

2 Stoffeinträge durch Deposition

ANNE KEUFFEL-TÜRK, ANOUCHKA JANKOWSKI,
BIRTE SCHELER, PETER RADEMACHER &
HENNING MEESENBURG

2.1 Einleitung

Mit dem Niederschlag, aber auch mit Stäuben und als Gase, werden Stoffe in Ökosysteme und in den Boden eingetragen. Die Stoffe können von lokalen Emittenten stammen, aber auch mit dem Ferntransport über große Strecken verfrachtet werden. Mit dem Immissionschutzgesetz sind die Immissionen in die Umwelt und damit auch die Einträge in die Ökosysteme bei vielen Stoffen reduziert worden. Dennoch findet weiterhin ein Stoffeintrag statt.

Aufgrund der unterschiedlichen Filterwirkung der Bestände, aber auch wegen der Konsequenzen für Boden und Vegetation, unterscheiden sich landwirtschaftlich und forstlich genutzte Flächen deutlich und werden daher im Folgenden zunächst getrennt behandelt. Im Wald führt der Auskämmeffekt, insbesondere bei Nadelwaldbestockung, zu deutlich höheren Depositionsraten als im Offenland. Durch die relativ geringen Nährstoffzüge wird in Waldbeständen beim Stickstoff leicht eine Überschusssituation hervorgerufen, die sich negativ auf die Ökosysteme auswirken kann. Auf gedüngten, landwirtschaftlich genutzten Flächen spielt dagegen der Nährstoffeintrag durch die Deposition nur eine untergeordnete Rolle. Dennoch ist es wichtig, auch hier den Stoffeintrag zu kennen, um anhand von Stoffbilanzrechnungen Rückschlüsse auf potenzielle Stoffanreicherung im Boden, vor allem bei den Schadstoffen, ziehen zu können.

2.2 Depositionsmessung im Freiland

Der Niedersächsische Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN) betreibt das Gewässerkundliche Überwachungssystem Niedersachsen (GÜN). Die Depositionsmessungen an den vorwiegend landwirtschaftlich genutzten Bodendauerbeobachtungsflächen (BDF-L) werden im Rahmen des GÜN-Messnetzes zur Überwachung der

Niederschlagsbeschaffenheit auf Säurebildner, Nährstoffe und Schwermetalle vorgenommen. Auf den Bodendauerbeobachtungsflächen (BDF) soll an repräsentativen Standorten langfristig festgehalten werden, wie sich die Böden in ihren chemischen, physikalischen und biologischen Eigenschaften verändern und welche Einflüsse dazu beitragen. Die Messung der Niederschlagsbeschaffenheit ermöglicht eine quantitative Abgrenzung der über den Luftweg auf die BDF-L eingetragenen Stoffe gegenüber den durch Bewirtschaftungsmaßnahmen zugeführten.

2.2.1 Methoden

Zusätzlich zu dem von der Wasserwirtschaftsverwaltung betriebenen GÜN-Messnetz zur Niederschlagsbeschaffenheit wurden im Rahmen des Bodendauerbeobachtungsprogrammes von 1995 bis 1999 insgesamt 20 Freiland-Niederschlagsmessstellen an BDF-L etabliert. Weitere sechs Messstellen sind zeitweise über Sonderuntersuchungen hinzugekommen, so dass für die Auswertungen zu diesem Bericht die Daten von 26 Freiland-Depositionsmessstellen zur Verfügung standen. Dabei ist zu berücksichtigen, dass vier BDF-L-Bezugsmessstellen aus dem bereits vorhandenen GÜN-Messnetz zugewiesen wurden. In diesen Fällen kann auf Niederschlagsdaten aus den Jahren vor 1995 zurückgegriffen werden.

Die Sammlung des Niederschlags auf den BDF-L erfolgt mit dem Osnabrücksammler, der auch auf den GÜN-Freilandmessstellen und Sondermessstellen eingesetzt wird. Dieser Trichter-Flaschen-Sammler ist während der Expositionszeit ständig geöffnet (sogenannter Bulk-Sammler). Es wird die für wasserwirtschaftliche Belange relevante Niederschlagsdeposition (nasse Deposition und sedimentierender wasserlöslicher Anteil der trockenen Deposition) über einen Monat erfasst. Dazu werden jeweils in der Mitte und am Ende eines Monats Proben genommen, mengenproportional zum gefallenem Niederschlag zu einer Monatsmischprobe zusammengeführt und analysiert.

Die Arbeitsgrundlage für die Untersuchungen und Auswertungen der o. g. Messstellen ist das Depositionsmessprogramm (NLÖ 1993). Eine weitere Handlungsgrundlage bildet die

LAWA-Richtlinie „Atmosphärische Deposition“ (LAWA 1998).

Folgende anorganische Messgrößen werden routinemäßig im Niederschlag untersucht: elektrische Leitfähigkeit, Basekapazität, pH-Wert, Sulfat, Nitrat, Ammonium, Ortho-Phosphat, Chlorid, Fluorid, Natrium, Kalium, Magnesium, Calcium, Zink, Blei, Kupfer, Cadmium, Nickel, Chrom und Quecksilber. Informationen zu den Analyseverfahren finden sich auf der Homepage des NLWKN (www.nlwkn.de). Die Bestimmungsgrenzen bei den Schwermetallen haben sich im betrachteten Zeitraum mit Ausnahme von Zink nicht tendenziell verändert; bei Zink wurde die Bestimmungsgrenze ab 2002 abgesenkt.

2.2.2 Nährstoffeinträge durch Deposition

Um die Nährstoffeinträge durch Deposition zu beschreiben, wurden die Jahresfrachten der Parameter Sulfat, Nitrat, Ammonium und Gesamtstickstoff an GÜN-Freiland- und an BDF-L-Messstellen herangezogen.

Als Hauptemittenten dieser Stoffgruppen gelten in Deutschland die Energiewirtschaft und der Straßenverkehr (NO_x , SO_2) sowie die Land- und Düngewirtschaft (NH_3) (UBA 2011a). Bei der SO_2 -Emission ist seit Ende der 1980er Jahre ein drastischer Rückgang durch Maßnahmen zur Luftreinhaltung zu verzeichnen (UBA 1999). Bei den Stickoxiden ist in diesem Zeitraum ebenfalls ein leichter Rückgang zu beobachten, während die NH_3 -Emissionen auf gleichbleibend niedrigem Niveau stagnieren.

2.2.2.1 Nährstoff-Einträge von GÜN- und BDF-L-Messstellen im Vergleich

Abbildung 2.1 stellt die Entwicklung der Jahresfrachten von Sulfatschwefel, Nitrat, Ammonium und Gesamtstickstoff zwischen 1985 und 2009 im Vergleich zwischen BDF-L-Messstellen und GÜN-Freiland-Messstellen dar.

Ein deutlicher Rückgang ist bei den Sulfatschwefel-Frachten zu beobachten, die seit 1985 von $14 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ auf $4\text{--}5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ zurückgegangen sind. Ein Grund hierfür sind

Maßnahmen der Luftreinhaltung, wie Rauchgasentschwefelungsanlagen bei Kraftwerken, die seit Mitte der 1980er Jahre eingeführt wurden. Die Frachten der Stickstoff-Einträge zeigen zunächst eine leicht rückläufige Tendenz; in den letzten Jahren stagnieren sie auf niedrigem Niveau. Die Frachten der BDF-Messstellen liegen bis zum Jahr 2006 unter denen der GÜN-Messstellen. Ab 2007 weisen BDF- und GÜN-Messstellen fast keine Unterschiede mehr bei den Stickstoff-Frachten auf. Die Sulfatschwefel-Frachten der BDF-Messstellen liegen ab diesem Zeitpunkt leicht über denen der GÜN-Messstellen.

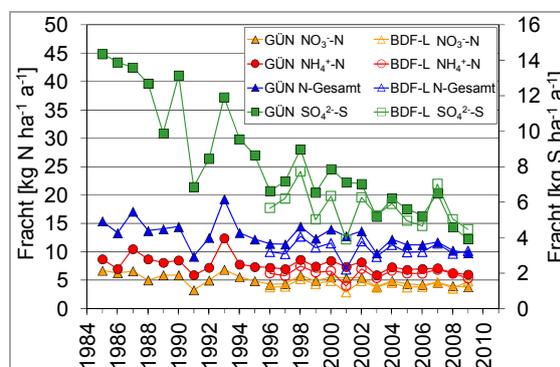


Abb. 2.1: Jährliche Deposition von Schwefel und Stickstoffverbindungen von 1985 bis 2009 (Mittelwerte aller GÜN-Freiland- bzw. BDF-L-Messstellen).

2.2.2.2 Nährstoffeinträge im regionalen Vergleich

Betrachtet man alle GÜN-Messstellen im Freiland, so lassen sich in Niedersachsen einzelne Standorte unter regionalen Aspekten zusammenfassen (Abb. 2.2). Im Westen befinden sich die Regionen I „Ems/Meppen“, II „Osnabrücker Raum“ und III „Hunte“. Im Nordosten liegt der große Bereich VI „Geest/Tideelbe“, an den sich im Süden die Bereiche V „Braunschweig“ und IV „Harz“ anschließen. Eine weitere Region ganz im Nordwesten ist VII „Nordsee“.

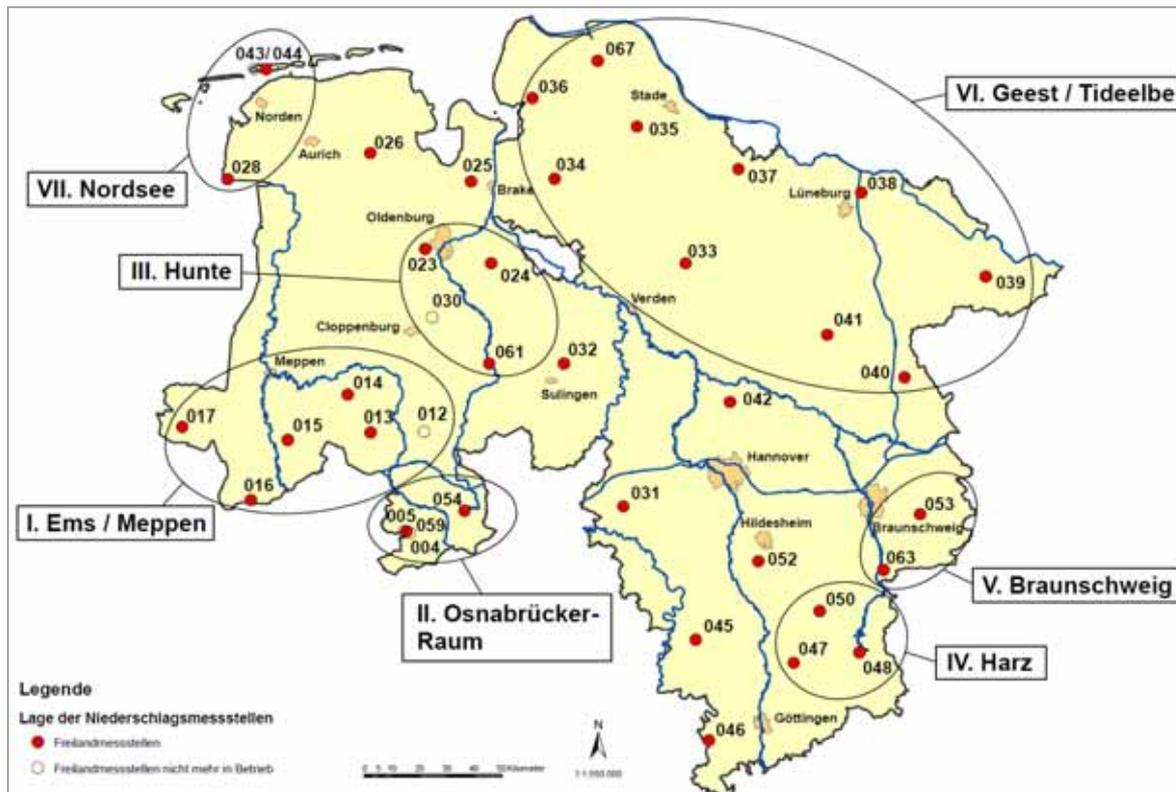


Abb. 2.2: Lage der GÜN-Freilandmessstellen, Darstellung der differenziert ausgewerteten Regionen.

Die Sulfatschwefel-Frachten gehen zwischen 1985 und 2009 ausnahmslos in allen Regionen um mindestens 8 und im Maximum sogar um $14 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ zurück und liegen 2009 zwischen 3 und $6 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Abb. 2.3). Die höchsten Sulfatschwefel-Frachten weist die Region VII „Nordsee“ auf, was auf den Eintrag von meereswasserhaltigen Aerosolen („Seaspray“) zurückzuführen ist. Bis zum Jahr 2002 fällt auch die Region IV „Harz“ in einzelnen Jahren mit höheren Sulfatschwefel-Frachten gegenüber den anderen Bereichen auf (ausgenommen VII „Nordsee“). In Höhenlagen werden besonders Stoffe deponiert, die mit dem Ferntransport über die Atmosphäre transportiert und mit dem Niederschlag ausgewaschen werden (BRAUER 1996). Nach 2002 ist dieser Effekt jedoch nicht mehr zu beobachten. Grund dafür sind die stark rückläufigen Schwefelemissionen (vgl. Kap. 2.3.3.3).

Die Stickstoff-Frachten haben sich zwischen 1991 und 2009 nicht wesentlich verändert und liegen 2009 zwischen $8 \text{ und } 13 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Abb. 2.4). Im Vergleich weisen die Regionen II

„Osnabrücker Raum“, III „Hunte“ und auch I „Ems/Meppen“ höhere Stickstoff-Frachten auf. Ursachen hierfür liegen in der intensiven Tierhaltung (BUILTJES et al. 2011).

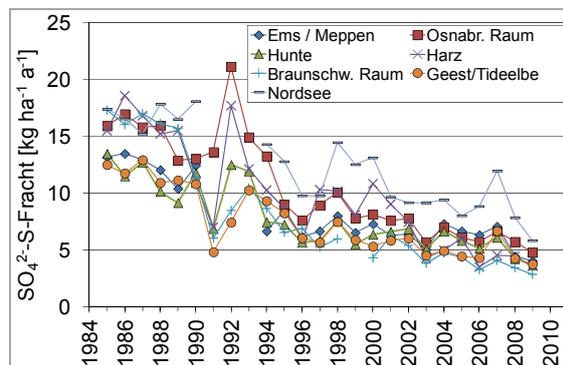


Abb. 2.3: Jährliche Deposition von Sulfatschwefel von 1985 bis 2009 nach Regionen (Mittelwerte aller in der jeweiligen Region liegenden GÜN-Freilandmessstellen).

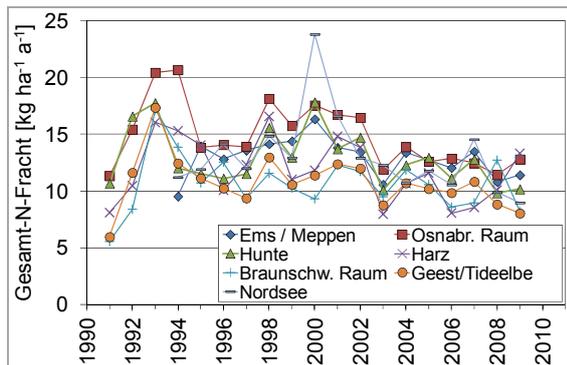


Abb. 2.4: Jahresfrachten der Stickstoffeinträge (Nitrat- und Ammonium-Stickstoff) von 1991 bis 2009 nach Regionen (Mittelwerte aller in der jeweiligen Region liegenden GÜN-Freilandmessstellen).

2.2.3 Schwermetalleinträge durch Deposition

Hauptemittent von Cadmium, Quecksilber und Nickel ist in Deutschland die Energiewirtschaft. Die größten Anteile von Kupfer, Zink und Chrom werden neben der Energiewirtschaft vom Straßenverkehr freigesetzt. Bleiemissionen erfolgen hauptsächlich durch verschiedene Industrieprozesse und die Herstellung von Metall (UBA 2011b).

Da die Schwermetall-Deposition in Niedersachsen sehr geringe Konzentrationen aufweist und oft auch unter der Bestimmungsgrenze der entsprechenden Parameter liegt, konnte keine Frachtenberechnung vorgenommen werden. Stattdessen wurden messstellenbezogene Jahresmittelwerte der Schwermetallkonzentrationen für die Auswertung zugrunde gelegt. Datengrundlage für die folgenden Ausführungen sind Untersuchungen an 26 BDF-Messstellen seit 1995. Dabei ist zu berücksichtigen, dass für vier BDF-L Bezugsmessstellen aus dem GÜN-Messnetz ausgewählt wurden. In diesen Fällen konnte bereits

auf Niederschlagsdaten aus den Jahren vor 1995 zurückgegriffen werden.

Für die Betrachtung der zeitlichen Entwicklung der Schwermetallbelastung wurden die Daten des gesamten Beobachtungszeitraumes von 1985 bis 2009 in drei Berichtszeiträume (1985–1991, 1992–2000, 2001–2009) zusammengefasst. Die Schwermetalle Chrom, Nickel, Quecksilber und Zink werden erst seit 1992 im Niederschlag untersucht, entsprechend waren hier nur zwei Berichtszeiträume darstellbar.

2.2.3.1 Schwermetallkonzentrationen im Niederschlag

Im Allgemeinen ist die Belastung des Niederschlages durch Schwermetalle in Niedersachsen gering. Da es bisher keine Bewertungsgrundlagen für die Beurteilung von Niederschlagswässern gibt, wurde auf entsprechende Veröffentlichungen aus dem Bereich Grundwasser zurückgegriffen. Die Bewertung für Blei, Cadmium und Quecksilber erfolgte anhand der Schwellenwerte der Grundwasserverordnung (GRWV 2010). Für Zink, Kupfer, Nickel und Chrom sieht die Grundwasserverordnung keine Schwellenwerte (SW) vor. Hier wurden die von der LAWA erarbeiteten Geringfügigkeitsschwellenwerte (LAWA 2004) als SW herangezogen.

Nur 3 % aller Jahresmittelwerte liegen über dem SW (Tab. 2.1). Zink und Cadmium weisen die häufigsten Überschreitungen auf: Bei beiden liegen jeweils 8 % aller Werte über dem SW. Ein Großteil der Analysewerte liegt unterhalb der Bestimmungsgrenze (BG). Somit konnten in 68 % der Fälle keine Jahresmittelwerte für Schwermetalle im Niederschlag ermittelt werden. Besonders hoch ist dieser Anteil bei den Parametern Chrom und Quecksilber mit 92 bzw. 87 %. Bei Kupfer liegen mit 22 % relativ wenige Jahresmittelwerte unter der BG. Hier sind 77 % der Werte größer als die BG, aber kleiner als der SW.

Tab. 2.1: Auswertung von Jahresmittelwerten (MW) der Jahre 1985–2009 (1985–2009: Pb, Cu, Cd; 1992–2009: Zn, Ni, Cr, Hg), Abgleich mit Bestimmungsgrenze (BG) oder Schwellenwert (SW).

	MW ≤ BG	BG < MW < QN	MW ≥ QN	SW
Pb [%]	75	22	3	10 µg/l (GrwV)
Pb [Anzahl]	251	72	11	
Cu [%]	22	77	1	14 µg/l (LAWA)
Cu [Anzahl]	74	258	2	
Cd [%]	65	27	8	0,5 µg/l (GrwV)
Cd [Anzahl]	218	90	26	
Zn [%]	47	45	8	58 µg/l (LAWA)
Zn [Anzahl]	149	141	26	
Ni [%]	86	14	0	14 µg/l (LAWA)
Ni [Anzahl]	273	44	0	
Cr [%]	92	8	0	7 µg/l (LAWA)
Cr [Anzahl]	291	26	0	
Hg [%]	87	10	3	0,2 µg/l (GrwV)
Hg [Anzahl]	261	30	8	
gesamt [%]	68	29	3	
gesamt [Anzahl]	1517	661	73	

2.2.3.2 Zeitliche Entwicklung der Schwermetallbelastung durch Kupfer, Blei und Zink

Die Entwicklung der Emissionen von Kupfer, Blei und Zink in Deutschland von 1990 bis 2009 zeigt Abbildung 2.5 (UBA 2011b).

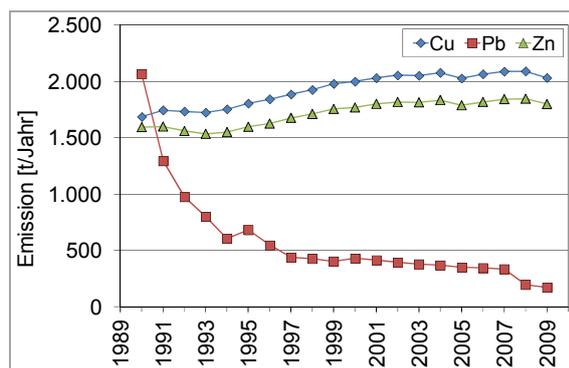


Abb. 2.5: Entwicklung der Emissionen von Kupfer, Blei und Zink in Deutschland von 1990 bis 2009 (Quelle: UBA 2011b).

Bei Blei ist zunächst ein starker Rückgang der Emission von 2000 t bis auf 600 t im Jahr 1994 zu beobachten. Seitdem nimmt die Blei-Emission zwar langsamer, aber stetig ab und lag im Jahr 2009 bei ca. 200 t. Die Kupfer- und Zink-Emissionen unterliegen nicht so großen Veränderungen wie die Blei-Emission. Sie bewegen sich im selben Zeitraum auf einem ähnlichen Niveau, wobei ein leichter Anstieg der Emissionen um ca. 200–300 t zu beobachten ist.

Die Auswertung der Depositionsdaten in Niedersachsen für den Parameter Blei zeigt einen direkten Zusammenhang zu den Emissionsdaten. Im Zeitraum 1985–1991 lagen noch 65 % aller Blei-Jahresmittelwerte über dem SW und 35 % zwischen der BG und dem SW. Im Berichtszeitraum 1992–2000 ist der Anteil der Befunde zwischen BG und SW zwar fast gleich geblieben, es überschritt aber kein einziger Analysenwert mehr den SW, dafür lagen über 60 % der Jahresmittelwerte unter der BG. Diese Entwicklung setzt sich im Zeitraum 2001–2009 fort: 85 % der Werte sind unter der BG und nur noch 15 % liegen zwischen der BG und dem SW (Abb. 2.6).

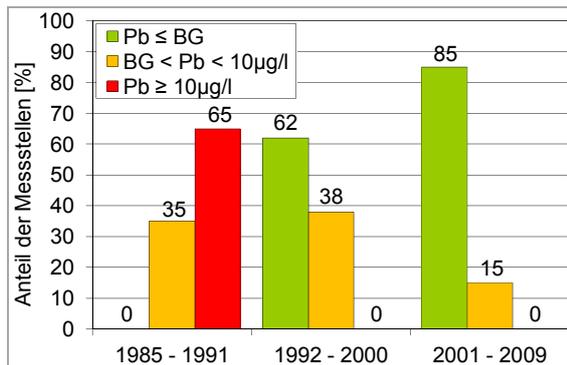


Abb. 2.6: Anteil der Messstellen in Klassen des mittleren Bleigehalts im Niederschlag, nach Berichtszeitraum (334 Jahresmittelwerte).

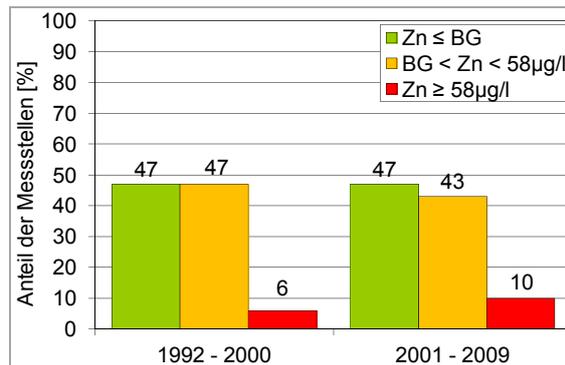


Abb. 2.8: Anteil der Messstellen in Klassen des mittleren Zinkgehalts im Niederschlag, nach Berichtszeitraum (316 Jahresmittelwerte).

Die Kupfergehalte im Niederschlag Niedersachsens weisen, in Analogie zur Entwicklung der Emission in Deutschland, keine großen Veränderungen mit der Zeit auf. Es deutet sich allerdings ein leichter Rückgang der Kupferkonzentrationen an: Der Anteil der Messstellen mit Werten unterhalb der BG nimmt zu. (Abb. 2.7).

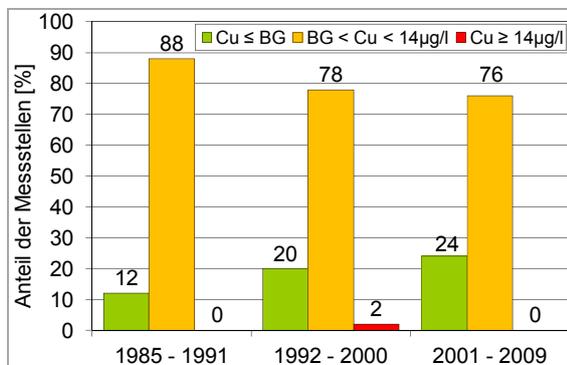


Abb. 2.7: Anteil der Messstellen in Klassen des mittleren Kupfergehalts im Niederschlag, nach Berichtszeitraum (334 Jahresmittelwerte).

Die Depositionsdaten von Zink weisen in den Berichtszeiträumen 1992–2000 und 2001–2009¹ eine ähnliche Verteilung über die Gehaltsklassen auf. Dies spiegelt die weitgehend gleichbleibenden Emissionswerte wider. Ungefähr die Hälfte aller Jahresmittelwerte liegt unter der BG, die andere Hälfte darüber. (Abb. 2.8).

¹ Nur zwei Zeiträume, da Analytik erst ab 1992.

2.2.3.3 Zeitliche Entwicklung der Schwermetallbelastung durch Chrom und Nickel

Bei Chrom und Nickel ist ein Rückgang der Emissionen zwischen 1990 und 2009 zu verzeichnen (Abb. 2.9, UBA 2011b). Die Nickel-Emission nimmt von 1990 bis ca. 1995 deutlich von 270 t auf ca. 150 t ab, um sich dann bis 2009 auf einem Niveau von ca. 130 t zu halten. Bei Chrom ist in den Jahren 1990–1993 ein Rückgang der Emission von 180 t auf ca. 120 t zu beobachten. Dieser Wert bleibt bis 2007 stabil. In den Jahren nach 2007 geht die Chrom-Emission noch einmal deutlich auf unter 50 t zurück.

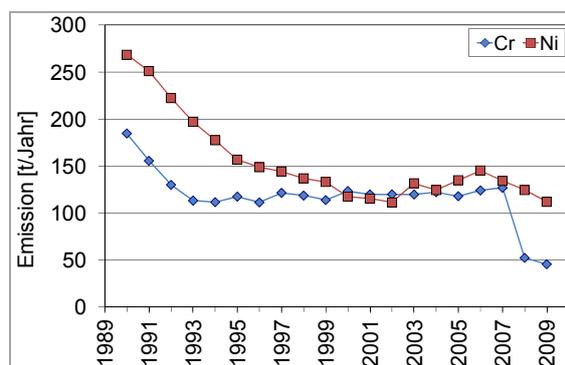


Abb. 2.9: Entwicklung der jährlichen Emissionen von Chrom und Nickel in Deutschland von 1990 bis 2009 (Quelle: UBA 2011b).

Beim Parameter Nickel ist zwischen den Berichtszeiträumen fast kein Unterschied feststellbar. Der überwiegende Anteil der Jahresmittelwerte befindet sich unter der BG und nur 13 % bzw. 14 % dieser Werte liegen zwischen der BG und dem SW (Abb. 2.10). Dies spiegelt auch die konstanten Emissionswerte in diesem Zeitraum wider.

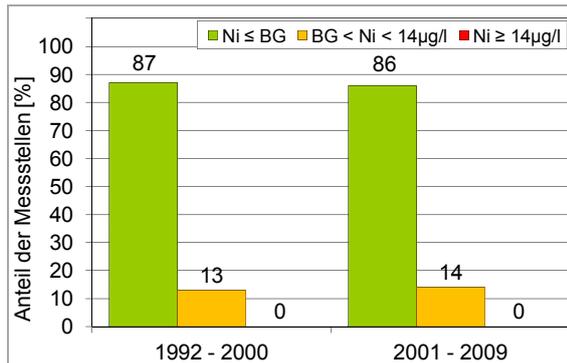


Abb. 2.10: Anteil der Messstellen in Klassen des mittleren Nickelgehalts im Niederschlag, nach Berichtszeitraum (317 Jahresmittelwerte).

Die Chromgehalte im Niederschlag sind in den betrachteten Berichtszeiträumen in der gleichen Größenordnung (Abb. 2.11). Während zwischen 1992 und 2000 fast alle Jahresmittelwerte (98 %) unter der BG liegen, nimmt dieser Anteil im Zeitraum 2001–2009 auf 88 % ab. 12 % der Jahresmittelwerte liegen hier zwischen BG und QN. Insofern bestätigen die niedersächsischen Depositionsdaten nicht den deutschlandweiten starken Rückgang der Chromemission, insbesondere nicht den Rückgang der Jahre 2008 und 2009.

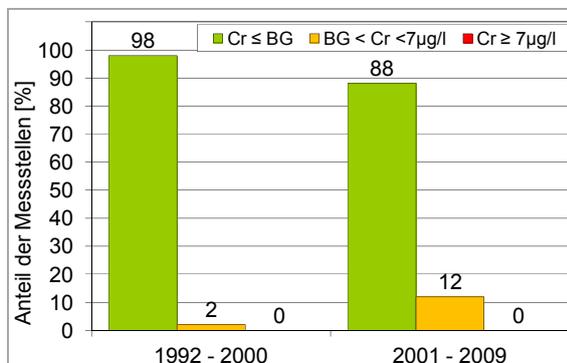


Abb. 2.11: Anteil der Messstellen in Klassen des mittleren Chromgehalts im Niederschlag, nach Berichtszeitraum (317 Jahresmittelwerte).

2.2.3.4 Zeitliche Entwicklung der Schwermetallbelastung durch Cadmium und Quecksilber

Die Entwicklung der Cadmium- und Quecksilber-Emissionen in Deutschland zeigen in den Jahren 1990–2009 einen ähnlichen abnehmenden Verlauf (Abb. 2.12). 1990–1994 erfolgte zunächst ein starker Rückgang der Emissionen von 17 t auf 7 t bei Cadmium und von 25 t auf 8 t bei Quecksilber. Nach leichtem Wiederanstieg und Stabilisierung auf einem Niveau um die 10 t sind die Emissionen seit der Jahrtausendwende weiterhin langsam rückläufig und erreichten 2009 den Bereich um 5 t, wobei die Quecksilberemissionen immer leicht über denen von Cadmium liegen.

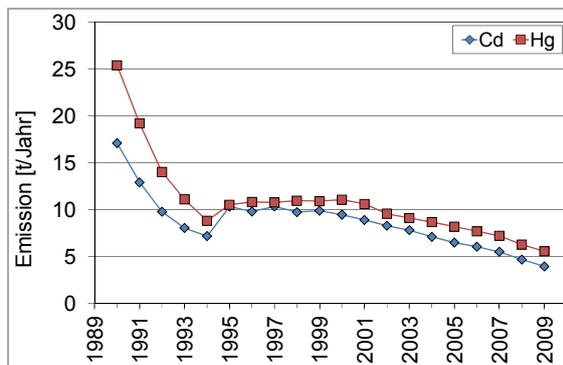


Abb. 2.12: Entwicklung der jährlichen Emissionen von Cadmium und Quecksilber in Deutschland von 1990 bis 2009 (Quelle: UBA 2011b).

Die Cadmiumgehalte im Niederschlag weisen in Niedersachsen kein einheitliches Bild auf (Abb. 2.13). Zunächst fällt auf, dass der Prozentsatz der Werte, die unter der Bestimmungsgrenze liegen, in den drei Berichtszeiträumen immer weiter zurückgeht, nämlich von 88 % auf 58 %. Dagegen steigt der Anteil der Jahresmittelwerte, die zwischen der BG und dem SW liegen, an. Im ersten Berichtszeitraum waren keine Jahresmittelwerte, von 1992 bis 2000 bereits 25 % und ab 2001 sogar 42 % der Jahresmittelwerte in diesem Wertebereich. Diese Entwicklung deckt sich nicht mit der Emissionsentwicklung in Deutschland und wird durch auffällige Trends an wenigen Depositionsmessstellen bestimmt. Eine Klärung dieses Sachverhaltes steht noch aus.

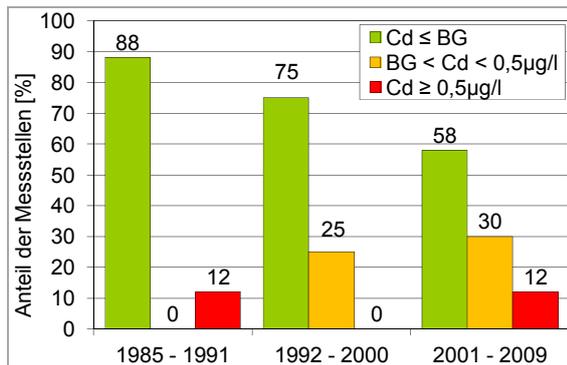


Abb. 2.13: Anteil der Messstellen in Klassen des mittleren Cadmiumgehalts im Niederschlag, nach Berichtszeitraum (334 Jahresmittelwerte).

Der Parameter Quecksilber wird, wie Chrom und Nickel, in Niedersachsen erst seit 1992 im Niederschlag untersucht. Beide untersuchten Berichtszeiträume weisen fast keine Unterschiede auf. Die überwiegende Anzahl der Jahresmittelwerte (87 %) liegen unter der BG. Die Depositionsdaten von Quecksilber befinden sich, wie auch die Emissionen deutschlandweit, auf einem konstanten niedrigen Niveau (Abb. 2.14).

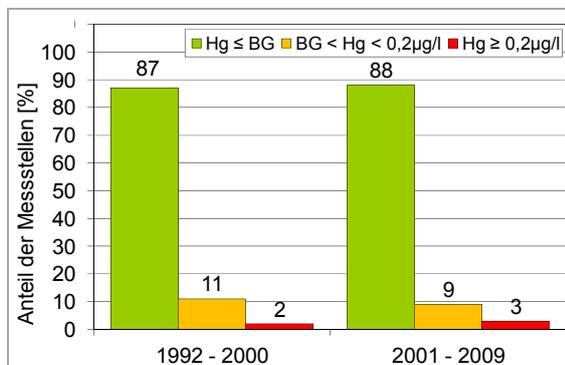


Abb. 2.14: Anteil der Messstellen in Klassen des mittleren Quecksilbergehalts im Niederschlag, nach Berichtszeitraum (299 Jahresmittelwerte).

2.3 Depositionsmessung in Waldbeständen (BDF-F)

Bereits zu Beginn des 20. Jahrhunderts wurde der Begriff des Immissionsschutzwaldes geprägt, da man erkannt hatte, dass Wälder auf Grund ihrer großen Kronenoberflächen effektiv Schadstoffe aus der Luft filtern. Mit der Filterfunktion der Wälder für Partikel und Gase ist aber andererseits eine Belastung der Waldökosysteme durch überproportional hohe Stoffeinträge verbunden. Folgen zu hoher Stoffeinträge sind u. a. akute und/oder chronische physiologische Schäden an Bäumen, veränderte chemische und physikalische Bodenverhältnisse (Versauerung, Eutrophierung, Akkumulation von Schwermetallen) sowie Nähr- und ggf. Schadstoffstoffausträge mit dem Sickerwasser. Wesentliche Faktoren, die die Höhe der Stoffeinträge bestimmen, sind die Niederschlagshöhe, die Nähe zu lokalen Emittenten, die Baumart, die Größe der Kronenoberfläche, die Dichte sowie Exposition der Bestände (MOHR et al. 2005).

Im Solling wurde bereits 1968 damit begonnen, die Stoffeinträge in Wälder systematisch zu erfassen. Hierzu werden die Wassermengen sowie die Elementkonzentrationen in der Kronentraufe, im Stammablauf (nur Buchenwälder) sowie auf nahe gelegenen unbewaldeten Vergleichsflächen (Freiland) ermittelt. Mit Hilfe eines Kronenraummodells werden für die Hauptelemente Umsetzungsprozesse im Kronenraum, wie das Auswaschen von basischen Kationen aus Nadeln und Blättern oder die unmittelbare Aufnahme von Stickstoffverbindungen, abgeschätzt (ULRICH 1994). Auf diesem Weg wird die Gesamtdeposition berechnet, die sich von den in der Kronentraufe gemessenen Flüssen teilweise erheblich unterscheidet.

Schwermetallkonzentrationen werden seit 1992 im Rahmen des BDF-Programms ermittelt. Zur Bestimmung der Gesamtschwermetalleinträge werden neben den Einträgen mit der Kronentraufe und dem Stammablauf zusätzlich die Einträge mit dem Streufall ermittelt.

2.3.1 Methoden

Für die Bestimmung der Hauptelemente erfolgt die Erfassung des Freilandniederschlags (bulk deposition) mit drei Regensammlern des Typs LWF und die Erfassung der Kronentraufe mit 15 Sammlern des gleichen Typs, die in einem regelmäßigen Raster angeordnet sind. In Buchenbeständen werden außerdem Menge und chemische Zusammensetzung des Stammablaufs von fünf repräsentativen Bäumen erfasst. Die Summe aus Kronentraufe und Stammablauf bildet den Bestandesniederschlag (ULRICH 1994).

Die Wasserproben werden alle 14 Tage entnommen. Je Fläche werden drei (bzw. fünf) mengengewichtete Mischproben gebildet. Die Analyse erfolgt vierwöchentlich unter Bildung mengengewichteter Mischproben.

Schwermetallflüsse und -konzentrationen im Niederschlag werden mit Hilfe eines zweiten Sammelsystems mit neun Sammlern im Bestand und drei (sechs) Sammlern im Freiland sowie ggf. einer Probe aus dem Stammablauf bestimmt. Die Probenahme erfolgt ebenfalls vierzehntägig, die Bestimmung der Schwermetallkonzentrationen jedoch nur an mengengewichteten Quartalsmischproben. Durch Verknüpfung der Konzentrationen mit den Niederschlagsmengen in den Schwermetallsammlern werden Stoffflüsse bestimmt.

Die Bestandesstreu wird mit zwölf Sammlern gewonnen, im Labor getrocknet und in verschiedene Fraktionen wie Nadeln/Blätter, Blüten, Früchte, Rest sortiert. Je Fraktion werden Raum- und Zeitmischproben gebildet. Die Berechnung der Streuflüsse erfolgt durch Verknüpfung der Mengen der einzelnen Streufraktionen mit den jeweiligen Schwermetallgehalten (KÖNIG & FORTMANN 1996, 1998).

Die Summe aus Kronentraufe- (KR) und Streufluss sowie in Buchenbeständen des Stammablaufs (StA) ergibt den Bodeneintrag. Zur Berechnung der Gesamtdeposition (GD) wird der Bodeneintrag mit einem element- und baumartenspezifischen Transfer- und Mobilitätsfaktor (F) multipliziert, der bauminterne Rückhalte- und Transportvorgänge berücksichtigt (Tab. 2.2):

$$GD = (KR + \text{Streu} (+ \text{StA})) * F$$

Tab. 2.2: Faktoren (F) für die Bestimmung der Gesamtdeposition aus dem Bodeneintrag (nach SCHULTZ 1987 und SCHMIDT 1987).

Element	Nadelbaum	Laubbaum
Pb	1,10	1,20
Cd	1,00	0,96
Zn	1,01	0,85
Cu	0,67	0,90

Für einzelne BDF-F-Flächen wurden Daten ab 1971 erhoben. Die nachfolgenden Betrachtungen beziehen sich jedoch auf den Zeitraum 1994–2009, da für diesen Zeitraum lückenlose Datenreihen für alle Flächen vorliegen und für die Betrachtung von Trends eine einheitliche Bezugsbasis Voraussetzung ist. Ein wichtiger Aspekt bei der Messung atmosphärischer Stoffeinträge im Wald sind Erkenntnisse über baumartenspezifische Unterschiede im Stoffeintrag. Damit die Grafiken übersichtlich sind, wird bei den grafischen Darstellungen der Hauptelemente jeweils eine Fläche der vier Hauptbaumarten Buche, Eiche, Fichte, und Kiefer dargestellt. Werden andere Flächen im Text zitiert, ist mit Hilfe der dargestellten Fläche derselben Baumart eine Einschätzung hinsichtlich der relativen Höhe möglich. Auf eine Karte wird aus Platzgründen verzichtet. Eine Darstellung der Flächen erfolgt in Kapitel 1 und im Anhang.

2.3.2 Niederschlagshöhe

Einige Stoffe, wie beispielsweise Natrium oder Chlorid, werden im Wesentlichen in gelöster Form mit dem Niederschlag eingetragen; die Höhe der Stoffeinträge wird folglich stark durch die Niederschlagshöhe bestimmt. Hier zeigen sich deutliche Unterschiede zwischen den höher gelegenen Flächen (Harz, Solling) und Flächen der Tieflandregionen.

Der langjährige Niederschlag (1994–2009) im Freiland beträgt auf den untersuchten Flächen zwischen 637 mm in Fuhrberg (F004FUKI) und 1328 mm in der Langen Bramke (F005LBKA). Zwischen den einzelnen Jahren treten große Schwankungen auf. Bei Ehrhorn, Eiche (F002-EHEI) und Solling, Fichte (F007SLF1) nehmen die Niederschläge signifikant zu, wenn man die Werte ab 1982 bzw. 1970 betrachtet. Die Interzeption, d. h. der in den Kronen zurückgehaltene Niederschlag, ist stark von der Baumart,

dem Bestockungsgrad sowie der Kronenoberfläche der Bestände abhängig. Sie beträgt in dem Kiefernbestand Augustendorf 29 % (F021-AUKI), im Eichenbestand Ehrhorn 20 % (F002-EHEI), in den drei Buchenbeständen zwischen 9 % (Göttinger Wald, F009GWBU) und 22 % (Lüss, F003LSBU) sowie in den Fichtenbeständen zwischen 14 % (Lange Bramke, Nordhang, F005LBNH) und 31 % (Solling, Fichte, F007SLF1).

2.3.3 Hauptelemente

2.3.3.1 Natrium

Aerosole des Meerwassers sind die Hauptquelle für Natrium, Chlorid und Magnesium im Niederschlag. Die mittlere Konzentration dieser Elemente im Niederschlag nimmt mit der Entfernung von der Küste deutlich ab.

Die höchsten Natriumeinträge weist die küstennahe Fläche Augustendorf (F021AUKI) mit $18,3 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ unter Kiefer und $12,1 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ im Freiland auf, die geringsten Einträge finden sich im Göttinger Wald (F009GWBU) mit $7,2 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ unter Buche und $4,3 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ im Freiland. Die Einträge mit dem Bestandesniederschlag betragen zwischen dem 1,2-fachen (Ehrhorn, Eiche, F002EHEI) und dem Zweifachen (Solling, Fichte, F007SLF1) des Freilandniederschlags.

Dem Kation Natrium kommt im Zusammenhang mit der Berechnung der Gesamtdeposition eine besondere Bedeutung zu. Aufgrund geringer Interaktionen im Kronenraum wird der im Bestandesniederschlag gemessene Stofffluss bei diesem Element als Gesamtdeposition gewertet. Bei der Kronenraumbilanzierung wird dann mit Hilfe des Natriumfaktors (Verhältnis von Kronenraumanreicherung zu Freilandniederschlag) die partikuläre Deposition für andere Kationen berechnet.

2.3.3.2 Nährstoffkationen

Calcium, Magnesium und Kalium sind für Wälder besonders wichtige Pflanzennährstoffe, die im Boden austauschbar gebunden bzw. in der Bodenlösung pflanzenverfügbar vorliegen. In Meeresnähe sind Aerosole insbesondere für Magnesium eine wichtige natürliche Quelle. Flugaschen aus Verbrennungsprozessen, ins-

besondere der Braunkohleverbrennung, waren früher in manchen Gegenden eine bedeutende Quelle anthropogen bedingter Calciumeinträge. Die basischen Stoffeinträge mit dem Niederschlag stellen neben der Verwitterung der Ausgangsgesteine eine wichtige, teils natürliche, teils anthropogene Quelle für die Nährstoffversorgung der Pflanzen bzw. die Neutralisation von Säuren dar, da in Wäldern im Gegensatz zu landwirtschaftlichen Flächen keine Zufuhr durch Düngung erfolgt.

Calcium

Mit Ausnahme der Fläche in Fuhrberg (F004-FUKI) hat der Calciumeintrag im Freilandniederschlag seit 1994 auf allen BDF-F signifikant abgenommen. Erwartungsgemäß ist der Calciumeintrag mit der Gesamtdeposition bis auf die BDF-F Fuhrberg Kiefer (F004 FUKI) und Solling Fichte (F007SLF1) ebenfalls signifikant rückläufig (Abb. 2.15). Im Mittel der Jahre 1994–2009 betrug er zwischen $2,4 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Ehrhorn, Eiche, F002EHEI) und $4,1 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Solling, Fichte, F007SLF1, Göttinger Wald F009GWBU).

Die mittlere Calciumdeposition im Freiland lag zwischen $1,7 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ in Lüss (F003LSBU) und $2,5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ in Fuhrberg (F004FUKI), der Anteil meeresbürtigen Calciums ist in den küstennahen Gebieten höher und beträgt im langjährigen Mittel bis zu $0,5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Augustendorf, F021AUKI).

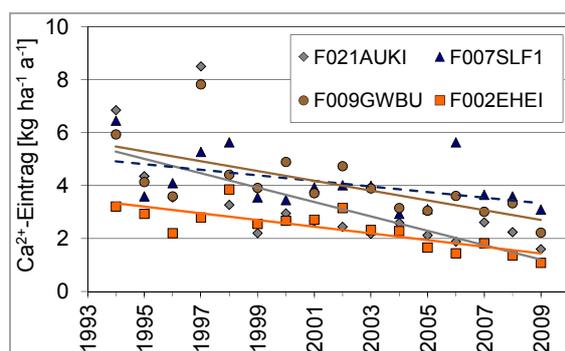


Abb. 2.15: Calciumeintrag mit der Gesamtdeposition auf BDF-F; durchgezogene Linie: signifikanter Trend, gestrichelte Linie: Tendenz.

Kalium

Der Kaliumeintrag mit dem Niederschlag ist geringer als der Calciumeintrag und betrug im langjährigen Mittel im Freiland zwischen 1,2 und 1,9 kg ha⁻¹ a⁻¹ (nicht grafisch dargestellt). In den untersuchten Beständen lag er zwischen 2,1 kg ha⁻¹ a⁻¹ im Göttinger Wald (F009-GWBU) und 3,3 kg ha⁻¹ a⁻¹ im Solling, Fichte (F007SLF1). Bezüglich der Höhe der Kalium-Gesamtdeposition sind keine baumartenspezifischen Zusammenhänge zu erkennen. Ein signifikanter Rückgang des Kaliumeintrags zeigt sich in Augustendorf (F021AUKI, Freiland und Kiefer) sowie bei einer Verlängerung des Betrachtungszeitraumes bis zum flächenspezifischen Messbeginn auch mit der Gesamtdeposition in Ehrhorn (F002EHEI), Lange Bramke, Kamm (F005LBKA) sowie im Solling (F006SLF1, F007SLB1).

Magnesium

Im Vergleich zu den anderen hier betrachteten Nährstoffen ist der Magnesiumeintrag mit dem Niederschlag relativ gering (nicht grafisch dargestellt). Er betrug im Freiland im langjährigen Mittel 1994–2009 zwischen 0,5 und 1 kg ha⁻¹ a⁻¹ mit großen jahreszeitlichen Schwankungen. Der Magnesiumeintrag mit der Gesamtdeposition lag im langjährigen Mittel zwischen 0,9 kg ha⁻¹ a⁻¹ (Göttinger Wald, F009-GWBU, Lange Bramke, Nord- und Südhang, F005LBNH, F005LBSH) und 1,6 kg ha⁻¹ a⁻¹ (Augustendorf, F021AUKI).

Tendenziell nahm der Magnesiumeintrag mit Ausnahme der Fläche Solling Fichte (F007-SLF1) auf allen untersuchten Flächen ab; auf den Freiflächen Ehrhorn (F002EHEI) und Lange Bramke (F005LBKA) sowie den Bestandesflächen Göttinger Wald Buche (F009GWBU) und Ehrhorn Eiche (F002EHEI) war die Abnahme signifikant.

2.3.3.3 Sulfat

Durch umfassende Maßnahmen zur Luftreinhaltung seit Mitte der 1980er Jahre durch das Inkrafttreten der 13. BImSchV am 01. Juli 1983 in den alten sowie zu Beginn der 1990er Jahren in den neuen Bundesländern konnten die Schwefeldioxidemissionen drastisch gesenkt werden. In der Folge ging der Schwefeleintrag

sowohl im Freiland- als auch im Bestandesniederschlag sehr stark zurück.

Im Freiland betrug der Sulfatschwefeleintrag im langjährigen Mittel zwischen 5,1 kg ha⁻¹ a⁻¹ im Göttinger Wald (F009GWBU) und 7,6 kg ha⁻¹ a⁻¹ in der Langen Bramke (F005LBKA). Obwohl die Maßnahmen zur Luftreinhaltung größtenteils schon zu einem früheren Zeitpunkt ergriffen worden waren, betrug die mittlere jährliche Abnahme in diesem Zeitraum noch zwischen 0,24 kg ha⁻¹ a⁻¹ (Fuhrberg, F004-FUKI) und 0,52 kg ha⁻¹ a⁻¹ (Augustendorf, F021AUKI). Im Zeitraum seit 1971 betrug die jährliche Abnahme sogar bis zu 0,77 kg ha⁻¹ a⁻¹ (Lange Bramke, F005LBKA). Im Bestandesniederschlag lassen sich deutliche Unterschiede zwischen den einzelnen Baumarten erkennen. Die höchsten Schwefeleinträge wurden mit 18,4 kg ha⁻¹ a⁻¹ unter Fichte gemessen, die geringsten Einträge mit 8,5 kg ha⁻¹ a⁻¹ unter Buche (Lüss, F003LSBU). Die jährliche Abnahme betrug zwischen 0,5 kg ha⁻¹ (Ehrhorn, Eiche, F002EHEI) und Fuhrberg, F004FUKI) und 1,3 kg ha⁻¹ unter Fichte im Solling (F007SLF1) (Abb. 2.16). Betrachtet man den Zeitraum seit 1971, betrug die jährliche Abnahme unter Fichte sogar 2,6 kg ha⁻¹ (Solling).

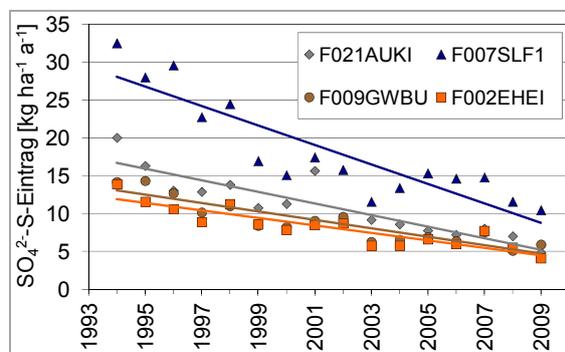


Abb. 2.16: Sulfatschwefeleintrag mit der Gesamtdeposition auf BDF-F; durchgezogene Linie: signifikanter Trend.

2.3.3.4 Stickstoff

Stickstoff ist der Pflanzennährstoff, der das Wachstum in von Menschen unbeeinflussten Ökosystemen am stärksten limitiert, da der Stickstoffgehalt der Bodenausgangsgesteine sehr gering ist. Durch anthropogene Stoffein-

träge mit dem Niederschlag ist Stickstoff jedoch auch im Wald zu einem Überflussfaktor geworden. Dies hat gravierende Konsequenzen für das Ökosystem, wie z. B. eine Verschiebung des Artengefüges der Wälder, veränderte Spross-Wurzel-Verhältnisse mit einem erhöhten Windwurfisiko, Nährstoffungleichgewichte in den Pflanzen sowie Nitratausträge mit dem Sickerwasser, verbunden mit Nährstoffverlusten ohnehin nährstoffarmer Waldböden.

Im Freiland betrug der Nitratreintrag im langjährigen Mittel zwischen $4,8 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Fuhrberg, F004FUKI) und $6,7 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Lange Bramke, F005LBKA), im Wald zwischen $6,3 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Ehrhorn, Eiche, F002EHEI) und $14,2 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Solling, Fichte, F007SLF1). Während unter Eiche nur das 1,2-fache des Freilandeintrags gemessen wurde, war der Nitratreintrag unter Fichte bis zu 2,2-mal so hoch wie im Freiland.

Auf allen Freiflächen sowie auf sieben von zehn Waldflächen hat der Nitratreintrag signifikant abgenommen, auf den Flächen Fuhrberg (F004FUKI), Lange Bramke, Nordhang (F005LBNH) und Solling, Buche (F006SLB1) nahm der Nitratreintrag ebenfalls ab, jedoch nicht signifikant. Die jährlichen Abnahmen lagen im Freiland zwischen $0,09 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Fuhrberg, F004FUKI) und $0,21 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Augustendorf, F021AUKI), im Wald zwischen $0,07 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Solling, Buche, F006SLB1) und $0,24 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ $\text{NO}_3\text{-N}$ (Augustendorf, F021AUKI, s. Abb. 2.17, F006SLB1 nicht dargestellt).

Der Eintrag von Ammoniumstickstoff hat sowohl im Freiland als auch in der Gesamtdosition mit Ausnahme der Flächen Fuhrberg (F004FUKI) sowie Solling, Fichte (F007SLF1) und Buche (F006SLB1) ebenfalls signifikant abgenommen. Im langjährigen Mittel wurden im Freiland zwischen $5,5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ im Göttinger Wald (F009GWBU) und $9,8 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ in Augustendorf (F021AUKI), mit der Gesamtdosition zwischen $8,9 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ in Lüss (F003LSBU) und $19,6 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ in Augustendorf (F021AUKI) eingetragen. Die jährliche Abnahme betrug im Freiland zwischen $0,03 \text{ kg ha}^{-1}$ in Fuhrberg (F004FUKI) und $0,6 \text{ kg ha}^{-1}$ in Augustendorf (F021AUKI, s. Abb. 2.18).

Auf allen untersuchten Flächen wird mehr Stickstoff in Form von Ammonium als in Form von Nitrat eingetragen. In Augustendorf beträgt das Verhältnis Ammonium : Nitrat im Freiland 65 : 35, unter Kiefer sogar 70 : 30.

Unter Berücksichtigung der Tatsache, dass die Stickstoffeinträge mit Hilfe der Kronenraumbilanz teilweise erheblich unterschätzt werden (MEESENBURG et al. 2005), übersteigen die Stickstoffeinträge nach wie vor den Bedarf der Wälder. Sie führen neben einem erwünschten verbesserten Baumwachstum zu einer Stickstoffanreicherung der Waldökosysteme mit den beschriebenen negativen Folgen.

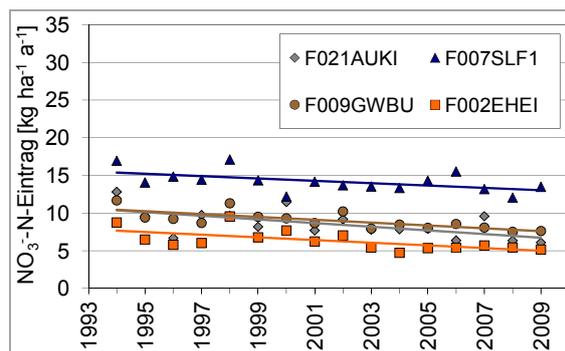


Abb. 2.17: Nitratstickstoffeintrag mit der Gesamtdosition auf BDF-F; durchgezogene Linie: signifikanter Trend.

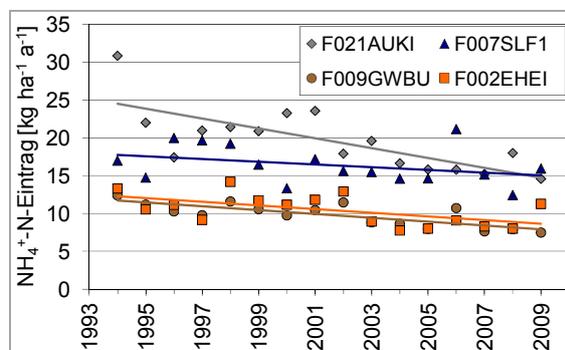


Abb. 2.18: Ammoniumstickstoffeintrag mit der Gesamtdosition auf BDF-F; durchgezogene Linie: signifikanter Trend.

2.3.3.5 Säure

Der Gesamtsäureeintrag nach Gauger (GAUGER et al. 2002) berechnet sich als Summe der Gesamtdosition von Nitrat, Ammonium, Sulfat und Chlorid (Chlorid ohne seesalzbürtigen marinen Anteil). Mit Hilfe dieses Summenparameters kann abgeschätzt werden, in welcher

Größenordnung das nachhaltige Puffervermögen der Waldstandorte durch anthropogene Stoffeinträge überschritten wird und wie stark der Standort durch Bodenversauerung sowie damit verbundene Prozesse, z. B. Aluminium-Toxizität, gefährdet ist. Insbesondere auf Grund der starken Abnahme der Schwefeleinträge hat der Gesamtsäureeintrag abgenommen, was zu einer Entlastung der Waldökosysteme führt. Die ebenfalls mit dem Niederschlag eingetragenen Basen (jeweils nicht-marine Anteile) neutralisieren im langjährigen Mittel zwischen 7 und 13 % des Säureeintrags.

Das nachhaltige Puffervermögen der meisten Waldstandorte wird jedoch trotz des Rückgangs des Gesamtsäureeintrags immer noch deutlich überschritten. Zum Erhalt der Schutzfunktion der Böden ist deshalb eine standortangepasste Bodenschutzkalkung weiter notwendig.

2.3.4 Schwermetalle

Anfang der 90er Jahre wiesen Mittelgebirgsstandorte mit Fichtenbestockung mit 80–140 g ha⁻¹ a⁻¹ Blei (Pb) bzw. 2,5–4,7 g ha⁻¹ a⁻¹ Cadmium (Cd) etwa doppelt so hohe Kronentraufefrachten wie Tieflandstandorte oder BDF-F mit Laubbaumbestockung auf. Im Verlaufe der vergangenen 20 Jahre haben die Schwermetalleinträge deutlich abgenommen und liegen aktuell zwischen 5 und 25 g ha⁻¹ a⁻¹ Blei (Abb. 2.19) bzw. 0,3–1,7 g ha⁻¹ a⁻¹ Cadmium. Für die Elemente Cadmium, Zink und Kupfer war der abnehmende Trend schwächer als für Blei.

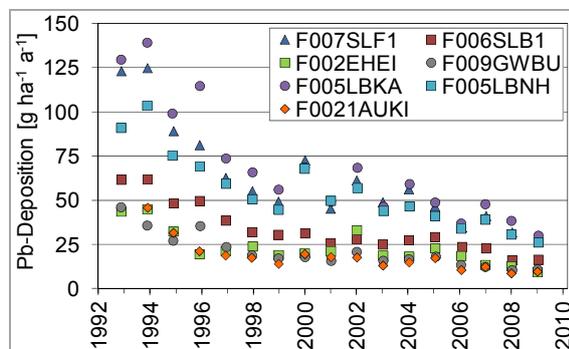


Abb. 2.19: Verlauf der Blei-Deposition in der Kronentraufe für niedersächsische Waldstandorte.

Auf den Freiflächen lagen die Einträge auch Anfang der 90er Jahre meist unterhalb der Werte der am geringsten belasteten Waldflächen und sanken bis heute auf Werte von teilweise unterhalb 10 g ha⁻¹ a⁻¹ Blei bzw. 0,3 g ha⁻¹ a⁻¹ Cadmium ab.

Für eine Reihe der niedersächsischen BDF-F liegen aus früheren Untersuchungen weiter zurückreichende Messreihen vor (SCHULTZ 1987): So kann für die Freiland- und Bestandesflüsse der BDF-F Göttinger Wald (F009GWBU), Ehrhorn, Eiche (F002EHEI), Harste (F008HABU), Spanbeck (F020SPFI) und Westerberg (F001WEFI) die Entwicklung der Schwermetall-Deposition ab 1982 und für den Solling (F006SLB1 und F007SLF1) ab 1972 verfolgt werden (SEEKAMP 1976, MAYER & HEINRICHS 1980). Das für das Freiland sowie die Buchen- und Fichten-Kronentraufe des Sollings dargestellte Fünfjahresmittel zeigt für den Beginn der Messreihe Anfang der 70er Jahre mit 15–25 g ha⁻¹ a⁻¹ Cadmium 15–30fach höhere Einträge an als heute (Abb. 2.20), für Blei zeigt sich mit Einträgen von 250–470 g ha⁻¹ a⁻¹ Anfang der 70er Jahre ein ähnliches Muster.

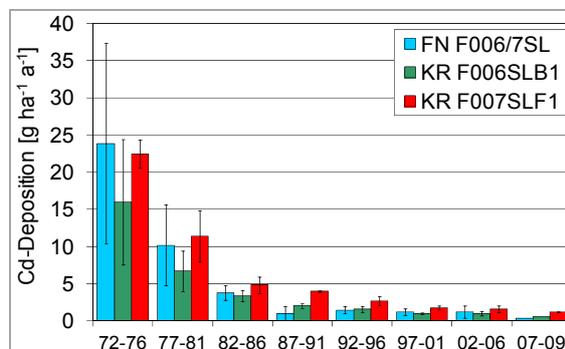


Abb. 2.20: Jahresmittelwert der Cadmium-Deposition im Freilandniederschlag (FN F006/7SL) sowie in der Kronentraufe eines Buchen- (KR F006SLB1) und eines Fichtenbestandes im Solling (KR F007SLF1).

Abbildung 2.21 für Cadmium sowie Tabelle 2.3 für Blei zeigen anhand des Bodeneintrags, dass die mit dem Streufall transportierten Schwermetallfrachten nicht zu vernachlässigen sind: Mit durchschnittlich 40 % in den Laubbaumbeständen und 47 % in den Nadelbaumbeständen macht diese Komponente nahezu die Hälfte des gesamten Blei-Bodeneintrages aus. Im Falle der Buchen ist der Stammablauf

mit durchschnittlich 6,5 % am gesamten Blei-Bodeneintrag beteiligt. Für Cadmium liegen die Streu-Anteile bei 48 % in Laub- und 40 % in Nadelbaumbeständen, der Stammablauf trägt zu rund 5 % zum Bodeneintrag bei.

Mit 40–80 g ha⁻¹ a⁻¹ Blei und 1,8–2,8 g ha⁻¹ a⁻¹ Cadmium ist der Bodeneintrag in den untersuchten Laubbaum- und Kiefernbeständen ca. 30–65 % niedriger als in den Fichtenbeständen.

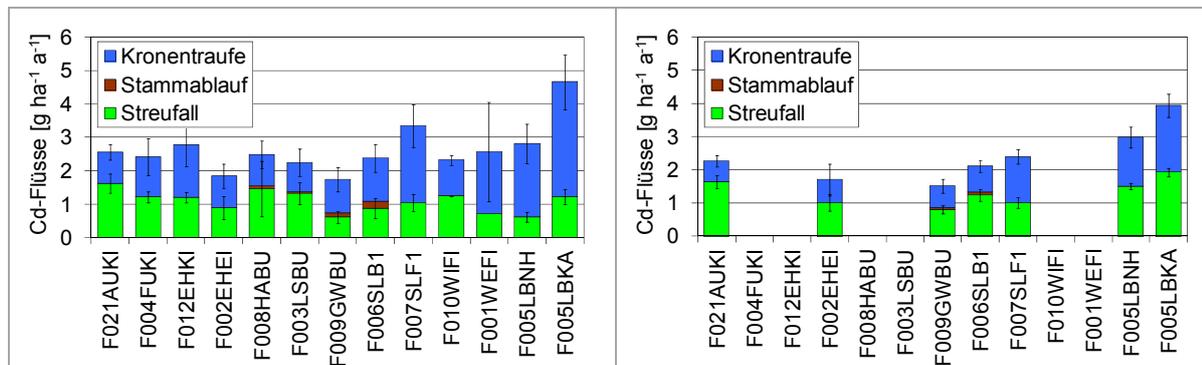


Abb. 2.21: Mittelwerte des Bodeneintrags von Cadmium (Kronentraufe + Streufall + Stammablauf (nur Buche)) für die Zeiträume 1992–2001 (links) sowie 2002–2009 (rechts).

Tab. 2.3: Zusammensetzung und Kalkulation des Blei-Bodeneintrags (Kronentraufe + Streufall + Stammablauf (nur Buche)) [g ha⁻¹ a⁻¹] und der Gesamtdeposition auf BDF-F.

a) Zeitraum 1992–2001

BDF-Nr	F021	F004	F012	F002	F008	F003	F009	F006	F007	F010	F001	F005	F005
BDF	AUKI	FUKI	EHKI	EHEI	HABU	LSBU	GWBU	SLB1	SLF1	WIFI	WEFI	LBNH	LBKA
Zeitraum	93–01	92–01	92–93	92–01	92–01	93–01	92–01	92–01	92–01	92–95	92–95	92–01	92–01
Freilandeintrag	27,6	22,7	23,8	23,8	26,5	29,2	26,1	41,5	41,5	28,1	28,1	45,0	45,0
Kronentraufe	25,0	25,0	38,5	27,3	22,6	25,8	26,5	42,2	78,2	50,0	56,6	70,7	88,5
Stammablauf	–	–	–	–	2,4	1,3	3,9	7,5	–	–	–	–	–
Streufall	21,6	16,2	31,3	21,0	15,8	22,0	19,2	27,2	82,1	61,4	43,4	46,7	102,0
Bodeneintrag	46,6	41,2	69,8	48,3	40,8	49,1	49,6	76,8	160,3	111,4	100,0	117,4	190,5
Gesamtdeposition	55,9	49,4	83,8	53,1	44,9	54,0	54,6	84,5	192,4	133,7	120,0	140,9	228,6

b) Zeitraum 2002–2009

BDF-Nr	F021	F004	F012	F002	F008	F003	F009	F006	F007	F010	F001	F005	F005
Freilandeintrag	12,3	–	–	13,5	–	–	12,7	20,1	20,1	–	–	18,7	18,7
Kronentraufe	11,4	–	–	14,7	–	–	13,0	20,9	37,4	–	–	34,7	41,1
Stammablauf	–	–	–	–	–	–	1,2	4,4	–	–	–	–	–
Streufall	19,2	–	–	13,2	–	–	12,1	20,3	61,7	–	–	79,4	69,5
Bodeneintrag	30,6	–	–	27,9	–	–	26,3	45,6	99,1	–	–	114,1	110,6
Gesamtdeposition	36,7			30,7			28,9	50,2	118,9			136,9	132,7

Ende 2001 wurde auf sechs der 13 BDF-F-Flächen die Messung der Schwermetalle eingestellt. Aus diesem Grund wurden bei der Kalkulation des Bodeneintrags sowie der Gesamtdeposition zwei unterschiedliche Zeiträume gebildet. Hierdurch lässt sich auch der Rückgang des Schwermetalleintrags besser dokumentieren.

Die Kalkulation der Gesamtdeposition mit den in Tabelle 2.2 angegebenen Faktoren ergibt für Blei je nach Baumart eine Erhöhung um 10 bzw. 20 % und für Cadmium in Laubbaumbeständen eine Reduktion um 4 % gegenüber den Bodeneinträgen.

Tabelle 2.3 und Abbildung 2.20 machen ferner deutlich, dass die Blei- und Cadmium-Gesamtdeposition in Laubbaumbeständen um mehr als das Doppelte und in Nadelbaumbeständen um rund das Dreifache höher ist als die Freiflächendeponation. Dies belegt den Auskämmeffekt und die unterschiedliche Filterwirkung der Bäume.

Rückläufige Schwermetallbelastungen wurden weltweit auch in anderen Regionen beobachtet (BERGKVIST, FOLKESON & BERGGREN 1989, NRIAGU 1992, SCHULTE et al. 1996). Der Rückgang wird auf verbesserte Filter- und Rückhaltmaßnahmen, einen Ersatz von Schwermetallen in der industriellen Produktion durch weniger toxische Stoffe sowie verschärfte gesetzliche Umweltauflagen zurückgeführt (NRIAGU 1992).

SCHULTE et al. (1996) haben für 25 Messstationen der Bundesländer Nordrhein-Westfalen, Hessen, Rheinland-Pfalz und Bayern im Zeitraum 1984-1993 einen Rückgang der mittleren Freiflächen-Einträge von Blei auf ca. 22 % und von Cadmium auf rund 60 % der Ausgangswerte ermittelt. In der Kronentraufe der europäischen Level-II-Flächen (europaweites Intensivmonitoring auf Forstflächen) zeigt sich in den 1990er Jahren, vor allem bei Blei und Cadmium, ein Rückgang auf ca. ein Drittel der Konzentrationen, während die Konzentrationen für Zink und Kupfer sowie weitere Schwermetalle weitgehend stagnieren (RADEMACHER 2001).

AAS & BREIVIK (2005) geben für den nordwestdeutschen Raum Hintergrundwerte für Blei-Konzentrationen im Niederschlagswasser von 1,0–1,5 $\mu\text{g l}^{-1}$ und für Cadmium von 0,03–0,05 $\mu\text{g l}^{-1}$ für das Jahr 2003 an (1990: $>2 \mu\text{g l}^{-1}$ Pb bzw. $>0,2 \mu\text{g l}^{-1}$ Cd). Diese Werte liegen um das Zwei- bis Dreifache über den für Nordeu-

ropa ermittelten minimalen Hintergrundwerten (AAS & BREIVIK 2005). Die höchsten Werte des Jahres 2003 wurden mit $>3,5 \mu\text{g l}^{-1}$ Blei und $0,3 \mu\text{g l}^{-1}$ Cadmium in Südosteuropa ermittelt. Sowohl auf den Freiflächen als auch auf den Bestandesflächen der niedersächsischen BDF-F wurden im Mittel aller Messungen der vergangenen 17 Jahre die von AAS & BREIVIK (2005) angegebenen Hintergrundwerte um das Drei- bis Vierfache für Blei und das Fünf- bis Achtfache für Cadmium überschritten.

Eine direkte Belastung der Waldvegetation dürfte von diesen Schwermetallkonzentrationen nicht mehr ausgehen, allerdings ist zu prüfen, ob die hiermit verbundenen Eintragsmengen zu einer weiteren Schwermetallakkumulation in den Waldökosystemen beitragen und beispielsweise die Zersetzerkette beeinträchtigen.

2.4 Vergleich der Nährstoffeinträge im Freiland von Acker-, Grünland- und Waldstandorten

Es werden die Jahresfrachten von Acker- und Grünlandmessstellen an BDF-L mit denen der Freilandmessstellen an BDF-F im Betrachtungszeitraum 1985–2009 verglichen. Ausgewertet wurden die Depositionsdaten von sieben Waldstandorten (BDF-F) sowie 20 Acker- und sechs Grünlandstandorten. Ergebnisse der Routine- und Sonderuntersuchungen an BDF-L liegen seit 1995 vor. Zu vier BDF-L wurden Bezugsmessstellen aus dem Messnetz des GÜN ausgewählt. Daher liegen bereits seit 1985 Niederschlagsdaten vor. Dargestellt werden die Jahresmittelwerte der Frachten über alle Messstellen an Standorten mit derselben Nutzung. Die Frachten der Bestandesmessstellen an BDF-F werden nicht dargestellt. Aufgrund der Auskämmeffekte unter Baumbeständen sind die Frachten dort deutlich höher als im Freiland.

Abbildung 2.22 zeigt die zeitliche Entwicklung der Sulfatschwefeleinträge. Die Frachten gehen im Beobachtungszeitraum zurück, wobei alle Kurvenverläufe z. T. deutliche und ähnlich ausgeprägte Schwankungen aufweisen. Zwischen den Freilandstandorten (Acker, Grünland, Wald) gibt es keinen Unterschied. Die Sulfatschwefeleinträge bei Acker und Grünland liegen 1985 zwischen 11,7 und 12,7 $\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ und fallen bis zum Jahr 2009 auf unter 5 $\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$

ha⁻¹ a⁻¹. Die Einträge der Freilandflächen an BDF-F gehen ebenso ab 1985 von im Mittel ca. 18 auf 4 kg ha⁻¹ a⁻¹ zurück. Die Trendlinie zeigt bei den Ackerstandorten einen etwas stärkeren Rückgang der Frachten im Beobachtungszeitraum als bei den Grünland- und Waldstandorten.

Rückläufige Sulfat-Frachten sind auf sinkende Sulfat-Emissionen durch Maßnahmen zur Luftreinhaltung zurückzuführen (Kap. 2.3.3.3).

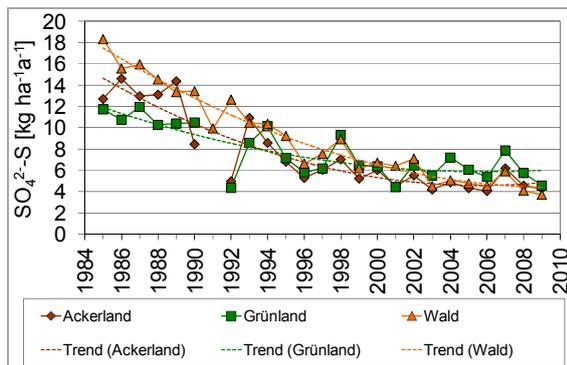


Abb. 2.22: Vergleich der Sulfat-S-Frachten im Freiland von Acker-, Grünland- und Waldstandorten.

Die Frachten des Nitrat-Stickstoffs sind in Abbildung 2.23 dargestellt. Sowohl die Acker- und Grünlandstandorte als auch die forstlichen Standorte zeigen abnehmende Nitrat-N-Frachten. Die Werte von Acker- und Grünlandmessstellen liegen dicht beieinander und fallen von ca. 6,5 auf 3,5 kg ha⁻¹ a⁻¹. Die Frachten der Freilandflächen an BDF-F liegen höher und nehmen von über 9 kg ha⁻¹ a⁻¹ im Jahr 1985 bis auf ca. 4,5 kg ha⁻¹ a⁻¹ ab.

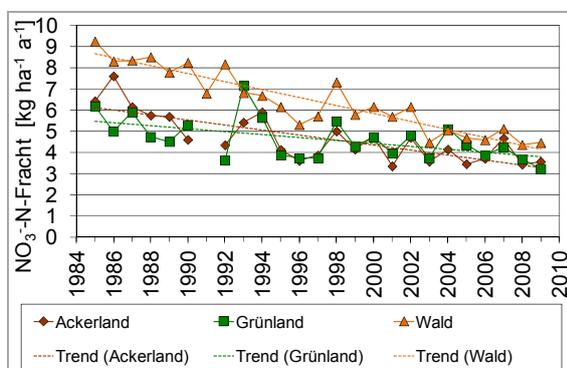


Abb. 2.23: Vergleich der Nitrat-N-Frachten im Freiland von Acker-, Grünland- und Waldstandorten.

Die Entwicklung der Ammonium-N-Frachten ist in Abbildung 2.24 dargestellt. Bei den Acker- und Grünlandstandorten bleiben die Ammonium-N-Frachten mit einigen Schwankungen seit 1985 um einen Wert von 6 kg ha⁻¹ a⁻¹ stabil. Bei den Freilandflächen an BDF-F ist ein deutlicher Rückgang von 11,7 auf unter 6 kg ha⁻¹ a⁻¹ zu beobachten.

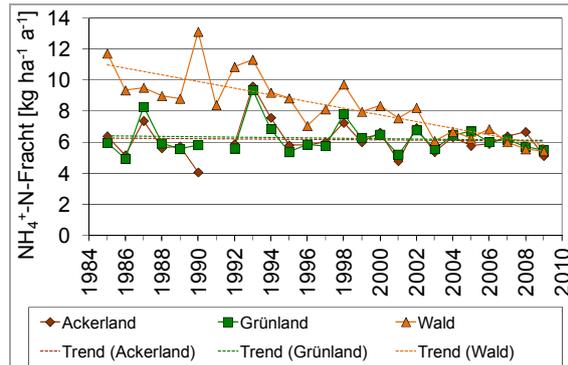


Abb. 2.24: Vergleich der Ammonium-N-Frachten von Acker-, Grünland- und Waldstandorten.

Die Gesamt-Stickstoff-Frachten aus Nitrat-N und Ammonium-N auf Acker- und Grünlandstandorten fallen im Mittel leicht von über 12 auf unter 10 kg ha⁻¹ a⁻¹. Auch die Gesamt-N-Fracht der Freilandflächen an BDF-F geht von ca. 21 auf 10 kg ha⁻¹ a⁻¹ zurück.

2.5 Zusammenfassung

Im Rahmen des niedersächsischen Bodendauerbeobachtungsprogrammes werden an Depositionsmessstellen die Einträge von Nährstoffen und Schwermetallen gemessen. An BDF-L wird der Freilandniederschlag durch den NLWKN und auf BDF-F werden der Freiland- und Bestandsniederschlag durch die NW-FVA ermittelt.

Nährstoffe

- Bei den Nährstoffeinträgen sind regionale Besonderheiten zu beobachten. Nordseenahe Messstellen weisen die höchsten Sulfat-Frachten durch „Seaspray“ auf, während Standorte im Westen Niedersachsens mit intensiver landwirtschaftlicher Nutzung und Tierhaltung durch ihre Stickstoffeinträge auffallen.
- Die Sulfatschwefeldeposition hat sich auf allen Standorten seit Beginn der 1990er Jahre mehr als halbiert und liegt derzeit im Freiland bei etwa $2,5\text{--}5,5\text{ kg ha}^{-1}\text{ a}^{-1}$. Hierin spiegelt sich der Rückgang der Schwefelemissionen in den vergangenen 20 Jahren durch Maßnahmen zur Luftreinhaltung wider. In Waldbeständen war die relative Reduktion der Sulfatschwefeleinträge noch deutlicher. Hier betragen die Einträge derzeit mit ca. $5\text{--}10\text{ kg ha}^{-1}\text{ a}^{-1}$ nur noch ein Viertel bis ein Drittel derjenigen aus der Mitte der neunziger Jahre.
- Die Nitratdeposition hat auf allen Standorten seit Beginn der 1990er Jahre leicht abgenommen. Auch hier machen sich Luftreinhaltemaßnahmen in Industrie und Verkehr bemerkbar.
- Die Ammoniumdeposition stagniert seit 20 Jahren auf den Acker- und Grünlandflächen. Hingegen nahm sie seit 1985 auf den Freilandflächen an BDF-F im Mittel um 50 % ab. Im Bestandesniederschlag der Waldflächen ist sie seit den 1990er Jahren um etwa 30 % zurückgegangen. Auf allen BDF-F wurde mehr Stickstoff in Form von Ammonium als in Form von Nitrat eingetragen. Die Ammoniak-Emission erfolgt in erster Linie durch die Tierhaltung, und es bleibt abzuwarten, wie sich der Einbau von Filteranlagen bei Stallneubauten auf eine (weitere) Reduktion der

Ammoniumeinträge in die Flächen auswirken wird.

- Für naturnahe Offenlandstandorte (z. B. Moore und Heiden) und Gewässer sind niedrige atmosphärische N-Einträge erforderlich, um die Ökosystementwicklung nicht zu gefährden.
- Auf den Waldflächen bewegten sich die Einträge von anorganischem Stickstoff im Mittel der Jahre 2007–2009 zwischen $14,7$ und $27,4\text{ kg ha}^{-1}\text{ a}^{-1}$. Die Stickstoffeinträge überschreiten nach wie vor den Bedarf der Wälder. Dies führt zu einem besseren Baumwachstum mit stärkeren Nährstoffentzügen aus dem Boden sowie zu einer Stickstoffanreicherung in den Waldökosystemen mit negativen Folgen.
- Auf Waldstandorten haben neben den anthropogen bedingten Einträgen von Stickstoff und Schwefel auch die Einträge von Calcium und Magnesium im Freilandniederschlag und mit der Gesamtdeposition signifikant abgenommen. Dieser Erfolg der Luftreinhaltungspolitik macht sich insofern negativ für die Waldbestände bemerkbar, als die Säurepufferfunktion durch die basischen Kationen reduziert wird und die Nährstoffbilanzen für diese Elemente – insbesondere bei intensivierter Biomasse-nutzung (Kap. 12) – negativ werden.

Säure

- Der Gesamtsäureeintrag in Waldbestände, als Summe der Gesamtdeposition von Nitrat, Ammonium, Sulfat und Chlorid (Chlorid ohne marinen Anteil, GAUGER et al. 2002) berechnet, hat ebenfalls abgenommen, was zu einer Entlastung der Waldökosysteme führt. Die mit dem Niederschlag eingetragenen Basen (jeweils nicht-marine Anteile) neutralisieren im langjährigen Mittel zwischen 7 und 13 % des Säureeintrags.
- Da die Säureeinträge trotz Abnahme nach wie vor das nachhaltige Puffervermögen der meisten Waldstandorte überschreiten, ist eine standortangepasste Bodenschutzkalkung zum Schutz der Böden und den Erhalt ihrer Filterfunktion weiter notwendig.

Schwermetalle

- Im Freilandniederschlag wurden nur sehr geringe Schwermetallgehalte gefunden. Nur 3 % aller zwischen 1985 und 2009 erhobenen Jahresmittelwerte liegen über Schwellenwerten, die entweder aus der Grundwasserverordnung oder als Geringfügigkeitsschwellenwerte nach LAWA zur Beurteilung herangezogen wurden. Überschreitungen der Schwellenwerte konnten für die Schwermetalle Blei, Cadmium, Kupfer, Quecksilber und Zink beobachtet werden. Mit Ausnahme von Cadmium wurden die Schwellenwerte an den Grünlandstandorten öfter überschritten als an den Ackerstandorten. Bei Cadmium waren die Schwellenwertüberschreitungen auf Ackerstandorten um 7 % höher als auf Grünlandstandorten. Der Anteil der Jahresmittelwerte, die über den Schwellenwerten lagen, war bei Cadmium (13 %) und Zink (19 %) am größten. Auffällig war die hohe Anzahl an Befunden mit Werten zwischen Bestimmungsgrenze und Schwellenwert bei Kupfer (82 % der Acker- und 66 % der Grünlandstandorte).
- Es lassen sich Zusammenhänge zwischen den in Niedersachsen erhobenen Depositionsdaten und den deutschlandweit erhobenen Emissionsdaten herstellen. So spiegelt sich die abnehmende Blei-Emission auch in abnehmenden Bleigehalten im Niederschlag wider.
- Im Wald wurde für die Schwermetalle Blei, Cadmium, Zink und Kupfer ein Rückgang sowohl der Freiland- als auch der Kronentraufeeinträge festgestellt.
- Durch die Interzeptionswirkung der Bäume sind in Wäldern die Schwermetalleinträge etwa zwei- bis fünfmal so hoch wie auf Freiflächen.
- Der Anteil der über den Streufall eingetragenen Schwermetalle an den gesamten Schwermetalleinträgen beträgt 30–50 %, der Anteil der Einträge über den Stammablauf, der nur für Buchenbestände ermittelt wurde, 3–10 %.

2.6 Quellen

- AAS, W. & BREIVIK, K. (2005): Heavy metals and POP measurements, 2003. – EMEP/CCC-Report 9/2005, 1–101.
- BERGKVIST, B., FOLKESON, L. & BERGGREN, D. (1989): Fluxes of Cu, Zn, Pb, Cd, Cr, and Ni in temperate forest ecosystems - a literature review. – *Water, Air, & Soil Pollution* **47**: 217–286.
- BRAUER, H. (1996): Handbuch des Umweltschutzes und der Umweltschutztechnik, Band 3: Behandlung von Luft und Abgasen. – Berlin (Springer).
- BUILTJES, P., BANZHAF, S., GAUGER, T., HENDRIKS, E., KERSCHBAUMER, A., KOENEN, M., NAGEL, H.-D., SCHAAP, M., SCHEUSCHNER, T. & SCHLUTOW, A. (2011): Erfassung, Prognose und Bewertung von Stoffeinträgen und ihren Wirkungen in Deutschland. Zusammenfassender Abschlussbericht. – UBA-Texte **38/2011**: 98 S.
- GAUGER, T., ANSHELM, F., SCHUSTER, H., ERISMAN, J. W., VERMEULEN, A. T., DRAAJERS, G. P. J., BLEEKER, A. & NAGEL, H.-D. (2002): Mapping of ecosystem specific long-term trends in deposition loads and concentrations of air pollutants in Germany and their comparison with Critical Loads and Critical Levels, Part 1: Deposition Loads 1990–1999. – UBA-FB 29942210, Umweltbundesamt, Berlin.
- GRWV (2010): Verordnung zum Schutz des Grundwassers (Grundwasserverordnung) vom 09.11.2010. – BGBl. I/2010: 1513.
- KÖNIG, N. & FORTMANN, H. (1996): Probenvorbereitungs-, Untersuchungs- und Elementbestimmungs-Methoden des Umweltanalytik-Labors der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt und des Zentrallabor II des Forschungszentrums Waldökosysteme. – Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme der Universität Göttingen, Reihe **B 46-49**.
- KÖNIG, N. & FORTMANN, H. (1998): Probenvorbereitungs-, Untersuchungs- und Elementbestimmungs-Methoden des Umweltanalytik-Labors der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt und des Zentrallabor II des Forschungszentrums Waldökosysteme. – Berichte des Forschungszentrums

- Waldökosysteme der Universität Göttingen
Reihe **B 53**.
- LAWA – LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER
(1998): Atmosphärische Deposition - Richtlinie für Beobachtung und Auswertung der Niederschlagsbeschaffenheit. – Länderarbeitsgemeinschaft Wasser; Berlin.
- LAWA – LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER
(2004): Ableitung von Geringfügigkeits-schwellenwerten für das Grundwasser. – S. 1–33; Berlin (Kulturbuch).
- MAYER, R. & HEINRICH, H. (1980): Flüssebilanzen und aktuelle Änderungsraten der Schwermetall-Vorräte in Wald-Ökosystemen des Solling. – Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde **143**: 232–246.
- MEESBURG, H., MOHR, K., DÄMMGEN, U., SCHAAF, S., MEIWES, K. J. & HORVÁTH, B. (2005): Stickstoff-Einträge und -Bilanzen in den Wäldern des ANSWER-Projektes – eine Synthese. – In: DÄMMGEN, U. (Hrsg.): Bestimmung von Ammoniak-Einträgen aus der Luft und deren Wirkung auf Waldökosysteme (ANSWER-Projekt). – Landbauforschung Völkenrode, Sonderheft **279**: 95–108.
- MOHR, K., SCHAAF, S., HORVÁTH, B., MEESBURG, H. & DÄMMGEN, U. (2005): Stoff- und Energieflüsse der im ANSWER-Projekt untersuchten Waldbestände. – In: DÄMMGEN, U. (Hrsg.): Bestimmung von Ammoniak-Einträgen aus der Luft und deren Wirkung auf Waldökosysteme (ANSWER-Projekt). – Landbauforschung Völkenrode, Sonderheft **279**: 69–94.
- NLÖ (1993): Belastung von Wasser und Boden durch Schadstoffe in Luft und Niederschlägen - Messprogramm Niederschlagsbeschaffenheit. – Niedersächsisches Landesamt für Ökologie, Hildesheim.
- NLWKN: Internetauftritt. – www.nlwkn.de.
- NRIAGU, J. O. (1992): Worldwide contamination of the atmosphere with toxic metals. – In: VERRY, E. S. & VERMETTE, S. J.: The deposition and fate of trace metals in our environment. – USDA, Forest Service, General Technical Report NC-150: 9–21.
- RADEMACHER, P. (2001): Atmospheric heavy metals and forest ecosystems. – S. 1–75, UN/ECE; Geneva.
- SCHMIDT, M. (1987): Atmosphärischer Eintrag und interner Umsatz von Schwermetallen in Waldökosystemen. – Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme der Universität Göttingen, Reihe **A 34**: 1–174.
- SCHULTE, A., BALAZS, A., BLOCK, J. & GEHRMANN, J. (1996): Entwicklung der Niederschlags-Deposition von Schwermetallen in West-Deutschland. 1. Blei und Cadmium. – Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde **159**: 377–383.
- SCHULTZ, R. (1987): Vergleichende Betrachtung des Schwermetallhaushalts verschiedener Waldökosysteme Norddeutschlands. – Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme der Universität Göttingen, Reihe **A 32**: 1–217.
- SEEKAMP, G. (1976): Umsatz von Schwermetallen in Waldökosystemen. – S. 1–129, Dissertation, Georg-August-Universität Göttingen.
- UBA – UMWELTBUNDESAMT (1999): Lange Emissionsdatenreihen, 1970–1989. – Mündliche Mitteilung, Umweltbundesamt; Berlin.
- UBA – UMWELTBUNDESAMT (2011a): Emissionsentwicklung 1990–2009, klassische Luftschadstoffe. – <http://www.umweltbundesamt.de/emissionen/publikationen.htm>; Berlin.
- UBA – UMWELTBUNDESAMT (2011b): Emissionsentwicklung 1990–2009, Schwermetalle. – <http://www.umweltbundesamt.de/emissionen/publikationen.htm>; Berlin.
- ULRICH, B. (1994): Nutrient and acid/base budget of central European forest ecosystems. – In: HÜTTERMANN A. & GODBOLD D. L. (Hrsg.): Effects of acid rain on forest processes. – S. 1–50; New York (Wiley).