING, W.M., GILL, G.A., POLLMAN, C.D. (1995): Atmospheric deposition of mercury in Florida: the fams project (1992-1994) *Water, Air and Soil Pollution 80*. PP 393-402.

- HAHN, J. (1996): The Eurotrac Data Handbook: a directory of data collected during field measurements and laboratory studies within the various EUROTRAC subprojects. Fraunhofer Institute for Atmospheric Environmental Research, Garmisch-Patenkirchen. 67 p.
- HARRISON, R.M., ZLATEV, Z., OTTLEY, C.J. (1994): A comparison of the predictions of an eulerian atmospheric transport - chemistry model with experimental measurements over the North Sea. *Atmospheric Environment Vol. 28, No. 3*. PP 497-516.
- HAUHS, M. (1985): Wasser- u. Stoffhaushalt im Einzugsgebiet der Langen Bramke (Harz). *Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben, Reihe A, Bd. 17*. 118 S.
- HELMERS, E., SCHREMS, O. (1995): Wet deposition of metals to the tropical North and the South Atlantic Ocean. *Atmospheric Environment Vol. 29, No. 18*. PP 2475-2484.
- HICKS, B.B., BALDOCCHI, D.D., MEYERS, T.P., HOSKER JR., R.P., MATT, D.R. (1987): A preliminary multiple resistance routine for deriving dry deposition velocities from measured quantities. *Water, Air and Soil Pollution 36*. PP 311-330.
- HILDEBRAND, E. E. (1994): Der Waldboden - ein konstanter Produktionsfaktor? *Allgemeine Forstzeitschrift, 49*. S. 99-104
- HOCHSTEIN, E., HILDEBRAND, E. F. (1992): Stand u. Entwicklung der Stoffeinträge in Waldbestände von Baden-Württemberg. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung Jg. 163, H.2*. S. 21-26
- HOPPE, J., SCHULZE, A. (1997): Virtuelle Tabellen als Werkzeug zur spezifischen Abbildung inhomogener Datenbestände in einem homogenen Datenmodell. *11. Internat. Symposium der Gesellschaft für Informatik (GI), Straßburg 1997. Band 1*. Marburg. S. 1-16.
- HOST, G., DIMAKOS, X. K. (1997): emissions in Europe Using EMEP Monitoring Data and some implications for network design. *EMEP/MSC-W 3/97*. 48 p.
- HOVMAND, M.F., KEMP, K. (1996): Downward trends of sulphur deposition to Danish spruce forest. *Atmospheric Environment Vol. 30, No. 17*. PP 2989-2999.
- HULTBERG, H., MUNTHE, J., IVERFELDT, A. (1995): Cycling of methyl mercury and mercury-responses in the forest roof catchment to three years of decreased atmospheric deposition. *Water, Air and Soil Pollution 80*. PP 415-424.
- HÜSER, R., DUNKEL, I. (1985): Stoffdeposition durch Niederschläge in bayerischen Waldlandschaften. *Allgemeine Forstzeitschrift 11*. S. 238-241
- HÜSER, R., REHFUESS, K.-E. (1988): Stoffdeposition durch Niederschläge in ost- und südbayerischen Waldbeständen. *Forstliche Forschungsberichte. Schriftenreihe der Forstwiss. Fak. der Univ. München und der Bayer. Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Nr. 86*.
- ISAAKS, E. H., SRIVASTAVA, R. M. (1989): An introduction to applied geostatistics. Oxford. 561p.
- IVERFELDT, A., MUNTHE, J., BROSSET, C., PACYNA, J. (1995): Long-term changes in concentrations and deposition of atmospheric mercury over Scandinavia. *Water, Air and Soil Pollution 80*. PP 227-233.
- JAFFÉ, R., CABRERA, A., CARRERO, H., ALVARADO, J. (1993): Organic compounds and heavy metals in the atmosphere of the city of Caracas, Venezuela.- II. Atmospheric deposition. *Water, Air and Soil Pollution 71*. PP 315-329.
- JAKOBSEN, H. A., JONSON, J. E., BERGE, E. (1997): The multi-layer Eulerian model: Model description and evaluation of transboundary fluxes of sulphur and nitrogen for one year. *EMEP/MSC-W 2/97*. 50 p.
- JENSEN, A. (1997): Historical deposition rates of Cd, Cu, Pb and Zn in Norway and Sweden estimated by ²¹⁰Pb dating and measurement of trace elements in cores of peat bogs. *Water, Air and Soil Pollution 95*. PP 205-220.
- JENSEN-HUB, K. (1990): Raumzeitliche Analyse atmosphärischer Stoffeinträge in Schleswig-Holstein und deren ökologische Bewertung. Dissertation an d. Math.-Naturwiss. Fakultät d. Chr.-Albr.-Universität zu Kiel. 212 S.
- JENSEN-HUB, K. (1994): Landesweite Niederschlagsdepositionsmessungen in Schleswig-Holstein. *Staub - Reinhaltung der Luft 54*. S. 431-436.
- JENSEN-HUB, K., ZÖLITZ-MÖLLER, R. (1993): Die Luftqualität in Schleswig-Holstein. *Argumente 4*. Arbeitsgemeinschaft für Umweltforschung und Entwicklungsplanung e. V. (Hrsg.). 64 S.
- JOHNSON, D.W., LINDBERG, S.E. [EDS.] (1992): Atmospheric Deposition and Forest Nutrient Cycling. A Synthesis of the Integrated Forest Study. *Ecological Studies 91*. Springer-Verlag. 707 p.
- JOHNSON, D.W., LINDBERG, S.E. (1995): The biogeographical cycling of Hg in forests: alternative methods for quantifying total deposition and soil emission. *Water, Air and Soil Pollution 80*. PP 1069-1077.
- JONSON, J. E., JAKOBSEN, H. A., BERGE, E. (1997): Status of the development of the regional scale photo-chemical multilayer Eulerian model. *EMEP/MSC-W 2/97*. 32 p.
- KAUPENJOHANN, M. (1989): Chemischer Bodenzustand und Nährelementversorgung immissionsbelasteter Fichtenbestände in Nordostbayern. *Bayreuther Bodenkundliche Berichte 11*. 202 S.
- KELLER, R. (HRSG.) (1979): Hydrologischer Atlas der BRD. 365 S.

- KIM, J.C., ALLEN, E.R. (1997): Effects of filter pack sampling conditions on observed ambient concentrations of dry acid deposition species. *Chemosphere Vol. 34, No. 3.* PP 587-610.
- KLOCKOW, D., WINTERMEYER, D. (1990): Erstellung von Depositionskarten für die Bundesrepublik Deutschland. *Universität Dortmund, Fachber. Chemie. Abschlußbericht zum FE-Vorhaben Nr. 0339232 A (BMFT).* 53 S.
- KÖBLE, R., NAGEL, H.-D., SMIATEK, G., WERNER, B., WERNER, L. (1993): Kartierung der Critical Loads/Levels in der Bundesrepublik Deutschland. *Abschlußbericht des FE Vorhabens 108 02 080 "Erfassung immissionsempfindlicher Biotope in der Bundesrepublik Deutschland und in anderen ECE-Ländern"*. Im Auftrag des Umweltbundesamts Berlin. 183 S.
- KÖBLE, R., SPRANGER, T. (1999): Definition und Kartierungsmethoden. *In: Nagel, H.-D; Gregor, H.-D. [Hrsg.] (1999): Ökologische Belastungsgrenzen – Critical Loads & Levels. Ein internationales Konzept für die Luftreinhaltepolitik.* Springer-Verlag.
- KOVAR, A., PUXBAUM, H. (1992): Nasse Deposition im Ostalpenraum. TU Wien, Institut für analyt. Chemie (Hrsg.). Im Auftrag des Bayer. Staatsministerium für Landesentwicklung u. Umweltfragen. 33 S.
- KRIETER, M., HABERER, K. (1985): Gefährdung des Grundwassers durch saure Niederschläge. *Vom Wasser, Bd. 64.* S. 219-242
- KUEBLER, J., GIOVANNONI, J.-M., RUSSELL, A.G. (1996): Eulerian modeling of photochemical pollutants over the swiss plateau and control strategy analysis. *Atmospheric Environment Vol. 30, No. 6.* PP 951-966.
- KULSHRESTHA, U.C., SARKAR, A.K., SRIVASTAVA, S.S., PARASHAR, D.C. (1996): Investigation into atmospheric deposition through precipitation studies at New Delhi (India). *Atmospheric Environment Vol. 30, No. 24.* PP 4149-4154.
- KUTTLER, W. (1991): Transfer mechanisms and deposition rates of atmospheric pollutants. *Modern Ecology, Basic and Applied Aspects, Chapter 24.* Esser, G. u. Overdieck, D. (Ed.). PP 509-538
- LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ SACHSEN-ANHALT (1997b): Immissionsschutzbericht 1996. *Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Heft 22.*
- LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ, SACHSEN-ANHALT (1994): Immissionsschutzbericht 1993. *Berichte des Landesamtes für Umweltschutz, Sachsen-Anhalt 1994, H. 12.* 73 S.
- LANDESAMT FÜR WASSERHAUSHALT UND KÜSTEN SCHLESWIG-HOLSTEIN (1995): Ein Jahrzehnt Beobachtung der Niederschlagsbeschaffenheit in Schleswig-Holstein 1985-1994.
- LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (HRSG.) (1997b): Ermittlung atmosphärischer Stoffeinträge in den Boden. Nutzung neuer Sammel- und Nachweisverfahren. Fachgespräch am 27.11.1996 in Karlsruhe. *Handbuch Boden 5.* 122 S.
- LANDING, W.M., PERRY, J.J., GUENTZEL, J.L., GILL, G.A., POLLMAN, C.D. (1995): Relationships between the atmospheric deposition of trace elements, major ions, and mercury in Florida: the fams project (1992-1993). *Water, Air and Soil Pollution 80.* PP 343-352.
- LEHMHAUS, J., ECKERMAN, U., POMMERENING, C. (1995): Atmosphärische Stoffeinträge in Schleswig-Holstein. *Sonderbericht Nr. 8 der Lufthygienischen Überwachung Schleswig-Holstein, Gewerbeaufsichtsamt Itzehoe.*
- LEHNHARDT, F., BRECHTEL, H.-M., BONESS, M. (1984): Ein Beitrag zur Quantifizierung der Versauerung ausgewählter Bäche im Bereich des nordhessischen Buntsandsteingebirges. *Materialien 1/84 des Umweltbundesamtes.* S. 76-92
- LENZ, R. (1991): Charakteristika und Belastungen von Waldökosystemen NO-Bayerns - eine landschaftsökologische Bewertung auf stoffhaushaltlicher Grundlage. *Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe A, Bd. 80.* 200 S.
- LENZ, R. J. M. (1995a): Zur ökologischen und gesellschaftlichen Relevanz kritischer Stoffeintragsraten in Ökosysteme. *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie, 24.* S. 499-505
- LENZ, R. J. M. (1995b): Kritische Stoffeinträge: neue Beurteilungsgrundlagen für Ökosystembelastungen? Grenzwerte und Grenzwertproblematik im Umweltbereich. *27. Hohenheimer Umwelttagung, 27.01.1995.* S. 121-132
- LENZ, R., SCHALL, P. (1991): Belastungen in fichtendominierten Waldökosystemen. Risikoarten zu Schlüsselprozessen der neuartigen Waldschäden. *Allgemeine Forstzeitschrift, 46.* S. 756-761
- LINDBERG, S., VERMETTE, S. (1995): Workshop on sampling mercury in precipitation for the national atmospheric deposition program. *Atmospheric Environment Vol. 29, No. 11.* PP 1219-1220.
- LO, A.K.-F. (1996): Deposition velocities of reactive gases across an air-water interface. *Atmospheric Environment Vol. 30, No. 13.* PP 2329-2334.
- LÖVBLAD, G., ERISMAN, J.W., FOWLER, D. (1993): Models and methods for the quantification of atmospheric input to ecosystems. *Proceedings Nordic Council/EMEP/BIATEX workshop in Göteborg, 3.-6. November 1992.*
- LUX, H., BÖRTTITZ, S. (1988): Vergleichende Betrachtung von "wet only" und "bulk"-Niederschlagsuntersuchungen. *Wissenschaftliche Zeitschrift der Technischen Universität Dresden 37, Heft 6.* S. 249-251.

- LUX, W. (1993): Das PROGRAMM "Biologische Umweltkontrolle durch Waldökosysteme" (Teil 1). Umweltbehörde Hamburg, Fachamt für ökologische Forst- u. Landwirtschaft. Institut für Bodenkunde, Hamburg. 53 S.
- MASCHER, F., SCHAFFLER, K., KESSLER, H.H., FISCHER, G., MARTH, E. (1997): Inhaltsstoffe nasser Deposition als Indikatoren für Luftqualität und Schadstoffdeposition im Raum Graz. *Gefahrstoffe - Reinhaltung der Luft* 57. S. 65-69.
- MATHERON, G. (1963): Principles of Geostatistics. *Economic Geology*, 58. S. 1246-1262
- MATZNER, E. (1988): Der Stoffumsatz zweier Waldökosysteme im Solling. *Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben, Reihe A., Bd. 40.* 217 S.
- MCDONALD, K.M., CHENG, L., OLSON, M.P., ANGLE, R.P. (1996): A comparison of box and plume model calculations for sulphur deposition and flux in Alberta, Canada. *Atmospheric Environment Vol. 30, No. 17.* PP 2969-2980.
- MEESENBURG, H., MEIWES, K. J. , SCHULTZ-STERNBERG, R. (1994): Entwicklung der atmogenen Stoffeinträge in niedersächsische Waldbestände. *Forst und Holz, Jg. 49, H. 9.* S. 236-238
- MEESENBURG, H., MEIWES, K.J., RADEMACHER, P. (1995): Long term trends in atmospheric deposition and seepage output in Northwest German Forest Ecosystems. *Water, Air and Soil Pollution* 85. PP 611-616
- METEOROLOGISCHER DIENST DER DDR (1989): Bericht über die Niederschlagswasseranalysen für das Sommerhalbjahr 1989 (April 1989 - September 1989) gemäß Weisung 25/83 des Stellvertreters des Vorsitzenden des Ministerrates und Ministers für Umweltschutz und Wasserwirtschaft. 17 S. mit Abb u. Tab. i. Anhang.
- MEYER-SCHULTZ, J.A. (1994): Urban wet deposition nitrate: a comparison to non-urban deposition. *Water, Air and Soil Pollution* 73. PP 83-93.
- MIES, E. (1987): Elementeinträge in tannenreiche Mischbestände des Südschwarzwalds. *Freiburger Bodenkundliche Abhandlungen, H. 18.* 247 S.
- MIKAC, N., BRANICA, M. (1994): Wet deposition of ionic alkylleads and total lead in urban areas of Croatia. *Atmospheric Environment Vol. 28, No. 19.* PP 3171-3179.
- MILIONIS, A.E., DAVIES, T.D. (1994): Regression and stochastic models for air pollution - I. Review, comments and suggestions. *Atmospheric Environment Vol. 28, No. 17.* PP 2801-2810.
- MINISTERIUM FÜR UMWELT UND NATURSCHUTZ SACHSEN-ANHALT (1994): Luftreinhalteplan Untersuchungsgebiet 10. *Luftreinhalteplan 1994 des Landes Sachsen-Anhalt, Bd. 2: Immissions- und Wirkungskataster.* S. 215-223.
- MÖLLER, D., LUX, H. (HRSG.) (1992): Deposition atmosphärischer Spurenstoffe in der ehemaligen DDR bis 1990. *Kommission Reinhaltung der Luft im VDI und DIN, Bd. 18.* Düsseldorf. 308 S.
- MOSELLO, R., MARCHETTO, A. (1996): Chemistry of atmospheric wet deposition in Italy: results from a five-year study. *Ambio Vol. 25.* PP 21-25.
- MÜLLER-WESTERMEIER, G. (1995): Numerisches Verfahren zur Erstellung klimatologischer Karten. *Berichte des Deutschen Wetterdienstes (DWD), Nr. 193.* Offenbach. 18 S.
- MUNTHE, J., HULTBERG, H., IVERFELDT, A. (1995): Mechanisms of deposition of methylmercury and mercury to coniferous forests. *Water, Air and Soil Pollution* 80. PP 363-371.
- NAGEL, D., HENZE, C., KUNZE, F., SCHMIDT, H., H., G., WERNER, L. (1995): Modellgestützte Bestimmung der ökologischen Wirkungen von Emissionen. *Deutscher Beitrag zum UN ECE Projekt Mapping Critical Loads/Levels in Europe. Abschlußbericht zum FE-Vorhaben 10401005.* Im Auftrag des Umweltbundesamts Berlin. Bearbeitet in der Gesellschaft für Ökologie, Natur- und Umweltschutz (ÖNU), Prädikow. 184 S.
- NAGEL, H.-D; GREGOR, H.-D. (1999): Ökologische Wirkungsschwellen und Grenzen der Belastbarkeit. *In: Nagel, H.-D; Gregor, H.-D. [Hrsg.] (1999): Ökologische Belastungsgrenzen – Critical Loads & Levels. Ein internationales Konzept für die Luftreinhaltepolitik.* Springer-Verlag.
- NAGEL, H.-D; GREGOR, H.-D. [HRSG.] (1999): Ökologische Belastungsgrenzen – Critical Loads & Levels. Ein internationales Konzept für die Luftreinhaltepolitik. Springer-Verlag. 320 S.
- NIEDERSÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR ÖKOLOGIE (1992): Untersuchung von Niederschlagswasser 1988-1990. 95 S.
- NIEDERSÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR ÖKOLOGIE (1993): Depositions-Meßnetz Niedersachsen. 40 S.
- NILSSON, J., GRENNFELT, P. (1988): Critical Loads for sulphur and nitrogen. Report from a workshop held at Skokloster (Sweden), 19-24.03.1988. *NORD miljörapport 1988:15, Nordic Council of Ministers.* Copenhagen.
- OEHLERT, G.W. (1996): Shrinking a wet deposition network. *Atmospheric Environment Vol. 30, No. 8.* PP 1347-1357.
- ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT (1990): Control strategies for photochemical oxidants across Europe. Paris. 116 p.
- PAHL, S. (1995): Feuchte Deposition auf Nadelwälder in den Hochlagen der Mittelgebirge. Dissertation im Fachbereich Geowissenschaften der Universität Hamburg.

- PAHL, S., WINKLER, P. (1995): Höhenabhängigkeit der Spurenstoffdeposition durch Wolken auf Wälder. *Deutscher Wetterdienst, Meteorologisches Observatorium Hohenpeißenberg. Abschlußbericht 1995*. Gefördert vom Bundesministerium für Forschung und Technologie. 97 S.
- RAGSDALE, H.L., LINDBERG, S.E., LOVETT, G.M., SCHAEFER, D.A. (1992): Atmospheric Deposition and Throughfall Fluxes of Base Cations. In: *Johnson, D.W., Lindberg, S.E. [eds.] (1992): Atmospheric Deposition and Forest Nutrient Cycling. A Synthesis of the Integrated Forest Study. Ecological Studies 91*. Springer-Verlag. PP 235-253.
- RADEMACHER, L., SCHWELA, D., PRINZ, B. (1991): Ergebnisse von Depositionsmessungen zur Ermittlung des Ferntransportes von Luftverunreinigungen. *Aus der Tätigkeit der LIS 1990*. S. 33-56
- RAHM, L., HAKANSSON, B., LARSSON, P., FOGELQVIST, E., BREMLE, G., VALDERRAMA, J. (1995): Nutrient and persistent pollutant deposition of the Bothnian Bay ice and snow fields. *Water, Air and Soil Pollution 84*. PP 187-201.
- RANALLI, A.J., TURK, J.T., CAMPBELL, D.H. (1997): The use of bulk collectors in monitoring wet deposition at high-altitude sites in winter. *Water, Air and Soil Pollution 95*. PP 237-255.
- RAPER, D.W., LEE, D.S. (1996): Wet deposition at the sub-20km scale on a rural upland area of England. *Atmospheric Environment Vol. 30, No. 8*. PP 1193-1207.
- RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN (1993): Umweltgutachten 1994. Für eine dauerhaft-umweltgerechte Entwicklung. Stuttgart. 380 S.
- REA, A.W., KEELER, G.J., SCHERBATSKOY, T. (1996): The deposition of mercury in throughfall and litterfall in the Lake Champlain watershed: a short-term study. *Atmospheric Environment Vol. 30, No. 19*. PP 3257-3263.
- RICHTER, D. (1995): Ergebnisse methodischer Untersuchungen zur Korrektur des systematischen Meßfehlers des Hellmann-Niederschlagsmessers. *Berichte des Deutschen Wetterdienstes (DWD) Nr. 194*. 93 S.
- RÖSSELET, C., STOCKER, D., KERR, A. J. (1993): Bildung von Sommersmog. *EAWAG News 35 D, August 1993*. S. 17-23.
- SACHS, L. (1989): Angewandte Statistik. Anwendung statistischer Methoden. Springer-Verlag. Berlin, Heidelberg, New York, Tokyo. 552 S.
- SÄCHSISCHE LANDESANSTALT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (1995): Niederschlagsverunreinigungen und nasse Deposition im Freistaat Sachsen, Ergebnisse 1985-1994. *Zwischenbericht, Anlageteil*.
- SAGER (1997): Die Niederschlagsbeschaffenheits-Richtlinie der Ländersarbeitsgemeinschaft Wasser. In: *Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (Hrsg.): Ermittlung atmosphärischer Stoffeinträge in den Boden. Nutzung neuer Sammel- und Nachweisverfahren. Fachgespräch am 27.11.1996 in Karlsruhe. Handbuch Boden 5*. S. 49-54.
- SANDNESS, H. (1993): Calculated budgets for airborne acidifying components in Europe, 1985, 1987, 1989, 1991, 1992. *EMEP report 1/93*. MSC-West, Oslo, Norway.
- SCHENKE, D., SCHMIDT, H., STÄHLER, M. (1994): Umweltmonitoring für Pflanzenschutzmittel.- I. Aufbau eines Überwachungssystems im Land Brandenburg. *Nachrichtenblatt Deut. Pflanzenschutzd. 46*. S. 209-213.
- SCHICHTEL, B.A., HUSAR, R.B. (1997): Regional simulation of atmospheric pollutants with the CAPITA Monte Carlo Model. *Journal of the Air & Waste Management Association 47*. PP 331-343.
- SCHIMMIG, C.-G. (1991): Wasser-, Luft-, Nähr- und Schadstoffdynamik charakteristischer Böden Schleswig-Holsteins. Dissertation. *Schriftenr. Nr. 13 aus dem Institut für Pflanzenern. und Bodenkunde der Chr.-Albr.-Universität zu Kiel*. 163 S.
- SCHJOERRING, J.K. (1995): Long-term quantification of ammonia exchange between agricultural cropland and the atmosphere - I. Evaluation of a new method based on passive flux samplers in gradient configuration. *Atmospheric Environment Vol. 29, No. 8*. PP 885-893.
- SCHLEYER, R., FILLIBECK, J., HAMMER, J., RAFFIUS, B. (1996): Beeinflussung der Grundwasserqualität durch Deposition organischer Stoffe aus der Atmosphäre. *Forschungsbericht Wasser 102 02 629*. Im Auftrag des Umweltbundesamtes. 321 S.
- SCHMIDT, H., STÄHLER, M., SCHENKE, D. (1995): Umweltmonitoring für Pflanzenschutzmittel im Land Brandenburg. - III. Ergebnisse und Schlußfolgerungen. *Nachrichtenblatt Deut. Pflanzenschutzd. 47*. S. 279-286.
- SCHMIDT, M. (1987): Atmosphärischer Eintrag und interner Umsatz von Schwermetallen in Waldökosystemen. Dissertation an der Universität Kassel. *Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben, Reihe A, Bd. 34*. 174 S.
- SCHNUG, E., FRANCK, E. VON (1985): Schwefel-Eintrag aus der Atmosphäre in Schleswig-Holstein. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde, 148*. S. 24-32
- SCHÖN, R. (1988): Gewässerversauerung in der Bundesrepublik Deutschland unter besonderer Berücksichtigung der hist. Entwicklung im süddeutschen Raum und methodische Probleme bei der Erfassung der Versauerung (Bd. 2). Forschungsvorhaben 102 04 342 im Auftrag des Umweltbundesamtes.

- SCHULTZ, R. (1987): Vergleichende Betrachtung des Schwermetallhaushalts verschiedener Waldökosysteme Norddeutschlands. Diss. an der Gesamthochschule Kassel-Universität. *Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben, Reihe A, Bd. 32.* 218 S.
- SCHULZ, M. (1993): Räumliche Verteilung atmosphärischer Einträge von Spurenstoffen in die Nordsee. Dissertation Inst. f. Anorganische u. Angewandte Chemie, Univ. Hamburg. Nr. 17. 191 S.
- SCHULZE, A., HOPPE, J. (1997): Qualitätssicherung bei der Bilanzierung von Stoff- und Wasserflüssen in Waldökosystemen durch datenbankgestützte Arbeitsorganisation. *11. Internat. Symposium der Gesellschaft für Informatik (GI), Straßburg 1997. Band 1.* S. 216-224.
- SCHWARTZ, A. (1996): Numerische Simulationen zur Massenbilanzierung chemisch reaktiver Substanzen im mesoskaligen Bereich. Dissertation der Universität Karlsruhe. *Wissenschaftliche Berichte des Instituts für Meteorologie und Klimaforschung, 20.* 200 S.
- SCUDLARK, J.R., CONKO, K.M., CHURCH, T.M. (1994): Atmospheric wet deposition of trace elements to Chesapeake Bay: CBAD study year 1 result. *Atmospheric Environment Vol. 28, No. 8.* PP 1487-1498.
- SHAN, Y., IZUTA, T., AOKI, M., TOTSUKA, T. (1997): Effects of O₃ and soil acidification, alone and in combination, on growth, gas exchange rate and chlorophyll content of red pine seedlings. *Water, Air and Soil Pollution 97.* PP 355-366.
- SHANNON, J.D., VOLDNER, E.C. (1995): Modeling atmospheric concentrations of mercury and deposition to the Great Lakes. *Atmospheric Environment Vol. 29, No. 14.* PP 1649-1661.
- SIEBERS, J., GOTTSCHILD, D., NOLTING, H.-G. (1996): Flußdichten sedimentierender Partikel. II. Pflanzenschutzmittel-Konzentrationen und Depositionen in Südostniedersachsen. In: *Dämmgen, U. (Hrsg.): Untersuchungen zum chemischen Klima in Südostniedersachsen. Arbeiten des Teilprojektes A10 "Stoffflüsse in der bodennahen Atmosphäre" des Sonderforschungsbereichs 179 "Wasser- und Stoffdynamik in Agrar-Ökosystemen".* Landbauforschung Völknerode, Sonderheft 170. S. 154-162.
- SIEVERING, H., ENDERS, G., KINS, L., KRAMM, G., RUOSS, K., ROIDER, G., ZELGER, M., ANDERSON, L., DLUGI, R. (1994): Nitric acid, particulate nitrate and ammonium profiles at the Bayerischer Wald: evidence for large deposition rates of total nitrate. *Atmospheric Environment Vol. 28, No. 2.* PP 311-315.
- SIMON, K.-H., WESTENDORFF, K. (1991): Stoffeinträge mit dem Niederschlag in Kiefernbestände des norddeutschen Tieflandes in den Jahren 1985-1989. *Beitr. Forstwissenschaft 25, 4.* S. 177-180
- SIMPSON, D., ELIASSEN, A. (1997a): Control strategies for ozone and acid deposition - an iterative approach. *EMEP/MSC-W 5/97.* 41 p.
- SINGER, A., GANOR, E., FRIED, M., SHAMAY, Y. (1996): Throughfall deposition of sulfur to a mixed oak and pine forest in Israel. *Atmospheric Environment Vol. 30, No. 22.* PP 3881-3889.
- SLOOF, J.E. (1995): Lichens as quantitative biomonitors for atmospheric trace-element deposition. Using transplants. *Atmospheric Environment Vol. 29, No. 1.* PP 11-20.
- SMIATEK, G., KÖBLE, R., GAUGER, TH. (1995): Das Critical Loads Levels-Konzept. In: *ARNDT, U.; BÖCKER, R.; KOHLER, A. [HRSG.]: Grenzwerte und Grenzwertproblematik im Umweltbereich. 27. Hohenheimer Umwelttagung, 27. Januar 1995.* Verlag G. Heimbach. S. 111 – 119.
- SORTEBERG, A., HOV, O. (1996): Two parametrizations of the dry deposition exchange for SO₂ and NH₃ in a numerical model. *Atmospheric Environment Vol. 30, No. 10/11.* PP 1823-1840.
- SPRANGER, T. (1992): Erfassung und ökosystemare Bewertung der atmosphärischen Deposition und weiterer oberirdischer Stoffeinträge im Bereich der Bornhöveder Seenkette. *EcoSys, Beiträge zur Ökosystemforschung. Suppl. Bd. 4.* 153 S.
- SPRANGER, T.; KÖBLE, R. (1999): Überschreitungen von Critical Levels und Critical Loads durch aktuelle Belastungen. In: *NAGEL, H.-D; GREGOR, H.-D. [HRSG.] (1999): Ökologische Belastungsgrenzen – Critical Loads & Levels. Ein internationales Konzept für die Luftreinhaltungspolitik.* Springer-Verlag.
- ST. LOUIS, V.L., RUDD, J.W.M., KELLY, C.A., BARRIE, L.A. (1995): Wet deposition on methyl mercury in Northwestern Ontario compared to other geographic locations. *Water, Air and Soil Pollution 80.* PP 405-414.
- STEIGER, B.V., WEBSTER, R., SCHULIN, R., LEHMANN, R. (1996): Mapping heavy metals in polluted soil by disjunctive kriging. *Environmental Pollution 94.* PP 205-215.
- STEINNES, E., HANSSSEN, J.E., RAMBEK, J.P., VOGT, N.B. (1994): Atmospheric deposition of trace elements in Norway: temporal and spatial trends studied by Moss Analysis. *Water, Air and Soil Pollution 74.* PP 121-140.
- STEINNES, E., HENRIKSEN, A. (1993): Metals in small Norwegian Lakes: relation to atmospheric deposition of pollutants. *Water, Air and Soil Pollution 71.* PP 167-174.
- STEINRÜCKE, J. (1991): Atmosphärischer Eintrag von Nähr- u. Schadstoffen in einem Naturschutzgebiet im ländlichen Raum. *Materialien zur Raumordnung, Band XLIV.* Geogr. Institut d. Ruhr-Universität Bochum (Hrsg.). 152 S.

- SUH, H.H., ALLEN, G.A., AURIAN-BLÄJENI, B., KOUTRAKIS, P., BURTON, R.M. (1994): Field method comparison for the characterization of acid aerosols and gases. *Atmospheric Environment Vol. 28, No. 18.* PP 2981-2989.
- TAO, S., (1995): Kriging and mapping of copper, lead, and mercury contents in surface soil in Shenzhen Area. *Water, Air and Soil Pollution 83.* PP 161-172.
- THIELE, V., PRINZ, B. SCHWELA, B. (1989): Mess- und Experimentierstation im Forst (MEXFO). *Abschlußbericht über das Projekt (VIP129), APFII.6.* Durchgeführt von der Landesanstalt für Immissionsschutz NRW (LIS) in Essen.
- TOBIAS, K., LANG, R., LENZ, R., SCHALL, P. P. (1989): Flächenbezogene Abschätzung der Depositionsmengen von H, N, Ca, Mg in vier Schwerpunktforschungsräumen der BRD. *Gis, 2. Jg., H.4.* S. 26-32
- TORSETH, K., SEMB, A. (1997): Atmospheric deposition of nitrogen, sulfur and chloride in two watersheds located in Southern Norway. *Ambio Vol. 26.* PP 258-265.
- TRIPATHI, A. (1994): Airborne lead pollution in the city of Varanasi, India. *Atmospheric Environment Vol. 28, No. 14.* PP 2317-2323.
- TSYRO, S. G. BERGE, E. (1997): The contribution of ship emission from the North Sea and the northeastern Atlantic Ocean to acidification in Europe. *EMEP/MSC-W 4/97.* 17 p.
- ULRICH, B. (1981): Ökologische Gruppierung von Böden nach ihrem chemischen Bodenzustand. *Bodenkunde 144.* S. 159-187.
- ULRICH, B. (1986): Raten der Deposition, Akkumulation und des Austrags toxischer Luftverunreinigungen als Maß der Belastung und Belastbarkeit von Waldökosystemen. *Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben, Reihe B., Bd. 2.* S. 1-120.
- ULRICH, B. (1991): Rechenweg zur Schätzung der Flüsse in Waldökosystemen. Identifizierung der sie bedingten Prozesse. *Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe B, Bd. 24.* S. 204-210.
- ULRICH, E., WILLIOT, B. (1994): Les depots atmospheriques en France de 1850 a 1990. *Atmospheric Environment Vol. 28, No. 20.* PP 3405-3406.
- UMWELTBUNDESAMT (1996): Manual on Methodologies and Criteria for Mapping Critical Levels/Loads and Geographical Areas Where They Are Exceeded. WERNER, B.; SPRANGER, T. [HRSG.] *.UBA-Texte 71/96. Umweltbundesamt Berlin.* 216 S.
- UMWELTBUNDESAMT (HRSG.) (1993): Zusammenfassung der Forschungsergebnisse zur Waldschadensproblematik in den neuen Ländern. *Umweltbundesamt Berlin, Texte 2/93, Bd. 1: Tharandt und Bd. 2: Eberswalde.*
- UMWELTBUNDESAMT BERLIN (1994): Luft kennt keine Grenzen. *Umweltbundesamt Berlin (Hrsg.).*
- UMWELTBUNDESAMT BERLIN (HRSG.) (1995b): Wirkungskomplex Stickstoff und Wald. *IMA-Querschnittsseminar 21./22.11.1994, UBA-Texte 28/95.* 232 S.
- UN ECE (1996b): Manual on methodologies for Mapping Critical Loads/Levels and geographical areas where they are exceeded. *Umweltbundesamt Texte 71/96.* Berlin.
- UN ECE (1989): UN ECE Workshop on Mapping Critical Loads. *Bad Harzburg (Germany), 6.-10.09.1989.*
- UN ECE (1990): Draft Manual Methodologies and Criteria for Mapping Critical Levels/Loads and Geographical Areas where they are Exceeded. *Umweltbundesamt.* Berlin. 98 p.
- UN ECE (1991): Mapping Critical Loads for Europe. *Technical Report No. 1, Coordination Center for Effects.* National Institute of Public Health and Environmental Protection. Bilthoven (The Netherlands). 86 p.
- UN ECE (1993): 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 (1996c): 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.-24.11.1995.* Federal Ministry for Environment, Youth and Family, Conference Papers vol. 15. Vienna (Austria).
- UNITED NATIONS (1995): Strategies and Policies for air pollution abatement: 1994 major preview prepared under the Convention on Long-range Transboundary Air Pollution. Economic Commission for Europe, Geneva. New York. 138 p.
- VAN EK, R., DRAAIJERS, G.P.J. (1994): Estimates of atmospheric deposition and canopy exchange for three common species in the Netherlands. *Water, Air and Soil Pollution 73.* PP 61-82.
- VAN JAARVELD, J.A. (1995): Modelling the long-term atmospheric behaviour of pollutants on various spatial scales. *National Institute of Public Health and the Environment (RIVM). Bilthoven. Report No. 722501005.*

- VAN LEEUWEN, E., DRAAIJERS, G.P.J., DE JONG, P.G.H., ERISMAN, J. W. J. W. (1996a): Mapping dry deposition of acidifying components and base cations on a small scale in Germany. *National Institute of Public Health and the Environment Bilthoven (Netherlands). Report No. 722108012.* 47 p.
- VAN LEEUWEN, E.P., DRAAIJERS, G.P.J., ERISMAN, J.W. (1996b): Mapping wet deposition of acidifying components and base cations over Europe using measurements. *Atmospheric Environment Vol. 30, No. 14.* PP 2495-2511.
- VAN LEEUWEN, E.P.; DRAAIJERS, G.P.J.; DE JONG, P.G.H.; ERISMAN, J.W. (1996c): Mapping Dry Deposition of Acidifying Components and Base Cations on a Small Scale in Germany. Study on behalf and for the account of Umweltbundesamt, Berlin (FE. No. 107 01 033). *National Institute of Public Health and the Environment (RIVM). Bilthoven, Netherlands. Report No. 722108012.*
- VAN LEEUWEN, E.P.; VAN JAARVELD, J.A. (1997): Interim Report: Dry Deposition of Ammonia in Germany in 1994. Interim Report on Behalf and for the Account of Umweltbundesamt, Berlin (FE. No. 108 03 081). *National Institute of Public Health and the Environment (RIVM). Bilthoven. Report No. 722115xxx.*
- VAN PUL, W.A.J.; POTMA, C.J.M.; VAN LEEUWEN, E.P.; DRAAIJERS, G.P.J.; ERISMAN, J.W. (1995): EDACS: European Deposition maps of Acidifying Components on a Small scale. Model Description and Preliminary Results. *National Institute of Public Health and the Environment (RIVM). Bilthoven. Report No. 722401005.*
- VANDAL, G.M., FITZGERALD, W.F., ROLFHUS, K.R., LAMBORG, C.H. (1995): Modeling the elemental mercury cycle in Palette Lake, Wisconsin, USA. *Water, Air and Soil Pollution 80.* PP 529-538.
- VEREIN DEUTSCHER INGENIEURE, KOMMISSION REINHALTUNG DER LUFT (1990a): Wirkungen von Luftverunreinigungen auf Böden. Einträge - Bewertung - Regelungen. *VDI Berichte 837. (Tagung Lindau 15.-17.05.1990).* . Teil 1 S. 1-798, Teil 2 S. 799-1384.
- VERMETTE, S., LINDBERG, S., BLOOM, N. (1995a): Field tests for a regional mercury deposition network - sampling design and preliminary test results. *Atmospheric Environment Vol. 29, No. 11.* PP 1247-1251.
- VERMETTE, S.J., PEDEN, M.E., WILLOUGHBY, T.C., LINDBERG, S.E., WEISS, A.D. (1995b): Methodology for the sampling of metals in precipitation: results of the national atmospheric deposition program (NADP) pilot network. *Atmospheric Environment Vol. 29, No. 11.* PP 1221-1229.
- VILE, M.A., NOVÁK, M.J.V., BRÍZOVÁ, E., WIEDER, R.K., SCHELL, W.R. (1995): Historical rates of atmospheric Pb deposition using ²¹⁰Pb dated peat cores: corroboration, computation, and interpretation. *Water, Air and Soil Pollution 79.* PP 89-106.
- VOLZ, H.-A. (1995): 10 Jahre Depositionsmessungen in Fichtenbeständen: eine synoptische Darstellung ausgewählter Meßreihen für Schwefel und Stickstoff im Vergleich zu den Emissionen. *Schriftenreihe des BML, Reihe A - Angewandte Wissensch. H. 434.* 110 S.
- WALTHER, W., ROST, J., HÖLSCHER, J. (1989): Depositions-Meßplatz Börßum, Vergleich verschiedener Meßverfahren. *Mitteilungen aus dem Niedersächsischen Landesamt für Wasserwirtschaft, Heft 8.* S. 29-52.
- WEATHERS, K.C., LOVETT, G.M., LIKENS, G.E. (1995): Cloud deposition to a spruce forest edge. *Atmospheric Environment Vol. 29, No. 6.* PP 665-672.
- WIEDEY, G. A., RABEN, G. H. (1989): Dokumentation zur Waldschadensforschung im Hils. *Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben, Reihe B, Bd. 12.* 305 S.
- WIENHAUS, O., LUX, H., REUTER, F., ZIMMERMANN, F. (1994): Ergebnisse langjähriger Immissions- und Depositionsmeßreihen aus dem südsächsischen Raum. *Staub - Reinhaltung der Luft 54.* S. 71-74.
- WINKLER, P., JOBST, S., HARDER, C. (1989): Meteorologische Prüfung und Beurteilung von Sammelgeräten für die nasse Deposition. *Abschlußbericht des Vorhabens mit Förderkennzeichen 07431073.* Gefördert vom Bundesministerium für Forschung und Technologie. 287 S.
- ZECHMEISTER, H.G. (1995): Correlation between altitude and heavy metal deposition in the Alps. *Environmental Pollution 89.* PP 73-80.
- ZENTRUM FÜR UMWELTFORSCHUNG -ZUF- UNIVERSITÄT FRANKFURT : Bericht Nr. 7 und Nr. 17.
- ZIMMERLING, R., DÄMMGEN, U., KÜSTERS, A., GRÜNHAGE, L., JÄGER, H.-J. (1996): Response of a grassland ecosystem to air pollutants: IV. The chemical climate: concentrations of relevant non-criteria pollutants (trace gases and aerosols). *Environmental Pollution Vol. 91, No. 2.* PP 139-147.
- ZIMMERMANN, F. (1997): pers. Mitt.

Anschriften der Bearbeiter

Dipl.-Geograph Thomas Gauger
Universität Stuttgart
Institut für Navigation
Geschwister-Scholl-Straße 24 D
70174 Stuttgart
Tel.: ++49-0711-121-4177
FAX: ++49-0711-121-2755
gauger@nav.-uni-stuttgart.de

Dipl.-Geograph Frank Anshelm
Universität Stuttgart
Institut für Navigation
Geschwister-Scholl-Straße 24 D
70174 Stuttgart
Tel.: ++49-0711-121-3412
FAX: ++49-0711-121-2755
anshelm@nav.-uni-stuttgart.de

Dipl.-Geographin Renate Köble
EC-Joint Research Centre
Environment Institute TP 051
Atmospheric Processes in Global Change -
Biosphere Interactions
I-21020 Ispra (Va) Italy
Tel: ++39-0332-78-5870
Fax: ++39-0332-78-5022
renate.koeble@jrc.it

Institut für Navigation
Universität Stuttgart
Geschwister-Scholl-Straße 24 D
70174 Stuttgart
Tel.: ++49-0711-121-3401
FAX: ++49-0711-121-2755
<http://www.nav.uni-stuttgart.de>