

14. Stoffeinträge durch Deposition

ANNE BEATE KEUFFEL-TÜRK, BIRTE SCHELER,
HEINRICH HÖPER, BERND AHREND &
HENNING MEESENBURG

14.1. Einleitung

Die Zusammensetzung des Niederschlages wird bestimmt durch die Wechselwirkungen von Wasser mit den natürlichen Bestandteilen der Atmosphäre (z. B. durch Seesalz) sowie mit den durch anthropogene Emissionen eingetragenen Stoffen. Über den flüssigen Niederschlag – aber auch gasförmig auf direktem Wege – erreichen die Schad- und Nährstoffe die Erdoberfläche und die Vegetation. Entsprechend besitzen sie eine hohe Relevanz sowohl für Boden- als auch Gewässersysteme, insbesondere, da ihr Anteil an der Gesamtbilanz, vor allem in ungedüngten Ökosystemen wie Wald und Brachflächen, erheblich ist.

Im Jahr 1985 wurde in Niedersachsen begonnen, das Depositionsmessnetz zur Untersuchung der Niederschlagsbeschaffenheit einzurichten. Es ist Teil des vom NLWKN betriebenen Gewässerkundlichen Überwachungssystems Niedersachsen (GÜN). Ein Großteil der Messstellen liegt im Freiland und befindet sich nicht im unmittelbaren Einflussbereich von Emittenten, um eine räumlich repräsentative Situation zu erfassen. Um die aufgrund der Rauigkeit und Oberfläche höheren Einträge in Wäldern zu ermitteln, wird das Messprogramm durch Bestandsmessstellen komplettiert.

Als Arbeitsgrundlage für die Untersuchungen und Auswertungen dienen das Depositionsmessprogramm (NLÖ 1993) und die LAWA-Richtlinie „Atmosphärische Deposition“ (LAWA 1998).

Zwischen 1995 und 1999 kamen im Rahmen des vom LBEG betriebenen Bodendauerbeobachtungsprogramms weitere Messstellen hinzu. An landwirtschaftlichen Bodendauerbeobachtungsflächen wurden Freilandmessstellen in der Nähe von Acker- und Grünland (BDF-L) errichtet. Die Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt (NW-FVA) betreibt Depositionsmessstellen in Waldökosystemen (BDF-F). Jeder Bestandsmessstelle ist eine Freifläche in

unmittelbarer Nähe zugeordnet. Die Bezeichnungen „L“ und „F“ stehen dabei für „Landwirtschaft“ bzw. „Forstwirtschaft“.

Aktuell (2018) werden in Niedersachsen 53 Freilandmessstellen (davon 19 BDF-L-Messstellen) und sechs Bestandsmessstellen untersucht. Die NW-FVA betreut weitere sechs Freiland- und neun Bestandsmessstellen in Niedersachsen.

Vor allem in viehstarken Gebieten spielt die gasförmige Deposition von Ammoniak eine erhebliche Rolle, lässt sich jedoch nur unter hohem Aufwand messen. Unter Einbeziehung lokaler Messstellen werden daher vom Umweltbundesamt flächendeckend Daten zur Gesamtstickstoffdeposition anhand von Modellrechnungen ermittelt (SCHAAP et al. 2018). Aus den digital vorliegenden Karten wurde die Gesamt-Stickstoffdeposition unter Einbeziehung der gasförmigen Komponente für alle BDF-Standorte ermittelt und nutzungsabhängig nach BDF-L oder BDF-F gemittelt (Kap. 14.2).

In den Kapiteln 14.3, 14.4 und 14.5 werden ausschließlich Freilandmessstellen des GÜN und des BDF-Programms (BDF-L und/oder BDF-F) betrachtet. Kapitel 14.6 beschreibt die Einträge durch Niederschläge in Waldbestände (BDF-F) und zwar sowohl im Freiland als auch im Bestand, da sich aufgrund zahlreicher Austauschprozesse im Kronenraum nur aus dem direkten Vergleich die tatsächlichen Eintragsraten abschätzen lassen.

14.2. Gesamtstickstoffdeposition nach Modellrechnungen

SCHAAP et al. (2018) haben flächendeckend für Deutschland die atmosphärischen Stoffeinträge nach Landnutzungsklassen für die Jahre 2000 bis 2015 modelliert. Dabei wurden drei Eintragspfade für atmosphärische Verbindungen berücksichtigt: die trockene Deposition durch Ablagerung von gasförmigen Stoffen und Partikeln, die nasse Deposition durch Niederschläge und die feuchte Deposition durch Abscheidung aus Wolken bzw. Nebeltröpfchen. Vor allem bei der Stickstoffdeposition spielt die Ablagerung von gasförmigen Ammoniakverbindungen eine wichtige Rolle und kann durch Bulk-Depositionssammler, die zur Erfassung der staubförmigen und niederschlagsbedingten Deposition eingesetzt werden, nur unvollständig erfasst werden.

Aus den Daten von SCHAAP et al. (2018) wurde landnutzungsabhängig für jeden BDF-Standort die Gesamtstickstoffdeposition ermittelt. Über alle BDF-L bzw. BDF-F wurden die Mediane und die 75- bzw. 25-Perzentile ermittelt.

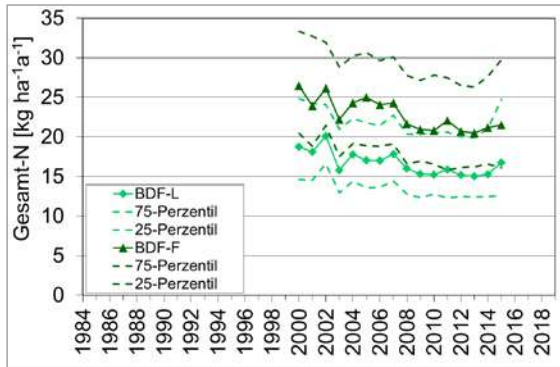


Abb. 14.1: Gesamtstickstoffdeposition der BDF-L und BDF-F nach SCHAAP et al. (2018). Mediane und 75- bzw. 25-Perzentile.

Die mittlere Gesamtstickstoffdeposition der BDF-L lag in den Jahren 2000 bis 2002 bei ca. $20 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und fiel auf ca. $15 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ im Mittel der Jahre 2008–2014 ab (Abb. 14.1). 2015 stiegen die Werte wieder leicht an. Die BDF-F wiesen naturgemäß etwas höhere Werte auf. Diese lagen in den Jahren 2000–2002 im Median bei etwa $25 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und pendelten sich ab 2008 etwa auf $21 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ein. Infolge der Einbeziehung der gasförmigen Deposition fällt die Gesamtdeposition im Mittel um 5,6 bzw. $6,5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ höher aus, als die Summe der Stickstofffrachten von Nitrat-N und Ammonium-N aus den GÜN- bzw. BDF-L-Messnetzen (Abb. 14.3).

14.3. Vergleich der Stoffeinträge von GÜN- und BDF-L-Messstellen im Freiland

Die Nährstoffeinträge von GÜN- und BDF-L-Messstellen im Zeitraum von 1996 bis 2018 sind in Abbildung 14.2 für Sulfat-Schwefel und in Abbildung 14.3 für Nitrat- und Ammonium-Stickstoff dargestellt. Generell liegen die Frachten von GÜN- und BDF-L-Messstellen recht nah beieinander. In der ersten Hälfte des Betrachtungszeitraumes weisen die GÜN-Messstellen zwar tendenziell höhere Frachten als die der BDF-L-Messstellen auf. Dieser Effekt verliert in

den letzten zehn Jahren bis 2018 an Bedeutung, und die verschiedenen Messstellen weisen fast keine Unterschiede mehr auf. Eine Nivellierung der räumlichen Unterschiede im Depositionsgeschehen ist auch aus anderen Untersuchungen bekannt (AHREND, WAGNER & KLINCK 2018). Ein Niveauunterschied zwischen den GÜN- und den BDF-L-Messstellen ist nicht zu erkennen.

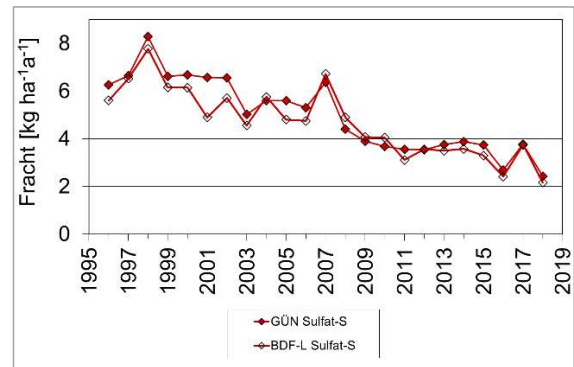


Abb. 14.2: Sulfat-Schwefel-Frachten von 1996 bis 2018. Medianwerte aller Freilandmessstellen (GÜN/BDF-L) im Vergleich.

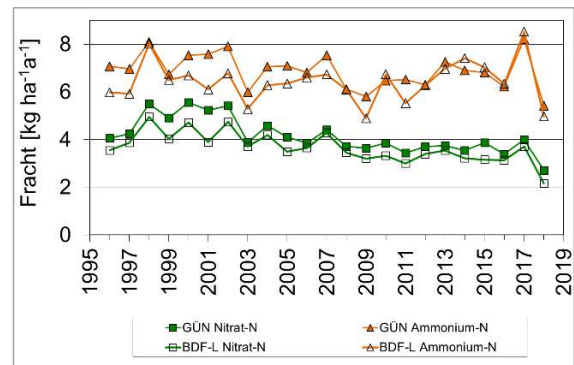


Abb. 14.3: Stickstoff-Frachten von 1996 bis 2018. Medianwerte aller Freilandmessstellen (GÜN/BDF-L) im Vergleich.

Die Unterscheidung zwischen GÜN- und BDF-L-Messstellen wird daher in den Kapiteln 14.4 und 14.5 nicht vorgenommen. Die Messdaten dieser Freilandmessstellen wurden zusammen ausgewertet und den Daten der Freilandmessstellen im Wald (BDF-F) gegenübergestellt. Für fast alle Parameter liegen Zeitreihen ab 1985 vor, so dass ein Zeitraum von 34 Jahren betrachtet werden kann. Lediglich Calcium und

Magnesium werden an GÜN- und BDF-L-Messstellen erst seit 1992 untersucht.

14.4. Einträge an Freilandmessstellen

Die Methodik zur Sammlung und Untersuchung der Freilandniederschläge im GÜN-Messnetz und an den BDF-L-Flächen ist bei KEUFFEL-TÜRK et al. (2012) beschrieben.

Auf den BDF-F-Flächen im Freiland wird der Niederschlag mittels drei ständig offener Sammler des Typs LWF (Sammleröffnung: 314 cm²) in 1 m Höhe erfasst. Die Niederschlagsmenge wird alle 14 Tage getrennt für jeden Sammler ermittelt und ein Aliquot der Lösung im Labor der NW-FVA filtriert. Aus der Lösung von zwei aufeinander folgenden 14tägigen Sammelzeiträumen wird je Sammler eine mengengewichtete Mischprobe hergestellt, für die die Konzentrationen der verschiedenen gelösten Stoffe analysiert wird.

14.4.1. Niederschlagshöhe

Die monatlich ermittelten Niederschlagshöhen sind eine wichtige Kenngröße zur Charakterisierung einer Messstelle und sind Grundlage für die Frachtenberechnung aller anderen Parameter. Die mittleren Niederschlagssummen der GÜN/BDF-L-Messstellen betragen etwa 750 mm. Diejenigen für BDF-F liegen erwartungsgemäß (u. a. Stationen in bewaldeten Mittelgebirgen) mit 860 mm etwas höher. Abbildung 14.4 zeigt die große Variabilität zwischen den einzelnen Jahren.

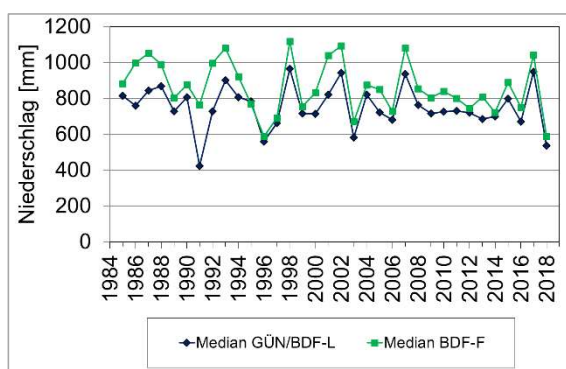


Abb. 14.4: Niederschlagshöhen an Freilandmessstellen von 1985 bis 2018. Median von GÜN/BDF-L und BDF-F im Vergleich.

14.4.2. Elektrische Leitfähigkeit und pH-Wert

Die elektrische Leitfähigkeit wird durch die im Wasser gelösten Ionen bestimmt. Als Summenparameter ist die Leitfähigkeit ein Maß für die im Niederschlag gelösten Anionen und Kationen, die größtenteils anthropogenen Ursprungs sind. Die Leitfähigkeit betrug in den achtziger Jahren bei den GÜN- und BDF-L-Messstellen ca. 50 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Wie in Abbildung 14.5 dargestellt, ging sie in den Folgejahren deutlich zurück und hat sich seit 1998 bei einem Wert um 25 $\mu\text{S}/\text{cm}$ eingependelt. Die den BDF-F zugeordneten Freilandmessstellen weisen fast durchweg geringere Leitfähigkeiten auf und bewegen sich seit ca. zehn Jahren auf einem Niveau von 15 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Die Abnahme der Leitfähigkeit ist vorrangig eine Folge zurückgehender anthropogener Emissionen. Hieran zeigt sich die geringe Hintergrundbelastung in Waldgebieten mit vergleichsweise geringen Emissionen.

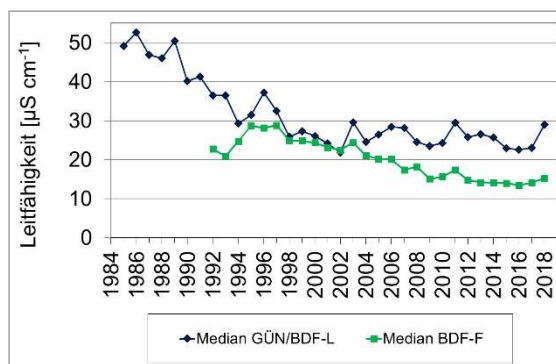


Abb. 14.5: Leitfähigkeit an Freilandmessstellen von 1985 bis 2018. Median von GÜN/BDF-L und BDF-F im Vergleich.

Bis Mitte der 1980er Jahre war die Luft durch sehr hohe Schwefeldioxidemissionen belastet. Die größte Emissionsquelle in Deutschland ist die Oxidation von Schwefel in Brennstoffen bei der stationären Verbrennung in Kraft- und Fernheizwerken. In der Luft zu Sulfat oxidiert und anschließend in der Luftfeuchtigkeit gelöst, waren die Schwefeldioxidemissionen hauptverantwortlich für die sehr niedrigen pH-Werte des Niederschlags („saurer Regen“). Dieser hatte schwerwiegende Folgen, wie beginnendes Waldsterben durch Bodenversauerung und direkte Schädigungen der Bäume. Die Zusammensetzung des Niederschlags rückte in dieser

Zeit in den Fokus, und man begann mit der systematischen Erfassung in Wald- und Offenland-Ökosystemen.

Rauchgasentschwefelungsanlagen, der Wechsel weg von schwefelhaltigen hin zu schwefelarmen Brennstoffen sowie die Nachrüstung oder Stilllegung vieler Betriebe in den neuen Bundesländern nach der Wiedervereinigung im Jahr 1989 führten dazu, dass die Schwefeldioxidemissionen um über 90 % zurückgingen und seit der Jahrtausendwende auf diesem niedrigen Niveau blieben (UBA 2019). Im Niederschlag zeigte sich der Erfolg dieser Luftreinhaltemaßnahmen unmittelbar im Anstieg der pH-Werte.

Die Untersuchungen in Niedersachsen zeigen schon seit 1985 einen kontinuierlichen Anstieg des pH-Wertes und damit einen Rückgang insbesondere der säurebildenden Komponente Sulfat (Abb. 14.6).

Die niedrigsten pH-Werte zwischen 4 und 4,4 wurden in den achtziger Jahren gemessen. Die pH-Werte der GÜN-/BDF-L-Messstellen liegen seit 2011 über 5,6 (dem theoretischen natürlichen pH-Wert von Regenwasser). Die BDF-F-Messstellen unterliegen größeren Schwankungen. Deren pH-Werte steigen weniger stark an und liegen seit 1994 unter denen der GÜN-/BDF-L-Messstellen. Sie befinden sich in den letzten vier Jahren zwischen 5,2 und 5,4.

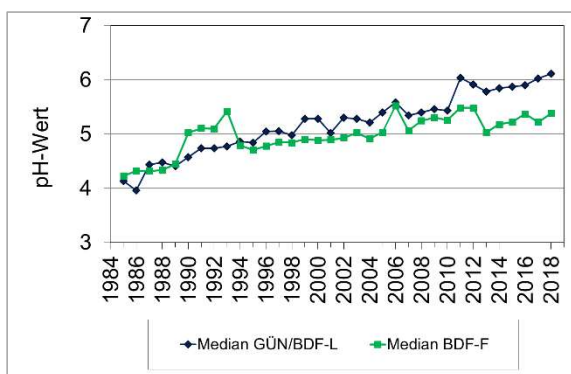


Abb. 14.6: pH-Werte an Freilandmessstellen von 1985 bis 2018. Median von GÜN-/BDF-L und BDF-F im Vergleich.

14.4.3. Schwefel- und Stickstoffeinträge

Die Sulfat-Schwefel-Frachten sind im Betrachtungszeitraum an allen Freilandmessstellen deutlich zurückgegangen, Zunächst lagen die Einträge der BDF-F-Messstellen mit ca. 17 kg ha⁻¹ a⁻¹ über denen der GÜN- und BDF-L-Messstellen mit ca. 13 kg ha⁻¹ a⁻¹. Auch hier zeigt sich wieder ein Effekt der unterschiedlichen regionalen Verteilung (Mittelgebirge). Durch einen stärkeren Rückgang der Sulfat-Schwefel-Frachten auf den BDF-F zu Beginn der Untersuchungen näherten sich die Frachten an das niedrige Niveau der BDF-L an. Seit der Jahrtausendwende weisen alle Standorte rückläufige Frachten ähnlicher Größenordnung auf. Seit 2009 liegt der Median unter 4 kg ha⁻¹ a⁻¹ mit weiter abnehmender Tendenz. 2016 und 2018 wurden die geringsten Einträge gemessen, der Median lag in diesen Jahren unter 2,5 kg ha⁻¹ a⁻¹ (Abb. 14.7).

Diese Entwicklung ist eng an die bereits beschriebene Entwicklung der Schwefeldioxid-Emissionen gekoppelt.

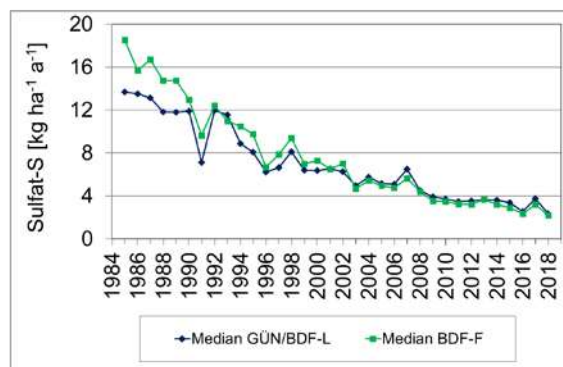


Abb. 14.7: Sulfat-Schwefel-Frachten an Freilandmessstellen von 1985 bis 2018. Median von GÜN-/BDF-L und BDF-F im Vergleich.

Stickstoffeinträge in die Luft erfolgen zum größten Teil durch die Emission von Stickstoffdioxid (Straßenverkehr, Kraftwerke) und Ammoniak (Landwirtschaft). Durch die große Bedeutung der Landwirtschaft bei den Ammoniak-Emissionen kommt es hier stärker zu lokalen „Hotspots“ in Gebieten mit intensiver Tierhaltung (s. Kap. 14.5). Ammoniak und Ammonium werden aus der Luft ausgewaschen und im Niederschlagswasser als Ammonium angereichert.

Die Abbildungen 14.8 und 14.9 stellen die Entwicklung der Parameter Ammonium- und Nitrat-Stickstoff im Betrachtungszeitraum dar. Die Ammonium-Stickstoff-Frachten weisen bei allen Freilandmessstellen rückläufige Einträge auf. Bis zur Jahrtausendwende sind die Frachten der BDF-F-Standorte größtenteils höher als die der GÜN-/BDF-L-Standorte; danach bleibt der Median der Einträge der GÜN-/BDF-L-Standorte auf einem Niveau von ca. 7 kg ha⁻¹ a⁻¹, während die Frachten der BDF-F-Messstellen weiter zurückgehen auf Werte bis 4 kg ha⁻¹ a⁻¹. Deutlicher als bei Ammonium ist der Rückgang der Nitrat-Stickstoff-Frachten im Betrachtungszeitraum, der in den letzten acht Jahren bei ca. 3,5 kg N ha⁻¹ liegt. Die Nitrat-Stickstoff-Einträge haben bei den GÜN-/BDF-L-Messstellen um 40 % und bei den BDF-F-Messstellen sogar um 60 % abgenommen. Dies ist u. a. eine Folge von Emissionsminderungsmaßnahmen im Verkehr (Kraftstoffe, Filter).

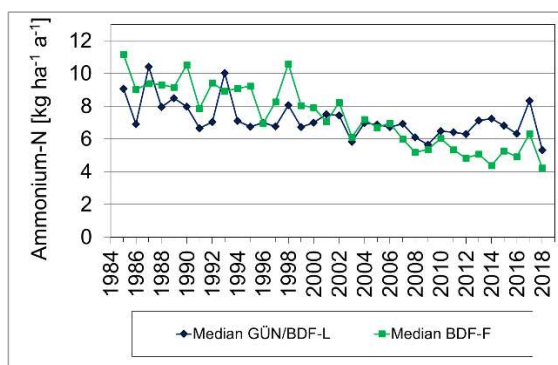


Abb. 14.8: Ammonium-Stickstoff-Frachten, an Freilandmessstellen von 1985 bis 2018. Median von GÜN-/BDF-L und BDF-F im Vergleich.

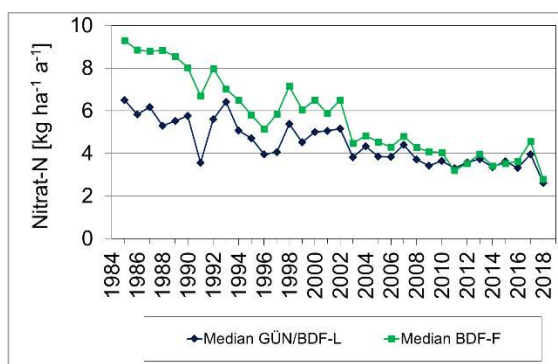


Abb. 14.9: Nitrat-Stickstoff-Frachten an Freilandmessstellen von 1985 bis 2018. Median von GÜN-/BDF-L und BDF-F im Vergleich.

14.4.4. Calcium- und Magnesium-einträge

Calcium und Magnesium sind wichtige Pflanzennährstoffe. Sie werden an den GÜN-/BDF-L-Standorten erst seit 1992 regelmäßig untersucht. Im Vergleich zu Calcium und Kalium ist der Seesalzanteil der Gesamtdosition bei Magnesium besonders hoch. Die Elemente gelangen durch Seaspray in die Atmosphäre und damit in den Niederschlag.

Die Magnesium-Frachten der GÜN-/BDF-L-Standorte befinden sich mit einigen Schwankungen auf einem gleichbleibend niedrigen Niveau von ca. 1,3 kg ha⁻¹ a⁻¹, während die Magnesium-einträge an BDF-F-Standorten seit 1984 von durchschnittlich 1,3 auf unter 0,5 kg ha⁻¹ a⁻¹ zurückgehen (Abb. 14.10).

Die Calcium-Deposition ist höher als die von Magnesium. An den BDF-F-Standorten ist bis Mitte der neunziger Jahre ein starker und danach ein abgeschwächter Rückgang der Calcium-Frachten bis auf ca. 1 kg ha⁻¹ a⁻¹ zu beobachten. Auch die Calciumeinträge an den GÜN-/BDF-L-Messstellen nehmen zunächst deutlich ab, pendeln sich dann aber ab 1996 auf einem Niveau von 3 kg ha⁻¹ a⁻¹ ein (Abb. 14.11). Neben natürlichen Quellen kommen Verbrennungsprozesse und Landwirtschaft als Quellen in Betracht.

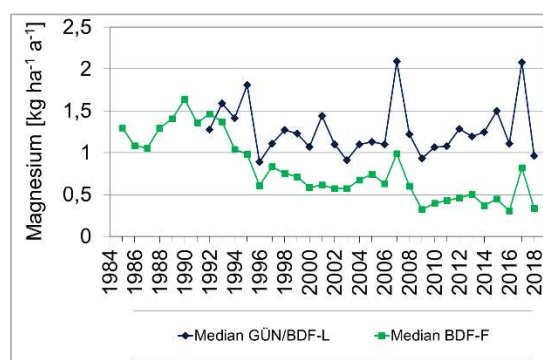


Abb. 14.10: Magnesium-Frachten an Freilandmessstellen von 1985 bzw. 1992 bis 2018. Median von GÜN-/BDF-L und BDF-F im Vergleich.

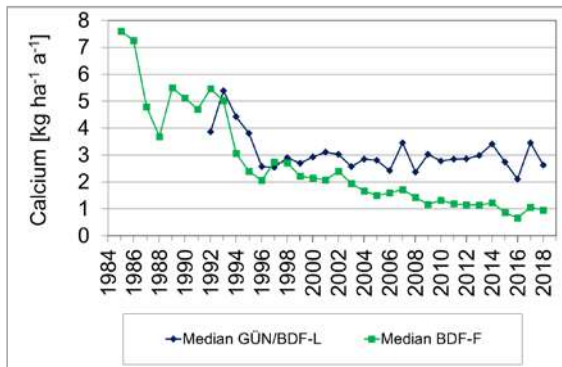


Abb. 14.11: Calcium-Frachten an Freilandmessstellen von 1985 bzw. 1992 bis 2018. Median von GÜN-/BDF-L und BDF-F im Vergleich.

Der für die BDF-F dargestellte Calcium- und Magnesiumeintrag unterschätzt den realen Eintrag. Ursache hierfür ist, dass die bei der Probenvorbereitung im Labor verwendeten Schwarzbandfilter, je nach pH-Wert und Konzentration der Lösung, Calcium und Magnesium absorbieren. Ab 2020 werden alle Wasserproben durch einen Membranfilter gefiltert.

Mit Hilfe von Vergleichsmessungen sowie den ab 2020 gemessenen Konzentrationen wird es möglich sein, den Fehler zu quantifizieren.

14.4.5. Schwermetalleinträge (GÜN und BDF-L)

Die Entwicklung der Schwermetalleinträge zwischen 1985 und 2018 wird im Folgenden an den Parametern Blei, Cadmium, Zink und Kupfer dargestellt; die Auswertung beinhaltet die Daten der GÜN- und BDF-L-Messstellen.

Im Allgemeinen sind die Konzentrationen der meisten Schwermetalle im Niederschlag sehr gering. Oftmals ist die Berechnung der Jahresfrachten nicht möglich, da zu viele Monatskonzentrationen unter der Bestimmungsgrenze liegen. Durch neuere Analysemethoden sind die Bestimmungsgrenzen zudem heute niedriger als früher. Daher kann es vorkommen, dass Konzentrationen, die heute gemessen werden, früher unter der Bestimmungsgrenze lagen und als Wert gar nicht in Erscheinung traten. Diese Problematik tritt bei den hier betrachteten Parametern jedoch nur in Einzelfällen auf.

Die **Blei**-Frachten starten 1985 mit $110 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Median) auf einem hohen Niveau, um bis 1992 deutlich abzufallen (Abb. 14.12). Dann schließt sich eine Phase mit immer noch leicht rückläufigen Frachten an. Seit ungefähr zehn Jahren befinden sich die Blei-Einträge bei ca. $2 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Hauptquelle für die Blei-Emission ist der Autoverkehr, bis 1988 durch die Verbrennung von bleihaltigem Benzin, seitdem durch den Abrieb von Bremsen und Reifen (UBA 2020). Das Verbot von bleihaltigem Benzin im Jahr 1988 hatte direkte Auswirkungen auf die Zusammensetzung des Niederschlages.

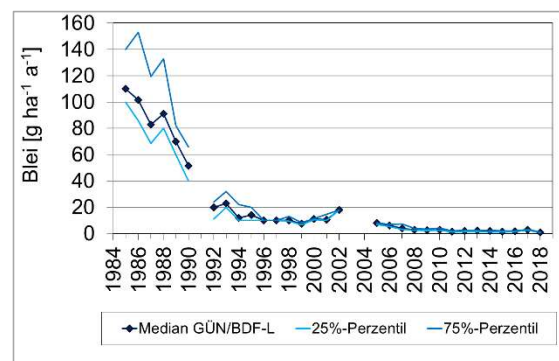


Abb. 14.12: Blei-Frachten an Freilandmessstellen (GÜN/BDF-L) von 1985 bis 2018. Dargestellt ist der Median sowie das 25%- und 75%-Perzentil. (In den Jahren 1991, 2003 und 2004 liegen keine Messwerte vor. Das Jahr 2002 wurde nicht berücksichtigt, da nur ein Einzelwert in Höhe von $18 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ vorliegt.)

Die Median-Werte der **Cadmium**-Frachten bewegen sich mit $0,2 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ab 2010 auf einem sehr niedrigen Niveau. Im Zeitraum 1993 bis 2006 liegen die Mediane bei 1 g ha^{-1} , allerdings weisen die Jahre 2002 und 2004 mit 2 und $4 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ deutlich höhere Werte auf. Diese Cadmium-Einträge sind regional begrenzt, denn sie lassen sich auf wenige Messstellen zurückführen.

Die Schwermetalle **Zink** und **Kupfer** weisen im Zeitraum von 1985 bis 2018 tendenziell rückläufige Frachten, aber auch eine hohe jährliche Variabilität auf (Abb. 14.13 und 14.14). Die Zinkeinträge sind zehnmal höher als die von Kupfer.

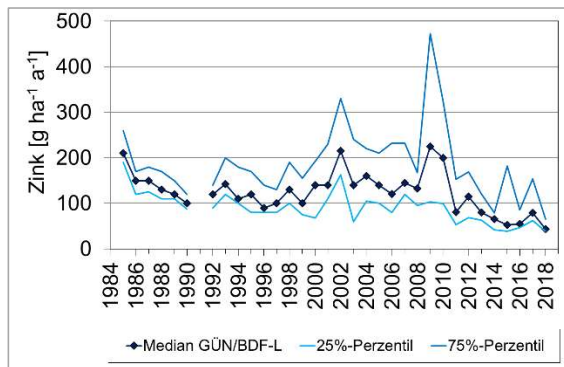


Abb. 14.13: Zink-Frachten an Freilandmessstellen (GÜN/BDF-L) von 1985 bis 2018. Dargestellt ist der Median sowie das 25%- und 75%-Perzentil.

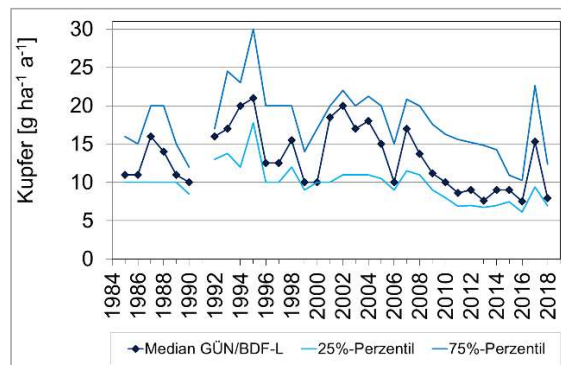


Abb. 14.14: Kupfer-Frachten an Freilandmessstellen (GÜN/BDF-L) von 1985 bis 2018. Dargestellt ist der Median sowie das 25%- und 75%-Perzentil.

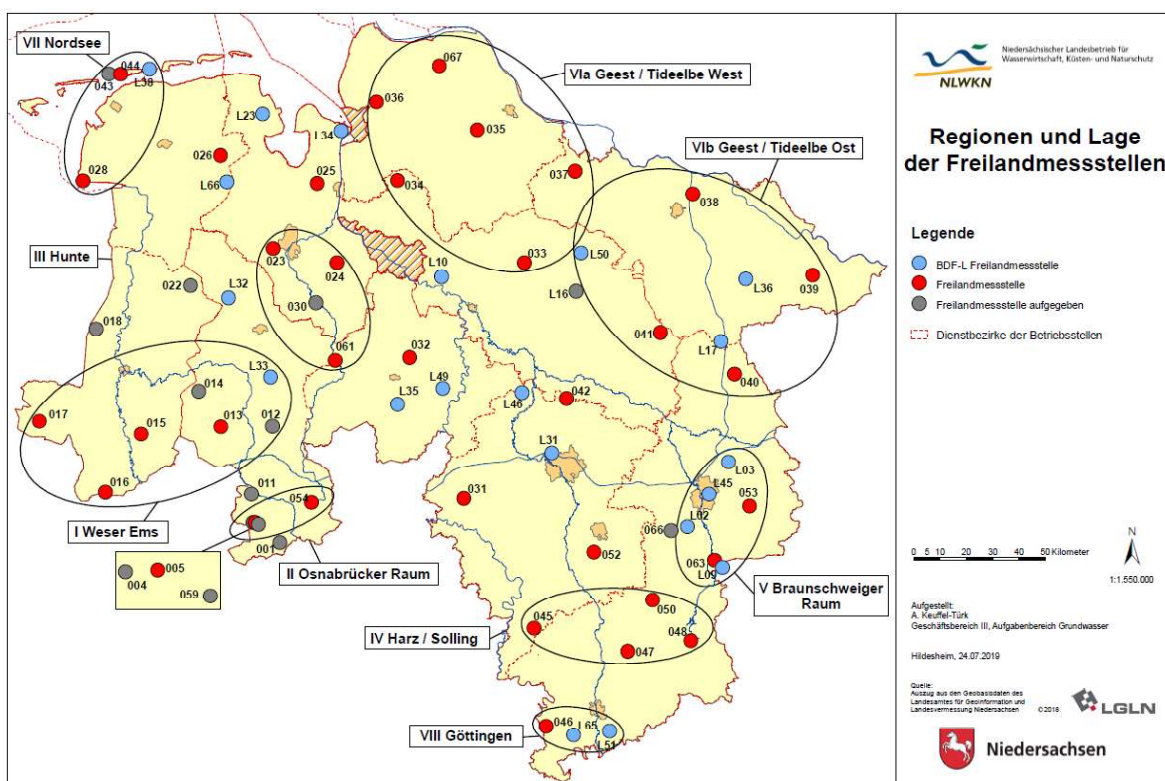


Abb. 14.15: Regionen und Lage der Freilandmessstellen (GÜN und BDF-L).

14.5. Stoffeinträge an Freilandmessstellen im regionalen Vergleich

Um regionale Aspekte zu berücksichtigen, wurden vom NLWKN Bereiche mit für Niedersachsen besonderen Eigenschaften ausgewählt. Abbildung 14.15 gibt einen Überblick über die Lage der neun Regionen und deren zugeordnete Messstellen.

Im Westen befindet sich die Region I Weser/Ems und repräsentiert Gebiete mit intensiver Tierhaltung. Im Süden schließt sich die Region II Osnabrücker Raum mit dem Mittelgebirge Teutoburger Wald und dem Dörenberg an. Nördlich ist die Region III Hunte zu finden, die ebenfalls landwirtschaftlich geprägt ist. Mittelgebirge und damit höher gelegene Messstellen in waldreichen Gebieten erfasst die Region IV Harz/Solling. Region V Braunschweiger Raum repräsentiert einen Bereich mit vergleichsweise größerer Besiedlungsdichte. Im Nordwesten bilden die Regionen VIa Geest/Tideelbe West und VIb Geest/Tideelbe Ost einen großflächigen Naturraum, der überwiegend weide- und forstwirtschaftlich sowie ackerbaulich (Kartoffeln, Roggen, Mais) genutzt wird. Die Region VII Nordsee im Bereich der Küste und der vorgelagerten Inseln spiegelt den maritimen Einfluss wider. Ganz im Süden sind in der Region VIII Göttingen die südlich von Göttingen gelegenen Depositionsmessstellen zusammengefasst.

Im Mittelpunkt der Betrachtung soll hier das Frachten-Verhältnis von Nitrat- zu Ammonium-Stickstoff stehen, das einen Hinweis auf die Herkunft der Stickstoff-Fracht im Niederschlag geben kann. Ist das Frachtenverhältnis 1, hält sich die Belastung von Nitrat- und Ammonium-Stickstoff die Waage. Bei Werten über 1 verschiebt sich das Verhältnis in Richtung Ammonium-Stickstoff und deutet auf einen stärkeren Einfluss der Landwirtschaft hin.

Wertet man das Frachtenverhältnis aller GÜN- und BDF-L-Messstellen regionsweise aus und betrachtet jeweils die ersten und die letzten fünf Jahre des Untersuchungszeitraumes, werden sowohl Unterschiede zwischen den Regionen als auch den Zeiträumen deutlich (Abb. 14.16).

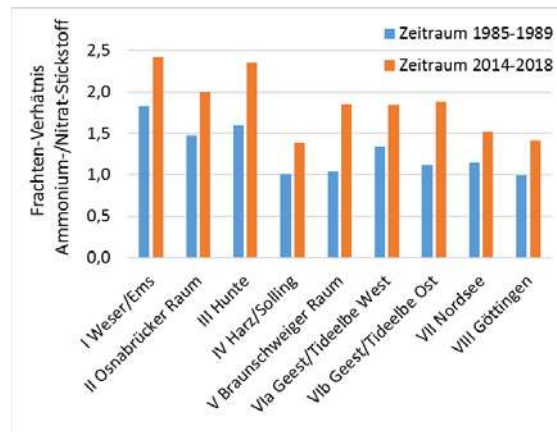


Abb. 14.16: Frachtenverhältnis Ammonium- zu Nitrat-Stickstoff in den Regionen. Dargestellt sind die Mittelwerte der ersten und der letzten fünf Jahre des Betrachtungszeitraumes.

Alle Regionen weisen im Zeitraum von 1985 bis 1989 ein deutlich kleineres Verhältnis der Ammonium- zu Nitrat-N-Frachten auf, als im Zeitraum von 2014 bis 2018. Mit einem Wert um 1 ist es in den achtziger Jahren am geringsten in den Regionen IV Harz/Solling, V Braunschweiger Raum und VIII Göttingen. Die Frachtenverhältnisse im Zeitraum von 2014 bis 2018 bewegen sich zwischen 1,4 und 2,4. Die beiden Gebiete, deren Frachtenverhältnis am größten und damit am weitesten Richtung Ammonium-Stickstoff verschoben ist, sind die beiden deutlich durch Landwirtschaft, insbesondere Tierhaltung, geprägten Regionen I Weser/Ems und III Hunte. Diese beiden Regionen werden den Regionen IV Harz/Solling und VIII Göttingen mit den aktuell niedrigsten Frachtenverhältnissen gegenübergestellt (Abb. 14.17). In den ausgewählten Regionen liegt das Frachtenverhältnis der Regionen I und III deutlich über dem der beiden anderen Regionen. Der Trend der Zunahme ist in allen Regionen ähnlich, lediglich im Harz/Solling steigt der Wert des Frachtenverhältnisses etwas weniger an.

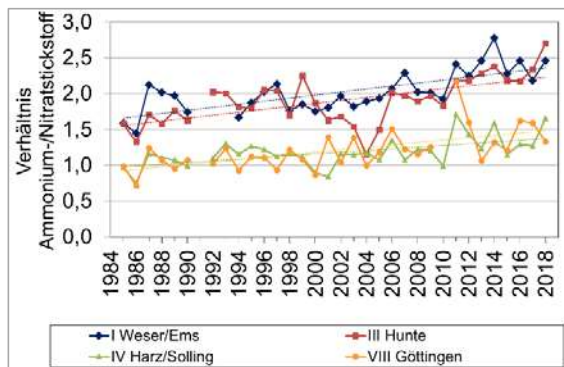


Abb. 14.17: Verhältnis Ammonium- zu Nitratstickstoff ausgewählter Regionen im Zeitraum von 1985 bis 2018.

Die Ursache für die Verschiebung des Frachtenverhältnisses in Richtung Ammonium-Stickstoff wird deutlich, wenn man die in das Verhältnis eingehenden Stickstoffkomponenten betrachtet (Abb. 14.17 und 14.18).

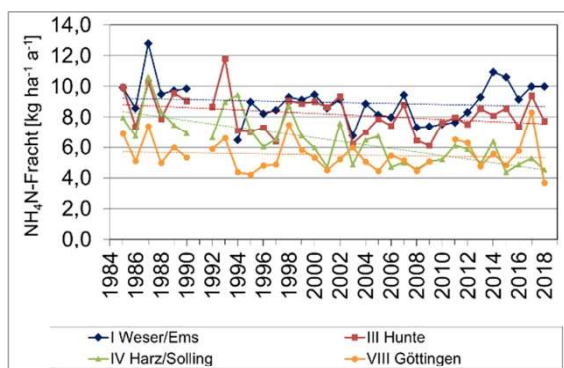


Abb. 14.18: Ammonium-Stickstoff-Frachten ausgewählter Regionen im Zeitraum von 1985 bis 2018.

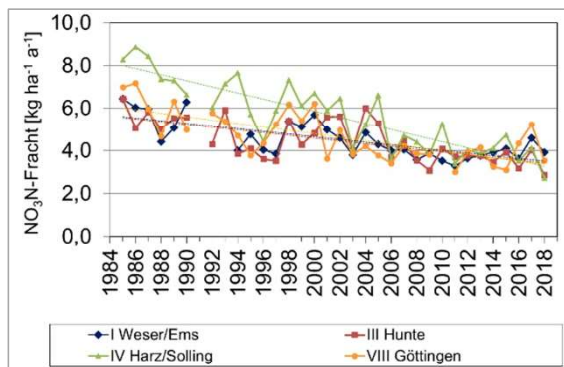


Abb. 14.19: Nitrat-Stickstoff-Frachten ausgewählter Regionen im Zeitraum von 1985 bis 2018.

Die Ammonium-Stickstoff-Frachten sind in den viehstarken Regionen erwartungsgemäß höher als im Bereich Harz/Solling und Göttingen, aber in allen Regionen ist eine leicht abnehmende Tendenz zu verzeichnen. Dagegen gehen die Nitrat-Stickstoff-Frachten als Folge von Emissionsminderungsmaßnahmen bei Stickoxiden deutlich zurück, insbesondere an höher gelegenen Standorten der Region Harz/Solling. So ist der Anstieg des Frachtenverhältnisses von Ammonium- zu Nitrat-Stickstoff nicht auf zunehmende Ammonium-Stickstoff-Frachten, sondern auf den Rückgang der Nitrat-Stickstoff-Frachten zurückzuführen.

14.6. Stoffeinträge in Waldbestände

Bereits zu Beginn des 20. Jahrhunderts wurde der Begriff des Immissionsschutzwaldes geprägt, da man erkannt hatte, dass Wälder auf Grund ihrer großen Kronenoberfläche 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. Schadstoffausträge 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 Bestandshöhe, und -dichte sowie die Exposition der Bestände (AHREND, WAGNER & KLINCK 2018; MOHR et al. 2005).

Im Solling wurde bereits 1968 damit begonnen, die Stoffeinträge in Wäldern systematisch zu erfassen. Hierzu werden mit 15 LWF-Sammlern im Waldbestand die Wassermengen sowie die Elementkonzentrationen in der Kronentraufe, im Stammablauf (nur Buchenwälder) sowie auf nahe gelegenen, unbewaldeten Vergleichsflächen (Freiland, Methode in Kap. 14.4) ermittelt. Mit Hilfe eines Bilanzierungsansatzes (ULRICH 1994) werden für die Hauptelemente die Umsetzungsprozesse im Kronenraum, wie das Auswaschen von basischen Kationen aus Nadeln und Blättern oder die unmittelbare Aufnahme von Stickstoffverbindungen, abgeschätzt. Auf diesem Weg wird die Gesamtdosition, d. h.

der um die oben beschriebenen im Kronenraum stattfindenden Umsetzungsprozesse korrigierte atmosphärische Stoffeintrag, berechnet. Die Gesamtd deposition unterscheidet sich insbesondere bei den Elementen Calcium, Magnesium, Kalium und Stickstoff teilweise erheblich von den in der Kronentraufe gemessenen Flüssen.

Schwermetallkonzentrationen werden auf einzelnen Flächen seit 1982, im Rahmen des BDF-Programms seit 1992 ermittelt. Seit 2011 werden diese jedoch nur noch auf den drei Flächen F006SLB1, F007SLF1 und F021AUKI bestimmt. Erstmals in Deutschland wird im Rahmen eines Forschungsprojektes im Auftrag des UBA seit Mitte 2018 jeweils ein Jahr lang der Quecksilbereintrag mit der Kronentraufe auf den Flächen F009GWBU und F007SLF1 gemessen.

Wohl wissend, dass der Schwermetalleintrag mit dem Streufall eine wichtige Größe bei der Bestimmung der Gesamtschwermetalleinträge darstellt, da auf Blättern und Nadeln abgelagerte Schwermetalle nicht vollständig vom Niederschlag gelöst und abgewaschen werden, sondern erst mit dem Streufall in das Ökosystem gelangen, wird in diesem Kapitel lediglich der Eintrag mit dem Niederschlag dargestellt.

14.6.1. 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. auf den Flächen F005LBKA, F005LBNH, F005LBSH fünf) mengengewichtete Mischproben gebildet. Die Analyse erfolgt vierwöchentlich unter Bildung mengengewichteter Mischproben. Für einzelne BDF-F und einzelne Elemente wurden Daten ab 1969 erhoben. Nachfolgende Betrachtungen beziehen sich bei den Hauptelementen jedoch auf den Zeitraum 1994 bis 2018, da für diesen Zeitraum für alle Flächen lückenlose

Zeitreihen vorliegen und es somit für die Trendbetrachtung eine einheitliche Bezugsbasis gibt. Ein wichtiger Aspekt bei der Messung atmosphärischer Stoffeinträge im Wald sind die Erkenntnisse über baumartenspezifische Unterschiede. Im Interesse der Übersichtlichkeit 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 14.1.

Schwermetallflüsse und -konzentrationen im Niederschlag werden mit Hilfe eines zweiten Sammel systems mit neun Sammlern im Bestand und drei (sechs) Sammlern im Freiland sowie ggf. einer Probe aus dem Stammablauf bestimmt. Die Probenahme erfolgt ebenfalls alle 14 Tage, die Bestimmung der Schwermetallkonzentrationen jedoch nur an mengengewichteten Quartalsmischproben. Durch die Verknüpfung der Konzentrationen mit den Wassermengen in den Schwermetallsammlern werden Stoffflüsse bestimmt.

14.6.2. Niederschlagshöhe

Die höher gelegenen Flächen im Harz und Solling weisen in der Regel höhere Niederschläge als Flächen des niedersächsischen Tieflands auf.

Der langjährige Niederschlag (1994–2018) betrug im Freiland auf den untersuchten Flächen zwischen 709 mm im Göttinger Wald (F009GWBU) und 1273 mm in der Langen Bramke (F005LBKA). Im diesem Zeitraum hat der Niederschlag mit Ausnahme der Fläche F009GW auf allen Flächen tendenziell abgenommen.

Die Interzeption, d. h. der in den Kronen zurückgehaltene Niederschlag, ist stark von der Baumart, dem Bestockungsgrad und der Kronenoberfläche abhängig (AHRENDTS et al. 2013). Sie betrug im Kiefernbestand Augustendorf 30 % (F021AUKI), im Eichenbestand Ehrhorn 20 % (F002EHEI), in den drei Buchenbeständen zwischen 9 % (Göttinger Wald F009GWBU) und 23 % (Lüss, F003LSBU) sowie in den Fichtenbeständen zwischen 15 % (Lange Bramke

Nordhang, F005LBNH) und 29 % des Niederschlags (Solling, Fichte F007SLF1).

14.6.3. Hauptelemente

14.6.3.1. 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 $16,3 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ unter Kiefer und $11,1 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ im Freiland auf, die geringsten wurden im Göttinger Wald (F009GWBU) mit $7,1 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ unter Buche und $3,9 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ im Freiland registriert.

Der Natriumeintrag mit dem Bestandesniederschlag beträgt zwischen dem 1,2fachen (Ehrhorn, Eiche F002EHEI) und 2,1fachen (Solling, Fichte F007SLF1) des Natriumeintrags mit dem Freilandniederschlag.

Dem Kation Natrium kommt bei der Berechnung der Gesamtdosition eine besondere Bedeutung zu. Aufgrund sehr geringer Interaktionen dieses Elements im Kronenraum wird die im Bestandsniederschlag gemessene Natriumfracht mit der Gesamtdosition (d. h. im Freilandniederschlag gelöster plus partikulärer Eintrag) gleichgesetzt. Bei der Kronenraumbilanz (ULRICH 1994) wird mit Hilfe des Natriumfaktors (Verhältnis von Kronenraumanreicherung zu Freilandniederschlag) die partikuläre Dosition, d. h. der Teil des Stoffeintrags, der in trockener Form durch die Kronenoberfläche aus der Luft herausgefiltert und zu einem späteren Zeitpunkt durch Niederschlag von der Kronenoberfläche abgewaschen und gelöst wird, auch für andere Kationen berechnet.

14.6.3.2. Nährstoffkationen

Calcium, Magnesium und Kalium sind für Wälder besonders wichtige Pflanzennährstoffe. Ein sehr geringer Anteil liegt in der Bodenlösung direkt in pflanzenverfügbarer Form vor, ein deutlich größerer Anteil ist in leicht mobilisierbarer Form an Tonminerale und Huminstoffe austauschbar gebunden. In Meeresnähe sind Aero-

sole, insbesondere für Magnesium, eine wichtige natürliche Quelle. Flugaschen aus Verbrennungsprozessen, insbesondere der Braunkohleverbrennung, waren früher in einigen Gegenden eine bedeutende Quelle anthropogen bedingter Calciumeinträge.

Basische Stoffeinträge stellen neben der Verwitterung der Ausgangsgesteine eine wichtige, teils natürliche, teils anthropogen bedingte Quelle für die Nährstoffversorgung der Pflanzen bzw. die Neutralisation von Säuren dar.

Calcium

Der Calciumeintrag hat auf allen untersuchten BDF-F sowohl im Freiland als auch bei der Gesamtdosition signifikant abgenommen (Abb. 14.20). Im Freiland betrug der mittlere Calciumeintrag der letzten Dekade (2009–2018) zwischen $1,4 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Lüss, F003LSBU) und $1,9 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Göttinger Wald, F009GWBU, Lange Bramke, F005LBKA). Die Calcium-Gesamtdosition lag zwischen $2,0 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Ehrhorn, Eiche F002EHEI, Lüss, Buche, F003LSBU) und $3,6 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Solling, Fichte F007SLF1).

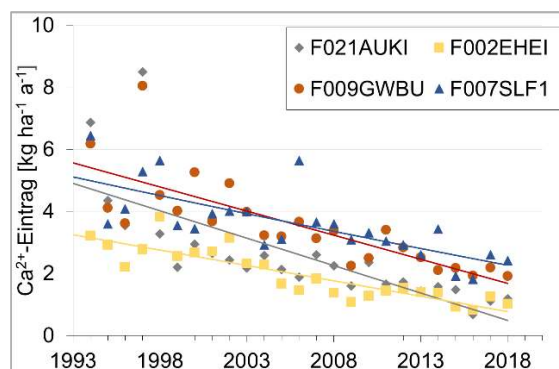


Abb. 14.20: Calciumeintrag mit der Gesamtdosition auf BDF-F; durchgezogene Linie: signifikanter Trend.

Der Anteil meeresbürtigen Calciums ist in den küstennahen Gebieten höher und beträgt im Freiland im langjährigen Mittel 1994–2018 bis zu $0,4 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Augustendorf, F021AUKI), in der Gesamtdosition bis zu $0,6 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Augustendorf, Kiefer F021AUKI).

Kalium

Der Kaliumeintrag mit dem Niederschlag beträgt im Freiland zwischen $1,1 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Göttinger Wald, F009GWBU) und $1,8 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Ehrhorn F002EHEI) (nicht grafisch dargestellt). Er ist auf den Flächen Ehrhorn und Lüss höher, auf der Fläche Augustendorf gleich hoch und auf den Flächen Göttinger Wald, Lange Bramke und Solling geringer als der Calciumeintrag. In den untersuchten Waldbeständen wurden zwischen $2,0 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Göttinger Wald, Buche F009GWBU) und $3,1 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Solling, Fichte F007SLF1) Kalium als Gesamtdeposition eingetragen. Am Beispiel des Baumartenvergleichs im Solling zeigt sich, dass der Kaliumeintrag unter Fichte (F007SLF1) höher ist als unter Buche (F006SLB1). Auf allen Flächen hat der Kaliumeintrag signifikant abgenommen.

Magnesium

Von den hier betrachteten Nährstoffen ist der Magnesiumeintrag am geringsten. Er betrug im Freiland im langjährigen Mittel (1994–2018) zwischen $0,4 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und $0,9 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Augustendorf, F021AUKI; Ehrhorn, F002EHEI) (nicht grafisch dargestellt) und stammt unter den aktuellen Depositionsbedingungen größtenteils aus dem Meer. Der Magnesiumeintrag mit der Gesamtdeposition lag im langjährigen Mittel zwischen $0,8$ (Göttinger Wald, Buche F009GWBU; Lüss, Buche F003LSBU) und $1,3 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Augustendorf, Kiefer F021AUKI).

Der Magnesiumeintrag hat sowohl im Freiland als auch mit der Gesamtdeposition auf allen untersuchten Flächen signifikant abgenommen.

14.6.3.3. Sulfat

Durch die Umsetzung umfangreicher Maßnahmen zur Luftreinhaltung nach Inkrafttreten der 13. BImSchV am 01. Juli 1983 in den alten sowie zu Beginn der 1990er Jahre in den neuen Bundesländern konnten die Schwefeldioxidemissionen drastisch gesenkt werden. In der Folge ging der Schwefeleintrag sowohl im Freiland als auch in den Wäldern sehr stark zurück.

Im Mittel der Jahre 1994–2018 betrug der Sulfatschwefeleintrag im Freiland zwischen $4,0 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Göttinger Wald, F009GWBU) und $6,1 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Lange Bramke, F005LBKA) (Abb. 14.21). Obwohl der Großteil der Maßnah-

men zur Luftreinhaltung bereits zu einem früheren Zeitraum ergriffen worden waren, betrug die mittlere jährliche Abnahme in diesem Zeitraum noch zwischen $0,23 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Lüss, F003LSBU) und $0,36 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Augustendorf, F021AUKI; Lange Bramke, F005LBKA).

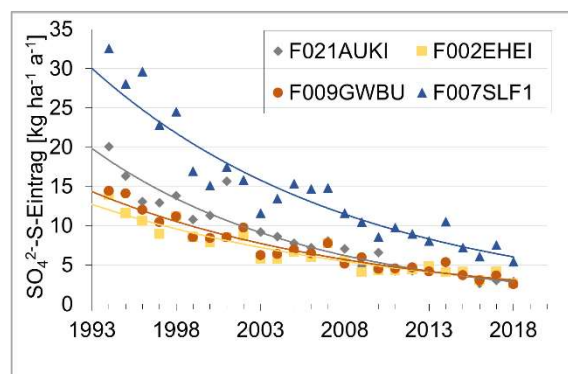


Abb. 14.21: Sulfatschwefeleintrag mit der Gesamtdeposition auf BDF-F; durchgezogene Linie: signifikanter Trend.

Im Bestandesniederschlag lassen sich deutliche Unterschiede zwischen den Baumarten erkennen. Unter Eiche war der Sulfateintrag 1,3mal und unter Kiefer 1,5mal so hoch wie im Freiland. Unter Buche betrug er bis zum 1,8fachen (F009GWBU) und unter Fichte sogar bis zum 2,5fachen des Freilandeintrags. Hierbei ist jedoch zu beachten, dass die regionale Situation der Bestände nicht vergleichbar ist. Eine detaillierte Analyse des Baumarteneffektes erfolgt bei AHREND, WAGNER & KLINCK (2018) unter Einbeziehung aller Waldmessstationen aus Deutschland. Die höchsten Schwefeleinträge wurden mit $14,7 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Mittel 1994–2018) unter Fichte (Solling, Fichte F007SLF1), die geringsten mit $6,5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ in Lüss unter Buche (F003LSBU) ermittelt. Die mittlere jährliche Abnahme betrug zwischen $0,93 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Solling, Fichte F007SLF1) und $0,37 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Ehrhorn, Eiche F002EHEI).

14.6.3.4. Stickstoff

Stickstoff ist ein wichtiger Pflanzennährstoff, dessen Gehalt in den Ausgangsgesteinen der Bodenbildung sehr gering ist und das Wachstum in Ökosystemen, die von Menschen unbeeinflusst sind, stark limitiert. Durch anthropogene Stoffeinträge mit dem Niederschlag ist Stickstoff auch im Wald vom limitierenden zum Überflussfaktor geworden, mit gravierenden Folgen für das Ökosystem. Eine Verschiebung des Artengefüges, veränderte Spross-Wurzel-Verhältnisse mit einem erhöhten Windwurfisiko, Nährstoffungleichgewichte in den Pflanzen sowie Nitratausträge mit dem Sickerwasser, verbunden mit Nährstoffverlusten aus ohnehin oft nährstoffarmen Waldböden sind nur einige Folgen des Stickstoffüberschusses.

Im Freiland betrug der Nitratstickstoffeintrag im langjährigen Mittel zwischen $4,4 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Lüss, F003LSBU; Göttinger Wald, F009GWBU) und $5,8 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Lange Bramke, F005LBKA; Solling, F006SLB1), mit der Gesamtdeposition im Wald zwischen $5,8 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Ehrhorn, Eiche F002EHEI) und $13,3 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Solling, Fichte F007SLF1) (Abb. 14.22). Auf allen Bestandes- und dazugehörigen Freilandflächen hat der Nitratreintrag zwar nur geringfügig, aber signifikant abgenommen. Im Freiland lag die mittlere jährliche Abnahme im betrachteten Zeitraum 1994–2018 zwischen $0,12 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Lüss, F003LSBU) und $0,20 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Lange Bramke, F005LBKA). Die mittlere Abnahme mit der Gesamtdeposition lag mit Werten zwischen $0,13$ (Lüss, F003LSBU) (Lüss, Buche F003LSBU) bis $0,25$ (Lüss, F003LSBU) (Lange Bramke, Fichte F005LBKA) in der gleichen Größenordnung.

Der Ammoniumeintrag hat mit Ausnahme der Fläche „Solling, Fichte“ (F007SLF1) ebenfalls auf allen untersuchten Flächen signifikant abgenommen (Abb. 14.23). Im langjährigen Mittel lag der Eintrag im Freiland zwischen $4,7 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Göttinger Wald, F009GWBU) und $8,7 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Augustendorf, F021AUKI) und mit der Gesamtdeposition zwischen $8,2 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Lüss, Buche F003LSBU) und $17,2 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Augustendorf, Kiefer F021AUKI). Die außergewöhnlich hohen Einträge in Augustendorf spiegeln die Belastung durch die Intensivlandwirtschaft in dieser Region wider. Erfreulicher Weise haben die Ammoniumeinträge mit $0,33 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ im Freiland

und $0,56 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ unter Kiefer auf dieser Fläche im Vergleich mit den anderen BDF-F deutlich stärker abgenommen, auf denen die Abnahme der Gesamtdeposition zwischen $0,07 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Solling, Fichte F007SLF1) und $0,34 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Lange Bramke, Fichte F005LBKA) betrug.

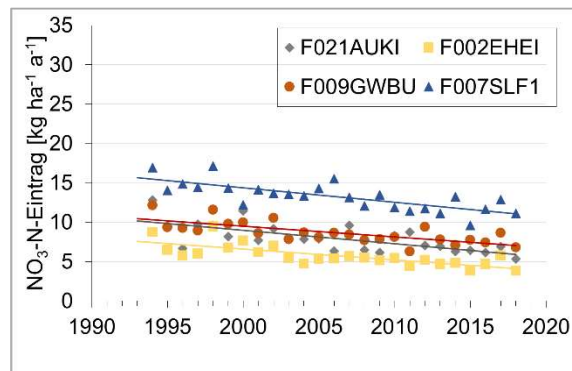


Abb. 14.22: Nitratstickstoffeintrag ($\text{NO}_3\text{-N}$) mit der Gesamtdeposition auf BDF-F; durchgezogene Linie: signifikanter Trend.

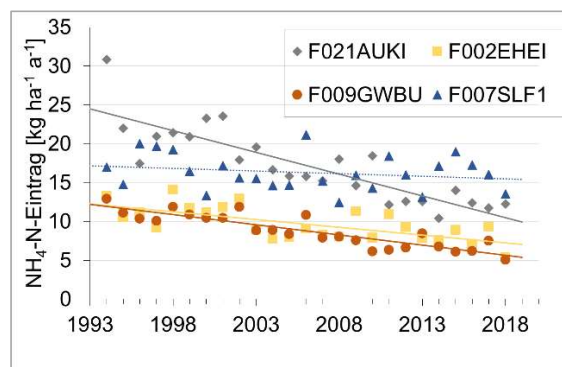


Abb. 14.23: Ammoniumstickstoffeintrag ($\text{NH}_4\text{-N}$) mit der Gesamtdeposition auf BDF-F; durchgezogene Linie: signifikanter Trend, gestrichelte Linie: Tendenz.

Auf allen Flächen wird mehr Stickstoff in Form von Ammonium als in Form von Nitrat eingetragen; in Augustendorf, der Fläche mit der höchsten Ammoniumbelastung, beträgt das Verhältnis im langjährigen Mittel im Freiland 1,9 und unter Kiefer 2,2. Trotz des beobachteten Rückgangs der Stickstoffdepositionen werden die Critical Loads für Stickstoff für viele Waldökosysteme nach wie vor überschritten (SCHAAP et al. 2018). Somit sind die atmosphärischen N-Einträge mittlerweile neben dem Klimawandel

zu einer der Hauptgefährdungen für die Funktionalität und Stabilität der Waldökosysteme geworden, da die langfristige Überschreitung der Critical Loads zur Stickstoffsättigung führen und somit eine bedeutende Gefährdung der Wälder und ihrer Ökosystemdienstleistungen bedingen kann.

14.6.3.5. Säure

Der anthropogen bedingte Gesamtsäureeintrag nach der Definition von GAUGER et al. (2002) berechnet sich als Summe der Gesamtdosition von Nitrat, Ammonium, Sulfat und Chlorid (jeweils ohne seesalzbürtige Anteile). 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. Durch eine Abnahme der Stoffeinträge, insbesondere der drastischen Abnahme der Schwefeleinträge, hat der Gesamtsäureeintrag ebenfalls deutlich abgenommen. Dies hat zu einer erheblichen Reduzierung bei den Überschreitungen der Critical Loads durch Säure geführt (SCHAAP et al. 2018). Im Mittel der letzten zehn Jahre (2009–2018) betrug der Gesamtsäureeintrag trotz Rückgang noch zwischen $1,2 \text{ kmol}_e \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ in Löss (Buche, F003SLBU) und $2,5 \text{ kmol}_e \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ im Solling (Fichte, F007SLF1) und liegt damit nach wie vor in einer Größenordnung, die die nachhaltige Pufferkapazität der meisten Waldstandorte überschreitet. Im Mittel der Jahre 2009–2018 ist der anorganische Stickstoffeintrag ($\text{NH}_4\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N}$) für rund 80 %, in Augustendorf sogar für 87 % der Säureeinträge verantwortlich. Auch unter dem Gesichtspunkt der Säurebelastung ist deshalb eine weitere Reduzierung der Stickstoffeinträge dringend geboten.

14.6.4. Schwermetalle

Bei den Schwermetallen stellt der Eintrag mit der Kronentraufe nur einen Teil des Bodeneintrags dar, ein erheblicher Anteil wird über die Streu und bei Buche zusätzlich durch den Stammbau in den Boden eingetragen. Untersuchungen haben gezeigt, dass beispielsweise der Cadmиеintrag mit der Kronentraufe in Nadelbaumbeständen nur gut 50 % und in Buchenbeständen rund 55 % des Bodeneintrags ausmacht (KEUFFEL-TÜRK et al. 2012). Die Betrachtung der Kronentraufe allein führt folglich zu einer Unterschätzung der Schwermetalleinträge, gibt aber Hinweise zu der Entwicklung der Schwermetalleinträge in gelöster Form mit dem Niederschlag.

Quecksilber

Im Rahmen eines Forschungsprojektes im Auftrag des Umweltbundesamtes in Kooperation mit dem Thünen-Institut für Waldökosysteme Eberswalde wurde im Göttinger Wald (F009GWBU) für ein Jahr (07.08.2018 bis 02.12.2019) die Quecksilberdeposition im Bestand und im Freiland gemessen. Ziel des Projektes war es, ein kostengünstiges Sammlersystem für Hg-Einträge zu entwickeln. Dabei wurden Einträge von $41 \text{ mg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ mit der Kronentraufe gemessen. Die Einträge pro Niederschlagsmenge sind in der belaubten Phase viermal so hoch wie im blattfreien Zustand. Seit Dezember 2019 wird im Solling der Hg-Eintrag mit der Kronentraufe unter Fichte erfasst (F007SLF1).

Die im Freiland gemessenen Einträge liegen in der gleichen Größenordnung wie die an den norddeutschen UBA-Messstationen gemessenen Werte.

Blei

Im Solling, einem niederschlagsreichen Mittelgebirge, wurden Anfang der 1980er Jahre mit der Kronentraufe unter Fichte bis zu $320 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und unter Buche bis zu $230 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ Blei in das Ökosystem Wald eingetragen. Im Mittel der letzten fünf Jahre (2014–2018) betrug er zwischen $10 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (F021AUKI) und $20 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (F007SLF1). Der Vergleich der beiden 5-jährigen Zeiträume 1982–1986 und 2014–2018 zeigt, dass der Eintrag mit der Kronentraufe unter Buche um 93 % und unter Fichte um 92 % zurückging (Abb. 14.24).

Der starke Rückgang der Bleiimmissionen ist im Wesentlichen auf die konsequente Umsetzung des Benzinbleigesetzes (BzBLG) vom 05. August 1971 zurückzuführen, durch die der Bleigehalt von Kraftstoffen seit 1971 schrittweise um mehr als 95 % auf maximal $0,013 \text{ g l}^{-1}$ (seit 1988) reduziert wurde.

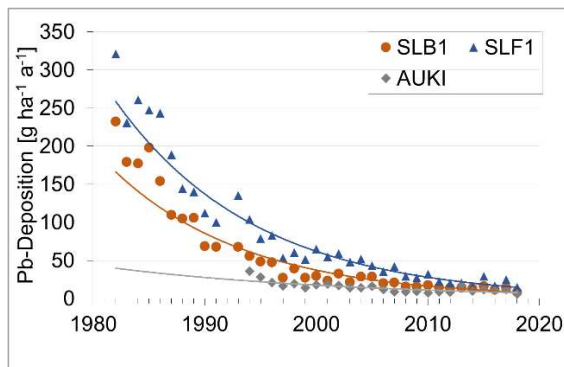


Abb. 14.24: Bleideposition mit der Kronentraufe; durchgezogene Linie: signifikante Abnahme.

Cadmium

Cadmium gelangt u. a. durch Kraftwerk- und Industrieemissionen in die Atmosphäre (AMELUNG et al. 2018). Auf Grund veränderter Produktionstechniken sowie gesetzlicher Vorgaben konnten die Emissionen seit mehr als zwei Jahrzehnten gesenkt werden. Der Erfolg dieser Maßnahmen zeigt sich im signifikanten Rückgang des Cadmiumeintrags mit der Kronentraufe auf allen drei langjährig untersuchten BDF-F (Abb. 14.25). Unter Buche (F006SLB1) hat der Cd-Eintrag im Vergleich der beiden 5jährigen Zeiträume 1982–1986 und 2014–2018 um 85 % und unter Fichte (F007SLF1) um 78 % abgenommen. Im Mittel der Jahre 2014–2018 betrug der Cadmiumeintrag zwischen $0,5 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (F006SLB1) und $1,0 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (F007SLF1) und war damit im Solling unter Fichte doppelt so hoch wie unter Buche.

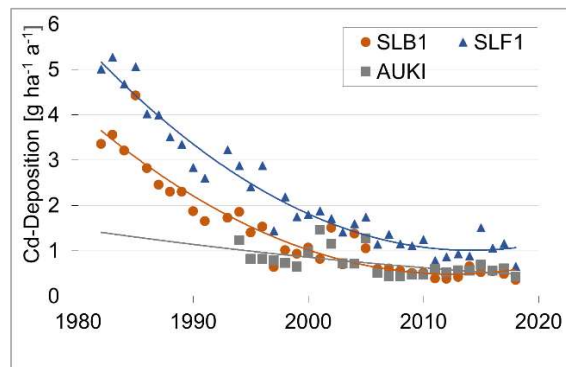


Abb. 14.25: Cadmiumeintrag mit der Kronentraufe; durchgezogene Linie: signifikante Abnahme.

Zink und Kupfer

Die Zink- und Kupfereinträge mit der Kronentraufe weisen auf den Flächen F006SLB1 und F007SLF1 (Zeitraum 1982–2018) ebenfalls einen signifikanten Rückgang auf. Auf der Fläche Augustendorf zeigt sich diese Entwicklung jedoch auf Grund des kürzeren Beobachtungszeitraums nur als tendenzielle Abnahme. Aktuell (Mittel der Jahre 2014–2018) liegt der Zinkeintrag zwischen $93 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (F006SLB1) und $137 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (F007SLF1), der Kupfereintrag zwischen $19 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (F021AUKI) und $33 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (F007SLF1).

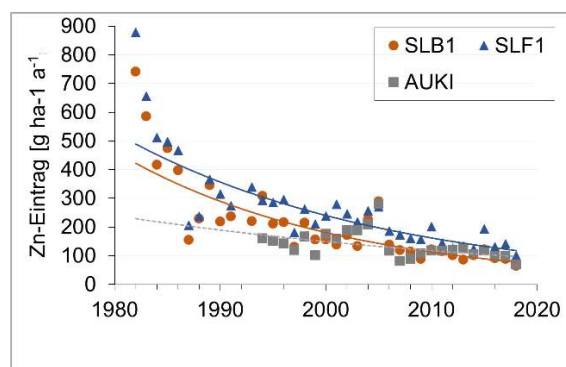


Abb. 14.26: Zinkeintrag mit der Kronentraufe; durchgezogene Linie: signifikante Abnahme, gestrichelte Linie: tendenzielle Abnahme.

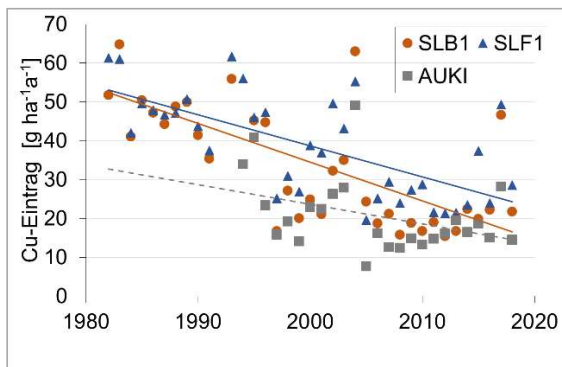


Abb. 14.27: Kupfereintrag mit der Kronentraufe; durchgezogene Linie: signifikante Abnahme, gestrichelte Linie: tendenzielle Abnahme.

14.7. Zusammenfassung

Im Rahmen des niedersächsischen Bodendauerbeobachtungsprogrammes werden an Depositionsmessstellen die Einträge von Nährstoffen und Schwermetallen gemessen. An BDF-L wird der Freilandniederschlag durch das NLWKN, auf BDF-F werden der Freiland- und Bestandesniederschlag durch die NW-FVA ermittelt. Zusätzlich wurde der Freilandniederschlag, der im Rahmen des GÜN vom NLWKN untersucht wird, in den Auswertungen berücksichtigt. Vom Umweltbundesamt liegen modellierte Werte zur Gesamtstickstoffdeposition vor.

Nährstoffe

Die Sulfat-Schwefel-Deposition hat in Folge vielfältiger Maßnahmen zur Luftreinhaltung seit Mitte der 1980er Jahre auf den GÜN/BDF-L um rund 80 % und auf den BDF-F um rund 85 % abgenommen. Derzeit liegt der Eintrag auf den Freiflächen der GÜN/BDF-L bei $3,1 \text{ kg SO}_4\text{-S ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und der BDF-F bei $2,8 \text{ kg SO}_4\text{-S ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (2014–2018). Die Gesamtdeposition von Sulfat im Wald betrug im gleichen Zeitraum zwischen $3,3 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (F003LSBU, F021AUKI) und $7,3 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (F007SLF1).

Die Nitratdeposition hat auf allen BDF-F-Flächen seit Mitte der 1990er Jahre signifikant abgenommen. Die Abnahme betrug, bezogen auf das Mittel der Jahre 1994–1997 bei der Freilanddeposition, zwischen 37 % und 47 % und bei der Gesamtdeposition zwischen 23 % und 42 %. Auch bei den GÜN/BDF-L-Freiland-Messstellen war im Zeitraum von 1985 bis 2018 ein Rückgang der Nitrat-Stickstoff-Fracht um 40 % auf ca. $3 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ zu verzeichnen.

Maßnahmen zur Luftreinhaltung in Industrie und Verkehr zeigen auch hier erste Erfolge. Die in der Richtlinie über nationale Emissionshöchst-mengen (NEC-Richtlinie 2001/81/EG) festgelegten Emissionsobergrenzen für NO_x ab 2010 wurden bisher jedoch nicht eingehalten.

Der Ammonium-Stickstoffeintrag hat auf allen BDF-F mit Ausnahme der Fläche „Solling Fichte“ ebenfalls signifikant abgenommen. Der Rückgang betrug im Vergleich zum Zeitraum 1994–1997 im Freiland zwischen $1,5 \text{ kg ha}^{-1}$ und $6,7 \text{ kg ha}^{-1}$ und mit der Gesamtdeposition zwischen $1,2 \text{ kg ha}^{-1}$ (F007SLF1) und $10,7 \text{ kg ha}^{-1}$ (F021AUKI). Die überdurchschnittlich hohe Ammoniumabnahme auf der Fläche F021AUKI deutet auf den Erfolg von lokalen Maßnahmen der Landwirtschaft zur Emissionsminderung hin. Die Abnahme der Ammonium-Stickstoff-Frachten der GÜN/BDF-L-Standorte ist weniger stark ausgeprägt.

Die unter Einbeziehung der gasförmigen Komponente modellierte Gesamtstickstoffdeposition hat im Freiland zwischen 2000 und 2015 im Median aller landwirtschaftlich genutzten BDF-L-Standorte von 20 auf $15 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, an den forstlichen BDF-F-Standorten von 25 auf $21 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ abgenommen. Sie liegt im Freiland etwa $6 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ über der Summe aus Ammonium- und Nitrat-Stickstoff, wie sie mit Depositionssammlern in Niedersachsen gemessen wurde.

Die Stickstoff-Einträge an GÜN/BDF-L-Standorten zeigen deutliche regionale Unterschiede. Der Ammonium-Stickstoff-Eintrag sowie das Verhältnis Ammonium- zu Nitrat-Stickstoff sind am höchsten in den durch Landwirtschaft und insbesondere durch intensive Tierhaltung geprägten Regionen Weser/Ems und Hunte. Zwischen 1985 und 2018 steigt das Frachtenverhältnis Ammonium- zu Nitrat-Stickstoff an. Ursache sind rückläufige Nitrat-Stickstoff-Frachten; die Ammonium-Stickstoff-Einträge bleiben in diesem Zeitraum auf einem ähnlichen Niveau.

Auf den Waldflächen bewegen sich die Einträge von anorganischem Stickstoff im Mittel der Jahre 2014 bis 2018 zwischen $12,2 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (F002EHEI) und $28,3 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (F007SLF1).

Neben den anthropogen bedingten Einträgen von Stickstoff und Schwefel haben auch die Einträge von Calcium und Magnesium im Freilandniederschlag und mit der Gesamtdosition signifikant abgenommen, d. h. der positive Effekt durch die verringerten Säureinträge wird z. T. durch verringerte Einträge basischer Kationen kompensiert (HEDIN et al. 1994).

Säure

Der anorganische Stickstoffeintrag ($\text{NO}_3\text{-N} + \text{NH}_4\text{-N}$) ist infolge des drastischen Rückgangs der Schwefeldeposition in den vergangenen Jahrzehnten derzeit für rund 80 % des Säureintrags verantwortlich.

Eine weitere Reduzierung der Stickstoffeinträge ist vor dem Hintergrund der Säurebelastung der Waldökosysteme geboten.

Schwermetalle

Schwermetallkonzentrationen sind im Niederschlag im Allgemeinen sehr gering. Die Bleifrachten von GÜN/BDF-L-Messstellen im Freiland sind in den achtziger und neunziger Jahren des letzten Jahrhunderts drastisch zurückgegangen. 1985 betrug die Bleifracht $110 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Median). Als Hauptursache für die Abnahme der Einträge auf ein Niveau von ca. $2 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ist die Einführung bleifreien Benzins im Jahr 1988 zu nennen.

Im Wald wurde für die Schwermetalle Blei, Cadmium, Kupfer und Zink ein Rückgang beim Eintrag über die Kronentraufe festgestellt. Bei Blei betrug dieser zwischen 78 % (Buche) und 85 % (Fichte).

Durch die Filterwirkung der Baumkronen ist der Schwermetalleintrag in Wäldern deutlich höher als im Freiland.

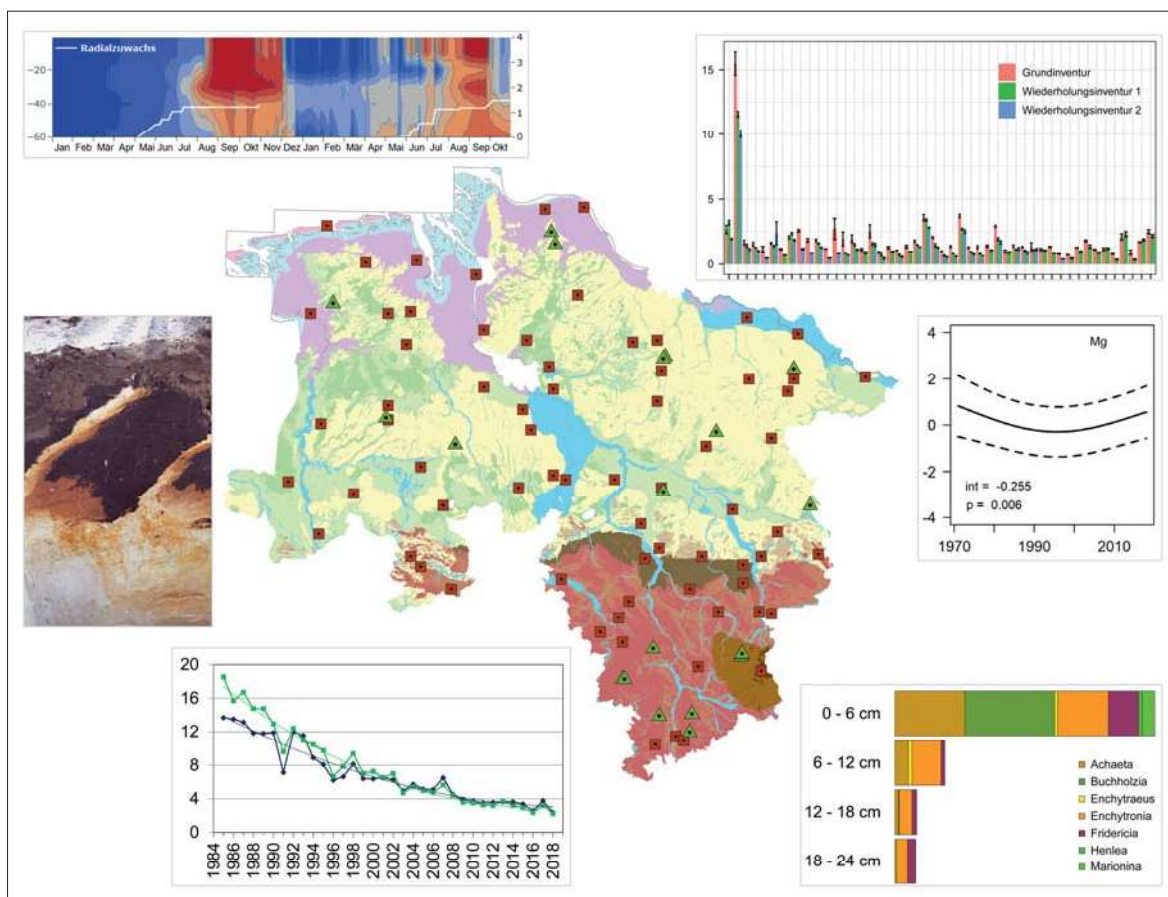
14.8. Literatur

- AHREND, B., MEESENBURG, H., WAGNER, M., SCHELER, B. & FLECK, S. (2013): Interzeption in Wäldern - Einfluss der Bestandesstruktur. – Freibg. Forstl. Forsch. **96**: 37–56.
- AHREND, B., WAGNER, M. & KLINCK, U. (2018): Herleitung flächiger Depositionsdaten. – Ber. Freibg. Forstl. Forsch. **101**: 150–180.
- AMELUNG, W., BLUME, H.-P., FLEIGE, H., HORN, R., KANDELER, E., KÖGEL-KNABNER, I., KRETZSCHMAR, R., STAHR, K. & WILKE, B.-M. (2018): Scheffer/Schachtschabel, Lehrbuch der Bodenkunde. – 17. überarbeitete Auflage; Berlin (Springer).
- BzBIG (1971): Benzinbleigesetz vom 5. August 1971 (BGBl. I/1971: 1234), das zuletzt durch Artikel 102 der Verordnung vom 19. Juni 2020 (BGBl. I/2020: 1328) geändert worden ist. – <<https://www.gesetze-im-internet.de/bzblg/BJNR012340971.html>>.
- GAUGER, T., ANSHELM, F., SCHUSTER, H., ERISMAN, J. W., VERMEULEN, A. T., DRAAIERS, G. P. J., BLEEKER, A. & NAGEL, H.-D. (2002): Mapping of ecosystems specific long-term trends in deposition loads and concentrations in air pollutants in Germany and their comparison with Critical Load and Critical Levels, Part 1: Deposition Loads 1990–1999. – UBA-FB 29942210, Umweltbundesamt; Berlin.
- HEDIN, L. O., GRANAT, L., LIKENS, G. E., BUISSAND, T. A., GALLOWAY, J. N., BUTLER, T. J. & RODHE, H. (1994): Steep declines in atmospheric base cations in regions of Europe and North America. – *Nature* **367**: 351–354.
- KEUFFEL-TÜRK, A., JANKOWSKI, A., SCHELER, B., RADEMACHER, P. & MEESENBURG, H. (2012): Stoffeinträge durch Deposition. – *GeoBeichte* **23**: 19–37, 24 Abb., 3 Tab.; Hannover (LBEG).
- LAWA – LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (1998): Atmosphärische Deposition – Richtlinie für Beobachtung und Auswertung der Niederschlagsbeschaffenheit. – Berlin (LAWA).
- MEESENBURG, 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 Waldökosystemen (ANSWER-Projekt). – Landbauforschung Völknerode, Sonderheft **279**: 95–108.
- MOHR, K., SCHAAF, S., HORVATH, B., MEESENBURG, H. & DÄMMGEN, U. (2005): Stoff- und Energieflüsse der im ANSWER-Projekt untersuchten Waldbestände. – Landbauforschung Völknerode, Sonderheft **279**: 69–94.
- NLÖ – NIEDERSÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR ÖKOLOGIE (1993): Belastung von Wasser und Boden durch Schadstoffe in Luft und Niederschlägen – Messprogramm Niederschlagsbeschaffenheit. – Hildesheim (NLÖ).
- SCHAAP, M., HENDRIKS, C., KRANENBURG, R., KUENEN, J., SEGERS, A., SCHLUTOW, A., NAGEL, H.-D., RITTER, A. & BANZHAF, S. (2018): PINETI-3: Modellierung atmosphärischer Stoffeinträge von 2000 bis 2015 zur Bewertung der ökosystem-spezifischen Gefährdung von Biodiversität durch Luftschadstoffe in Deutschland. – Texte Umweltbundesamt, **79**: 149 S.
- UBA (2019): Stickstoffoxid-Emissionen. – <<http://www.umweltbundesamt.de/daten/luftbelastung/luftschadstoff-emissionen-in-deutschland/stickstoffoxid-emissionen>>.
- UBA (2020): Schwermetall-Emissionen. – <<https://www.umweltbundesamt.de/daten/luft/luftschadstoff-emissionen-in-deutschland/schwermetall-emissionen#entwicklung-seit-1990>>.
- ULRICH, B. (1994): Nutrient and Acid-Base Budget of Central European Forest Ecosystems. – In: GODBOLD, D. & HÜTTERMANN, A.: Effects of Acid Rain on Forest Processes, S. 1–50; New York (Wiley-Liss.).

GeoBerichte 39



LANDESAMT FÜR
BERGBAU, ENERGIE UND GEOLOGIE



30 Jahre Bodendauerbeobachtung in Niedersachsen



Niedersachsen



GeoBerichte 39

Landesamt für
Bergbau, Energie und Geologie

30 Jahre Bodendauerbeobachtung in Niedersachsen

HEINRICH HÖPER & HENNING MEESENBURG
(Hrsg.)

Hannover 2021

Impressum

Herausgeber: © Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie

Stilleweg 2
30655 Hannover
Tel. (0511) 643-0
Fax (0511) 643-2304

Download unter www.lbeg.niedersachsen.de

1. Auflage.

Version: 29.09.2021

Redaktion: Ricarda Nettelmann

Mail: bodenkundlicheberatung@lbeg.niedersachsen.de

Titelbild: BDF auf Bodengroßlandschaften, Deposition Sulfat, Profilgrube L056MEIN, Radialzuwachs Fichte, Organika BDF-L, Nährstoffbilanz Mg, Bodenfauna (Collage: H. Höper, LBEG).

ISSN 1864–6891 (Print)

ISSN 1864–7529 (digital)

DOI 10.48476/geober_39_2021