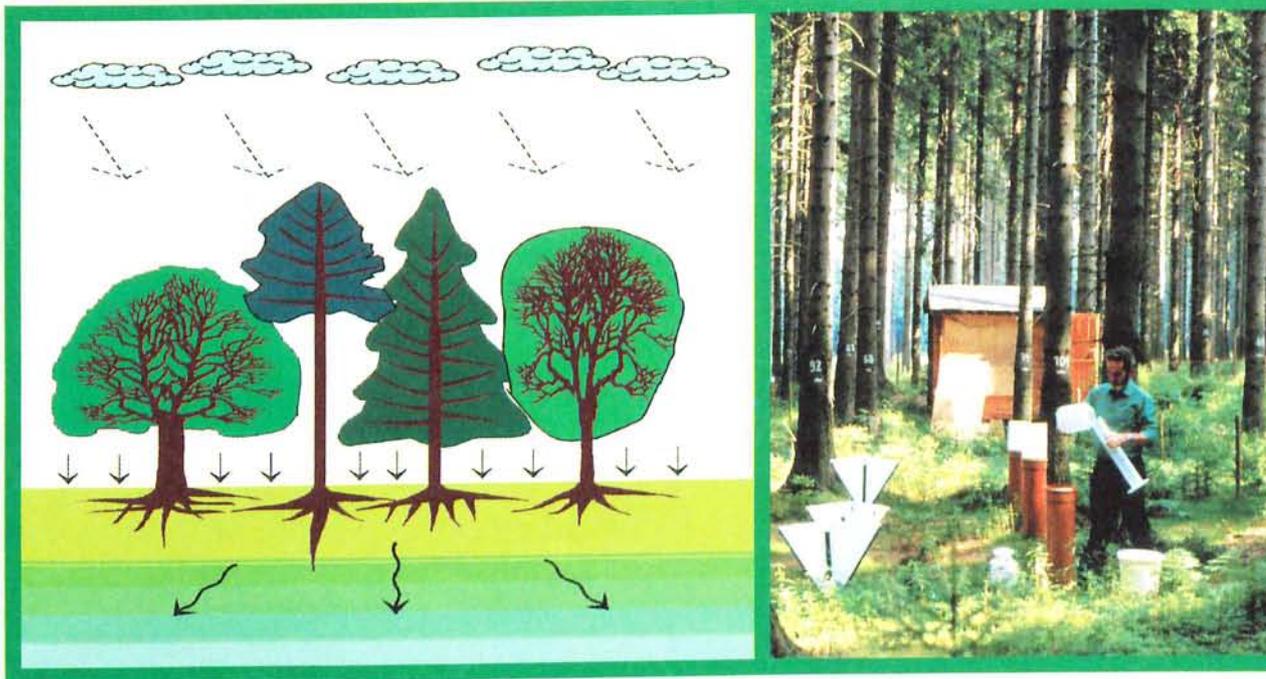




Bundesministerium
für Verbraucherschutz, Ernährung
und Landwirtschaft

Luftqualität und atmosphärische Stoffeinträge an Level II – Dauerbeobachtungsflächen in Deutschland



Arbeitskreis B der Bund-Länder-Arbeitsgruppe Level II

Arbeitskreis B der Bund-Länder-Arbeitsgruppe Level II

Joachim Gehrman	Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten, Leibnizstr. 10, 45659 Recklinghausen
Henning Andrae	Sächsische Landesanstalt für Forsten, Bonnewitzer Str. 34, 01827 Graupa
Uwe Fischer	Bundesallee 89, 12161 Berlin
Wolfgang Lux	Bundeforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft, Alfred Möller Str. 1, 16225 Eberswalde
Till Spranger	Umweltbundesamt, Bismarkplatz 1, 14193 Berlin
Hrsg.:	Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft (BMVEL), Referat 533
Druck:	BMVEL, Oktober 2001
Titelfoto:	Sächsische Landesanstalt für Forsten

**Luftqualität und atmosphärische Stoffeinträge
an Level II - Dauerbeobachtungsflächen
in Deutschland**

**Arbeitskreis B
der Bund/Länder Arbeitsgruppe Level II**

Inhaltsverzeichnis

	<u>Seite</u>
1. Einleitung	1
2. Material und Methoden	
2.1. Flächenübersicht	2
2.2. Feldmesssysteme	5
2.2.1. Depositionssammler	5
2.2.2. Anzahl und Anordnung der Sammler	6
2.2.3. Stammabflusssammler	6
2.2.4. Mischproben und Probenahmefrequenz	7
2.2.5. Immissionsmesssysteme	8
2.3. Definitionen und angewandte Modelle	10
2.3.1. Einleitung	10
2.3.2. Nassdeposition und „Freiland“- „Bulk“- Deposition	10
2.3.3. Wolkenwasser- und Nebeldeposition	11
2.3.4. Trockendeposition	11
2.3.5. Kronenraumbilanzen	14
2.3.6. Inferenzialmodelle der Trockendeposition	19
2.3.7. Bestimmung von Säureeinträgen	21
2.4. Datenqualität	24
2.5. Niederschlagsmengen im Messzeitraum	26
3. Ergebnisse	
3.1. Luftqualitätsmessungen an ausgewählten Flächen	29
3.1.1. Immissionssituation 1997	29
3.1.1.1. Schwefeldioxid	29
3.1.1.2. Stickstoffdioxid	30
3.1.1.3. Ozon	30
3.1.1.4. Schwebstaub	31
3.1.2. Zeitliche Entwicklung	33
3.1.2.1. Schwefeldioxid	33
3.1.2.2. Stickstoffdioxid	35
3.1.2.3. Ozon	36
3.1.2.4. Schwebstaub	38
3.1.3. Critical Levels für Ozon	38

3.2. Depositionsmessungen auf der Freifläche	42
3.2.1. Niederschlagsmengen und Depositionsraten	42
3.2.2. Beziehungen zwischen den Stoffflüssen	43
3.2.3. Stoffflüsse im Freilandniederschlag	44
3.3. Depositionsmessungen im Waldbestand	50
3.3.1. Stoffflüsse mit dem Waldniederschlag	50
3.3.2. Kronenraumbilanzen	50
3.3.2.1. Kronendachdifferenzen	50
3.3.2.2. Trockene und feuchte Deposition	52
3.3.2.3. Leaching	55
3.3.2.4. Kronenraumaufnahme	56
3.3.2.5. Ausgewählte Depositionsprofile	58
3.3.3. Gesamteinträge	63
3.3.3.1. Schwefel	63
3.3.3.2. Stickstoff	64
3.3.3.3. Basische Kationen	67
3.3.3.4. Säuren	68
3.3.4. Großräumige Unterschiede	70
3.3.5. Zeitliche Entwicklungen	76
3.3.6. Überschreitung der Critical Loads	80
4. Zusammenfassung und Schlussfolgerungen	82
Englische Zusammenfassung (Summary and Conclusions).....	89
5. Literaturverzeichnis	95
6. Anhang	
6.1 Messflächen	
6.2 Depositionsraten im Freiland	
6.3 Depositionsraten im Waldniederschlag	
6.4 Depositionsraten aus der Kronenraumbilanz	

1. Einleitung

Der Eintrag von Luftverunreinigungen belastet zum Teil seit Mitte des letzten Jahrhunderts die Waldökosysteme in den exponierten Lagen der nordwestdeutschen Mittelgebirge (ULRICH, 1989). Deren Auswirkungen auf den Stoffhaushalt der Ökosysteme, die Vitalität der Bäume und den Zustand der Biozöosen des Waldes sind erstmals umfassend im Sollingprojekt des Internationalen Biologischen Programms (ULRICH et al., 1979; ULRICH, 1993) untersucht und dortselbst am Beispiel eines Buchen- und eines Fichtenwaldes beschrieben worden.

Nachfolgende Messprogramme haben gezeigt, dass viele Waldgebiete in Deutschland einer ähnlich hohen atmosphärischen Stoffbelastung wie im Solling unterliegen. Über die Ergebnisse von Depositionsmessungen, die seit Ende der 60er bis Mitte der 80er Jahre in der Bundesrepublik Deutschland und im benachbarten Ausland durchgeführt wurden, informiert die Arbeit von FÜHRER et al. (1988). Wie dieser Literatúrauswertung zu entnehmen ist, bestehen hinsichtlich der Depositionsbelastung große Unterschiede zwischen den Waldgebieten. Da sich die Umweltbedingungen fortlaufend ändern, sind mit der Zeit auch Veränderungen in der stofflichen Zusammensetzung der Umgebungsluft des Waldes (Immissionen) und bei den Stoffeinträgen mit den Niederschlägen (Depositionen) im Wald zu erwarten. Für ein langfristig angelegtes und immissionsökologisch ausgerichtetes Umweltmonitoring ist es daher unerlässlich, auf unterschiedlichen Standorten die weitere Entwicklung zu verfolgen und möglichst zeitnah den aktuellen Stand der Luftschadstoffbelastung des Waldes zu erfassen.

Mit diesem Ziel wird im nachfolgenden Bericht eine neue Situationsanalyse vorgelegt. Grundlage sind die Daten von Depositions- und Immissionsmessungen, die auf den Dauerbeobachtungsflächen des forstlichen Umweltmonitoring (= Level II-Programm) oder in räumlicher Nähe zu diesen Flächen von den zuständigen Einrichtungen der Länder vorgenommen werden. Der Bericht will in erster Linie informieren. Er stellt die Schadstoffeinträge von typischen Waldstandorten in Deutschland vor, zeigt Zusammenhänge und Besonderheiten auf und ordnet die deutschen Daten in die europäischen Verhältnisse ein. Die Ergebnisse der Depositionsmessung fließen zu einem späteren Zeitpunkt in integrierende Auswertungen ein, in deren Rahmen sie mit weiteren physikalischen, chemischen und biologischen Daten verknüpft werden.

Das Level II – Programm stellt erstmals eine hervorragende Möglichkeit dar, unterschiedliche Kronenraummodelle mit Depositionsdaten zu rechnen, die auf Flächen über ganz Deutschland verteilt nach einheitlichen Messmethoden gewonnen wurden. Die Anwendung auf dieses breite Datenmaterial wird dazu beitragen, dass die Aussagekraft von Bilanzergebnissen in Zukunft besser beurteilt werden kann. Massenbilanzen der Stoffumsätze im Kronendach führen zu Gesamtdepositionen, die aus gemessenen Stoffflüssen nicht ohne weiteres zu entnehmen sind. Darüber hinaus wurden die Depositionsdaten dem Arbeitskreis A zur Verfügung gestellt, um Critical Loads für die Level II – Flächen zu berechnen. Mit dieser Auswertung werden die atmosphärischen Stoffeinträge für ökologische Fragestellungen nutzbar gemacht.

2.1 Flächenübersicht

Die Anzahl der Waldflächen, auf denen Depositionsmessungen vorgenommen werden, hat sich von Beginn des Level II-Programms an deutlich erhöht. Atmosphärische Stoffeinträge wurden 1993 erst auf 27 Level II-Flächen bestimmt. 1996 standen die Eintragsdaten von 77 Flächen und 1997 von 80 Flächen zur Verfügung. Auf diese 80 Flächen beziehen sich die folgenden Auswertungen. Von 4 Level II-Flächen aus Bayern und 2 Flächen aus Sachsen Anhalt waren keine Messdaten zu erhalten. Diese Flächen wurden erst nachträglich mit Sammlern ausgestattet. Damit hat sich die Anzahl der Depositionsmessflächen im deutschen Level II - Programm bis 1999 auf bundesweit 86 erhöht.

Die Bestimmung der Luftqualität setzt im Vergleich zur Depositionsmessung eine sehr aufwendige Messtechnik voraus. Zur Zeit können 12 Bundesländer Daten zur Luftqualität von insgesamt 22 Immissionsmessstellen bereitstellen. Die Lage aller Depositions- und Immissionsmessstellen ist in den Grenzen der Bundesländer aus der Abbildung 2.1 ersichtlich. Eine vollständige Liste mit zusätzlichen Angaben zu den Messflächen findet sich im Anhang 1.

Die Länder konnten in der Regel angeben, welche Immissionsmessstelle welchem Level II - Standort zugeordnet ist, wenn die Messungen nicht direkt oder in unmittelbarer Nähe der Level II - Fläche durchgeführt wurden. Schwierig gestaltet sich die Berücksichtigung der Bundesländer Baden-Württemberg und Bayern, wo auf keiner Level II - Fläche Immissionsmessungen vorgesehen waren. Zwar existieren auch hier Immissionsmessnetze (u.a. Landesanstalten, Umweltbundesamt), auf denen kontinuierlich Konzentrationen von verschiedenen Luftschadstoffen gemessen werden, aber die vorbehaltlose Zuordnung einer Immissionsmessstelle zu einer Level II - Fläche war nicht möglich (zu große Entfernung, Problematik der Vergleichbarkeit der klimatischen und der die Immissionen betreffenden Verhältnisse). Letztendlich wurde aber auch für diese beiden süddeutschen Bundesländer eine Auswahl getroffen, die insgesamt vertretbar erscheint und wenigstens ansatzweise charakteristische Verhältnisse der Bundesländer wiedergibt.

Da die Datengrundlage für die Beurteilung der Luftschadstoffbelastung auf den Level II-Messflächen relativ gering ist, sind die Möglichkeiten zu Aussagen über großräumige Waldgebiete sehr begrenzt. In mehreren der alten Bundesländer gibt es jedoch Waldflächen, auf denen bereits seit längerer Zeit Immissionsmessungen durchgeführt werden. Aus diesen Langzeit - Messflächen wurde eine Auswahl für die exemplarische Darstellung der zeitlichen Entwicklung getroffen, die insgesamt 11 Flächen umfasst. Die Zeitreihen reichen hier bis in die 80er Jahre zurück. Die in die Untersuchung eingegangenen Immissionsmessstellen und die Zuordnung zu ihrer Level II - Fläche gehen aus Tabelle 2.1 hervor. Weiterhin kann man dieser Tabelle entnehmen, von welchen Flächen und seit wann Zeitreihen vorliegen. Die letzte Spalte gibt Auskunft über die auftretenden Lücken im Untersuchungsprogramm.

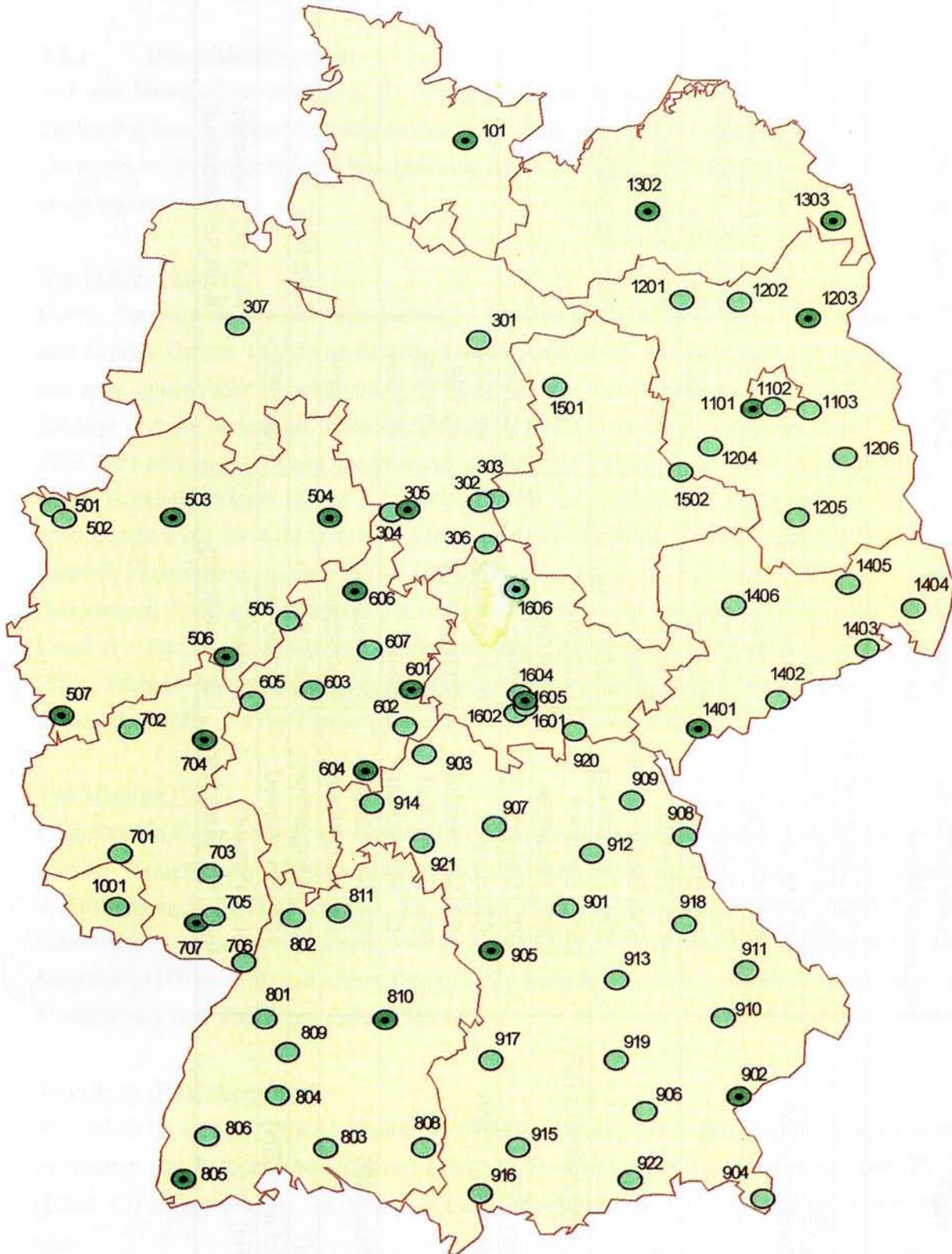


Abb. 2.1: Lage der Level II-Flächen mit Depositions- (=hellgrüne Kreise) und Immissionsmessungen (=dunkelgrüne Kreise mit schwarzem Punkt)

Tab. 2.1.: Immissionsmeßstellen und ihre Zuordnung zu den Level II-Flächen

Bundesland	1997		Immissions- messstelle	Zeitreihe	Bemerkungen
	Level II-Fläche Nummer	Name			
Berlin (BE)	1101	Grunewald 91	Grunewald 91	ab 1987	
Brandenburg (BB)	1203	Kienhorst	Kienhorst		
Baden-Württemberg (BW)	805	Mühlheim	Schwarzwald-Süd	ab 1984	Kein Schwebstaub
	810	Welzheim	Welzheimer Wald	ab 1984	Kein Schwebstaub
Bayern (BY)	902	Altötting	Mehring		Kein NO ₂ , kein Schwebstaub
	905	Dinkelsbühl	Ansbach	ab 1988	Kein SO ₂
Hessen (HE)	601	Hünfeld	Grebenua		Kein Schwebstaub
	604	Biebergemünd	Spessart		Kein Schwebstaub
	606	Zierenberg	Zierenberg		Kein Schwebstaub
Mecklenburg-Vorpommern (MV)	1302	Sandhof	Gülzow		
	1303	Torgelow	Löcknitz		
	305	Solling	Solling	ab 1986	
Niedersachsen (NI)	503	Haard	Sickingmühle	ab 1984	
	504	Velmerstot	Esgegebirge	ab 1984	
	506	Elberndorf	Roth	ab 1986	
	507	Monschau	Eifel	ab 1984	
Rheinland-Pfalz (RP)	704	Neuhäusel	Neuhäusel		
	705	Merzalben	Merzalben	ab 1988	
Sachsen (SN)	1401	Klingenthal	Carlsfeld		Kein NO ₂
Schleswig-Holstein (SH)	101	Bornhöved	Bornhöved	ab 1989	
	1603	Possen	Possen		Kein Schwebstaub
Thüringen (TH)	1605	Gr. Eisenberg	Gr. Eisenberg		Kein Schwebstaub

2.2 Feldmesssysteme

2.2.1 Depositionssammler

Auf den Messflächen des Level II – Programms der Bundesrepublik Deutschland werden standardmäßig immer offene Sammelsysteme (engl. bulk sampler) verwendet. Es handelt sich um drei Gerätetypen, deren technische Beschreibung schon in DVWK (1994) erfolgte und im Folgenden wo nötig ergänzt wird:

Typ LÖLF-Sammler

Dieser Sammler wurde von der damaligen Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forsten (heute: LÖBF) in Recklinghausen Anfang der achtziger Jahre entwickelt. Er besteht aus zwei miteinander verschraubten PE-Flaschen, von denen eine mit abgeschnittenem Boden als Trichter und die andere als Sammelgefäß dient. Beide zusammen werden in einem Kunststoffrohr (KG 200) aufgestellt. Dieser Sammlertyp zeichnet sich dadurch aus, dass er aufgrund der Größe seines Sammelaufsatzes (Inhalt 5 l, Auffangfläche 321 cm²) ohne Umbau auch für den Winterbetrieb geeignet ist. Er wird aufgrund geringfügiger technischer Variation (formstabiles Spritzgussoberteil; Filtereinsatz; Auffangfläche 314 cm²) auch als sog. LWF-Sammler bezeichnet. Gemäß der Auswertung des Data Accompanying Reports 1997 wird der Sammlertyp auf 51 der 86 deutschen Level II - Flächen in den Bundesländern Bayern, Brandenburg, Nordrhein-Westfalen, Rheinland-Pfalz, Sachsen-Anhalt, Schleswig-Holstein und Sachsen eingesetzt. Dieser Sammlertyp wird als Standardsammler von der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser empfohlen (LAWA 1998).

Typ Münden 100

Eingeführt in Hessen durch das Institut für Forsthydrologie der Hessischen Forstlichen Versuchsanstalt in Hannoversch Münden (heute Teil der Hessischen Landesanstalt für Forsteinrichtung, Waldforschung und Waldökologie). Als Trichter dient eine PE-Enghalsflasche (Inhalt 2 l) mit abgeschnittenem Boden, die mit einer zweiten Flasche als Speicherbehälter verschraubt ist. Die Auffangfläche (100 cm²) ist mit einem Plexiglasring versteift. Einsatz in Baden-Württemberg, Hessen, Mecklenburg und Thüringen auf 24 Flächen.

Typ Ulrich (Büchnertrichter)

Entwickelt im Institut für Bodenkunde und Waldernährung, Göttingen, bestehend aus einem Büchnertrichter aus Polypropylen (Labortrichter; Auffangfläche 128,7 cm²), der auf eine PE-Flasche (Inhalt 2 l) aufgesteckt ist. Im Einsatz in Berlin, Niedersachsen und Saarland auf insgesamt 11 Flächen.

Die beiden letztgenannten Sammlertypen machen die Umrüstung der Flächen auf Winterbetrieb über den Einsatz von sog. Schnee-Eimern (s. MEIWES et al. 1984) erforderlich.

Die Messhöhe für alle Sammlertypen beträgt bundesweit ≈100 cm (Ausnahme: Level II-Fläche 503 NW, Messhöhe >2m) und stimmt daher mit den Standardmesshöhen zur Niederschlagsmessung

überein. In der weit überwiegenden Zahl der Bundesländer kommen Vogelsitzringe zur Kontaminationsvermeidung zum Einsatz.

2.2.2 Anzahl und Anordnung der Sammler

Am häufigsten werden auf den deutschen Level II – Flächen unter dem Kronendach 15 und im Freiland 5 Einzelsammler eingesetzt. Die weit überwiegende Zahl der Bundesländer verwendet

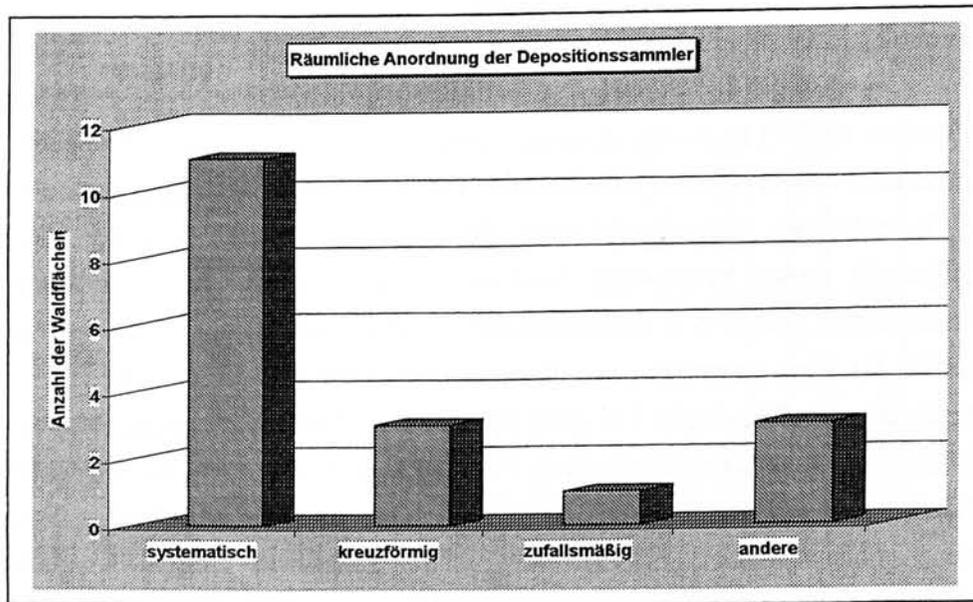


Abb. 2.2: Anordnung der Depositionssammler zur Erfassung der Kronentraufe auf den Waldflächen

bei der Anordnung der Sammler im Waldbestand ein systematisches Beprobungsraster mit festen Abständen zwischen den Sammlern. Nur wenige Länder setzen andere Verteilungsmuster ein wie zufällige Sammlerabstände oder den Kreuztrakt mit festen Abständen zwischen den Sammlern. Der Abstand zwischen den Freiflächen und Bestandesmessflächen liegt laut Auswertung der Data Accompanying Reports zwischen 100 und 800 Metern (Median 400 m) und somit deutlich unterhalb der maximal zulässigen Distanz von 2 km.

2.2.3 Stammabflusssammler

Neben der Kronentraufe kann der Abfluss von Niederschlagswasser am Stamm der Bäume als zweite Niederschlagskomponente unterhalb des Kronendaches für die Wasser- und damit auch die Stoffbilanz eines Standortes von erheblicher Bedeutung sein. Dies ist allerdings nur bei Buchen der Fall, da diese Baumart auf Grund ihrer trichterartigen Kronenarchitektur beträchtliche Wassermengen ($20\% \pm 5\%$ des Freilandniederschlags) über die glatte, kaum Abtropfstellen bietende Oberfläche der Äste und des Stammes in den Stammfußbereich leiten kann.

Im deutschen Level II – Programm sind 19 Buchenbestände unter Beobachtung und zwar in den Ländern Schleswig-Holstein (101), Mecklenburg-Vorpommern (1302), Niedersachsen (304, 306), Nordrhein-Westfalen (503, 505, 507), Rheinland-Pfalz (703, 704), Thüringen (1602, 1603) sowie alle 7 Flächen in Hessen. Die Data Accompanying Reports dieser Länder werden im folgenden ausgewertet.

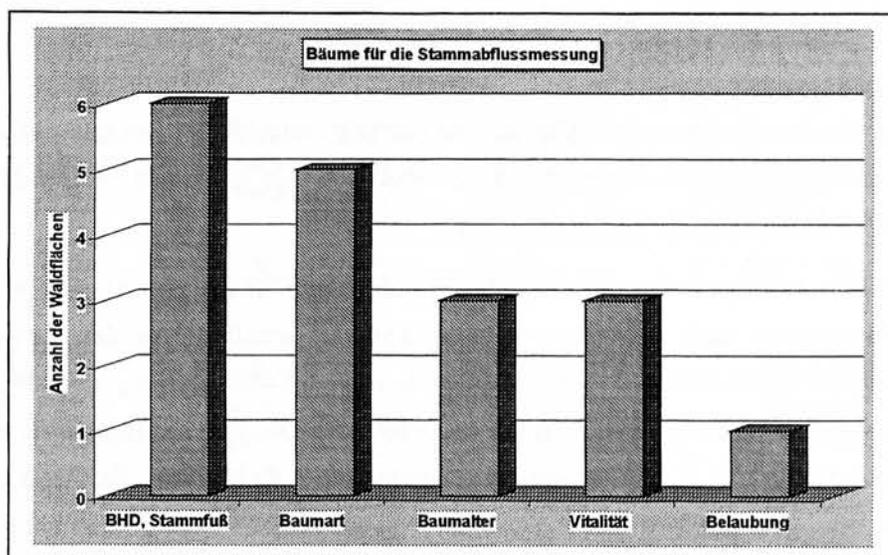


Abb. 2.1: Kriterien für die Auswahl der Bäume zur Stammabflussmessung

In der Regel werden für die Ermittlung des Stammabflusses immer mehrere Bäume mit Stammabflussmanschetten versehen und das Wasser über Schlauchleitungen in einem zentralen Sammelbehälter zu einer Probe vereinigt. Die Anzahl der Bäume, die an eine solche Stammabflussanlage angeschlossen sind, schwankt zwischen 3 und 10 Individuen (Median 5). In 5 DAR - Varianten (HE, NI, NW, RP) findet sich der Hinweis, dass bei der Auswahl Bäume der Kraft'schen Klassen 1 bis 3 berücksichtigt werden; Thüringen und Mecklenburg-Vorpommern nutzen dagegen ausschließlich vorherrschende und herrschende Stämme. Hinsichtlich der Frage, nach welchen Repräsentanzkriterien die Stammabflussbäume im übrigen ausgewählt wurden, ergibt sich die in Abb. 2.1 gezeigte Verteilung.

2.2.4 Mischproben und Probenahmefrequenz

Mit Ausnahme von Mecklenburg-Vorpommern führen alle Länder eine räumliche Mischprobenbildung durch. Es werden in der Regel von den Depositionssammlern im Bestand 3 Mischproben (BW 1 Probe) und von den Sammlern auf der Freifläche 2 Mischproben hergestellt.

Die Probenahmefrequenz beträgt in 7 Ländern (BB, BY, NI, NW, SH, SN, ST) eine Woche und in 6 weiteren Ländern (BE, BW, HE, MV, RP, TH) zwei Wochen.

Aus den räumlichen Mischproben werden bei 7 von 11 in die Auswertung einbezogenen Bundesländern wiederum auf der zeitlichen Ebene volumengewichtete Monatsmischproben hergestellt. Drei Länder (BW, HE, TH) verwenden ihre Zwei-Wochen-Proben unmittelbar für die Wasseranalyse. In Rheinland-Pfalz werden die Laborbestimmungen in quartalsweise gemischten Proben vorgenommen.

2.2.5 Immissionsmesssysteme

Um die Methoden der Immissionsmessungen zu vergleichen, wurden die einzelnen Bundesländer nach angewandeter Messmethodik, eingesetztem Gerätetyp sowie Hersteller, Auswahl der Messflächen und zeitlicher Auflösung der Daten abgefragt.

Die Auswertung dieser Abfrage hat ergeben (Tab. 2.1), dass alle für die Messung eines Schadstoffes eingesetzten Messgeräte nach demselben Funktionsprinzip arbeiten. Bei den Schwefeldioxid-Messgeräten wird die Fluoreszenz von Schwefeldioxid nach UV-Bestrahlung und bei den Stickoxid-Messgeräten die Ausstrahlung von Licht bei der Reaktion von Stickstoffmonoxid mit Ozon zu Stickstoffdioxid und Sauerstoff (Chemilumineszenz) gemessen. Die Geräte, die Ozon messen, basieren auf der Absorption von UV-Strahlung und diejenigen, die zur Schwebstaubmessung eingesetzt werden, auf dem Prinzip der Absorption von β -Strahlung durch Staub.

Bis auf Schwebstaub, für dessen Messung nur ein Gerätetyp zum Einsatz kommt, werden auf den 22 Messflächen bis zu sieben verschiedene Gerätetypen eingesetzt. Die Anzahl der Hersteller schwankt zwischen drei und sechs.

Bis auf zwei Ausnahmen erfolgen die Messungen auf einer Freifläche in 3,5 bis 4 m Höhe. Zwei Stationen befinden sich im Bestand; auf einer davon wird über dem Kronendach gemessen. Die Schadstoffkonzentrationen werden überwiegend halbstündig erfasst; beim Schwebstaub ist der Anteil der stündlichen Messungen jedoch höher.

Tab. 2.1: Ergebnis der Länderabfrage zur Methodik der Immissionsmessung

Schwefeldioxid:

Land	Gerätetyp	Methodik	Hersteller	Messfläche /-höhe	Auflösung
BE	APSA 350 E	UV-Fluoreszenz	Horiba	Bestand 4m / 27m	1 h
BB	APSA 350 E	UV-Fluoreszenz	Horiba	Freifläche 4m	1/2 h
BW	ML 8850	UV-Fluoreszenz	Monitor Labs	Freifläche	1/2 h
BY	ML 8850	UV-Fluoreszenz	Monitor Labs	Freifläche	1/2 h
HE	M Laps 8850/9850	UV-Fluoreszenz	Monitor Labs	Freifläche 3,5 m	1/2 h
MV	ML 8850	UV-Fluoreszenz	Monitor Labs	Freifläche 4m	1 h
NI	MLU 100A	UV-Fluoreszenz	MLU	Bestand 3,5m	1/2 h
NW	AF 21 LCD	UV-Fluoreszenz	Environnement	Freifläche	1/2 h
RP	T 43 B	UV-Fluoreszenz	Thermo Instr.	Freifläche 3,6m	1/2 h
SH	T 43 B	UV-Fluoreszenz	Thermo Instr.	Freifläche	1/2 h
SN	ML 9850	UV-Fluoreszenz	Monitor Labs	Freifläche	1/2 h
TH	ML 8850 E	UV-Fluoreszenz	Monitor Labs	Freifläche 4m	1/2 h

Stickstoffdioxid:

Land	Gerätetyp	Methodik	Hersteller	Messfläche /-höhe	Auflösung
BE	APNA 350 E	Chemiluminiszenz	Horiba	Bestand/ 4m, 27m	1 h
BB	APNA 350 E	Chemiluminiszenz	Horiba	Freifläche 4m	1/2 h
BW	BE 8001	Chemiluminiszenz	Bendix	Freifläche	1/2 h
BY	CSI Columbia N	Chemiluminiszenz	CSI	Freifläche	1/2 h
HE	APNA 350 E/360	Chemiluminiszenz	Horiba	Freifläche 3,5 m	1/2 h
MV	TE 42C	Chemiluminiszenz	Thermo Instr.		1 h
NI	TE 42	Chemiluminiszenz	Thermo Instr.	Bestand 3,5m	1/2 h
NW	AF 21 LCD	Chemiluminiszenz	Environnement	Freifläche	1/2 h
RP	APNA 360 E	Chemiluminiszenz	Horiba	Freifläche 3,6m	1/2 h
SH	TE 42	Chemiluminiszenz	Thermo Instr.	Freifläche	1/2 h
SN	n.g.	-	-	Freifläche	1/2 h
TH	APNA 350 E	Chemiluminiszenz	Horiba	Freifläche 4m	1/2 h

Ozon:

Land	Gerätetyp	Methodik	Hersteller	Messfläche /-höhe	Auflösung
BE	APOA 350 E	Absorption von UV-Strahlung	Horiba	Bestand/ 4m, 27m	1 h
BB	APOA 350 E	Absorption von UV-Strahlung	Horiba	Freifläche 4m	1/2 h
BW	DA 1008 AH	Absorption von UV-Strahlung	Dasibi	Freifläche	1/2 h
BY	APOA 350 E	Absorption von UV-Strahlung	Horiba	Freifläche	1/2 h
HE	API 400	Absorption von UV-Strahlung	Advanced Pollution Instruments	Freifläche 3,5 m	1/2 h
MV	APOA 350 E	Absorption von UV-Strahlung	Horiba	Freifläche 4m	1 h
NI	TE 49	Absorption von UV-Strahlung	Thermo Instr.	Bestand 3,5m	1/2 h
NW	O 341 M	Absorption von UV-Strahlung	Environnement	Freifläche	1/2 h
RP	APOA 360 E	Absorption von UV-Strahlung	Horiba	Freifläche 3,6m	1/2 h
SH	APOA 360	Absorption von UV-Strahlung	Horiba	Freifläche	1/2 h
SN	ML 9810	Absorption von UV-Strahlung	Monitor Labs	Freifläche	1/2 h
TH	APOA 350 E	Absorption von UV-Strahlung	Horiba	Freifläche 4m	1/2 h

Schwebstaub:

Land	Gerätetyp	Methodik	Hersteller	Messfläche /-höhe	Auflösung
BE	FH 62 I-N	Absorption von β -Strahlung	Eberline	Bestand 4m	1 h
BB	FH 62 I-N	Absorption von β -Strahlung	FAG Kugelfischer	Freifläche 4m	1/2 h
BW	n.g.	-	-		
BY	FH 62 I-N	Absorption von β -Strahlung	Eberline	Freifläche	1/2 h
HE	n.g.	-	-		
MV	FH 62 I-N	Absorption von β -Strahlung	Eberline	Freifläche 4m	1 h
NI	FH 62 I-N	Absorption von β -Strahlung	Eberline	Bestand 3,5m	1/2 h
NW	FH 62 I-N	Absorption von β -Strahlung	Eberline	Freifläche	1/2 h
RP	FH 62 I-R	Absorption von β -Strahlung	Eberline	Freifläche 3,6m	1 h
SH	FH 62 I	Absorption von β -Strahlung	Eberline	Freifläche	1/2 h
SN	FH 62 I-N	Absorption von β -Strahlung	ESM Andersen Instruments	Freifläche	1/2 h
TH	FH 62 I-N	Absorption von β -Strahlung	Eberline	Freifläche 4m	1 h

2.3. Definitionen und angewandte Modelle

2.3.1 Einleitung

Atmosphärische Deposition ist der Stofffluss aus der Luft in terrestrische und aquatische Ökosysteme.

Die Gesamtdeposition setzt sich aus der trockenen Deposition von Gasen und Partikeln, der nassen Deposition (Stoffeintrag mit Regen, Schnee etc.) sowie der Deposition von Nebel- und Wolken-tröpfchen (feuchte Deposition) zusammen. Alle drei Depositionspfade müssen für eine Bestimmung des Gesamteintrages erfasst werden.

In Mitteleuropa ist meist die Trockendeposition der bedeutendste Teilfluss, insbesondere in Gebieten mit hohen Gesamteinträgen (vgl. de Vries et al. 1999).

Die Raten der Nassdeposition sind unabhängig, die der Trocken- und Feuchtdeposition dagegen abhängig von den Eigenschaften der Akzeptorsysteme. Zudem gibt es biochemische Wechselwirkungen zwischen dem Deponat und den Pflanzenoberflächen im Kronenraum, die vor der Messung stattfinden (Kronenraumaustausch). Die daraus folgenden methodischen Probleme führen dazu, dass die Gesamtdeposition nur mittels der Kombination von Messungen und Modellen erfassbar ist. Diese werden weiter unten beschrieben.

2.3.2 Nassdeposition und „Freiland“-/„Bulk“- Deposition

Der Stoffeintrag mit fallenden Niederschlägen (Regen, Schnee, Graupel etc.) wird als nasse Deposition bezeichnet. Spurenstoffe gelangen entweder während der Kondensation in Regentropfen etc. (rainout), oder sie werden von fallenden Regentropfen aus der unteren Atmosphäre ausgewaschen (washout). Rainout betrifft vor allem Ammonium, Sulfat und Nitrat, was zu niedrigen standörtlichen Korrelationen von Konzentrationen im Deponat mit den jeweiligen Luftkonzentrationen (Gase, Partikeln) führt. Umgekehrt werden große Partikeln oft aus der Luftschicht unmittelbar über dem Standort ausgewaschen, was zu hohen Korrelationen von Calcium-, Magnesium-, Natrium- und Chloridkonzentrationen im Deponat mit Luftkonzentrationen führt. Dies zeigt sich auch empirisch an Ergebnissen des Level II-Programms (s. Kap. 3.3).

Die Sammlung der „Freilanddeposition“ mittels ständig offener (Bulk-) Sammler erfasst die Nassdeposition sowie einen unbekanntem Teil der Trocken- und Feuchtdeposition. Die Höhe der gemessenen „Freilanddeposition“ liegt zwischen der Nassdeposition und der Gesamtdeposition in Nichtwald-Ökosysteme (bei Eintrag von Bodestaub aus der unmittelbaren Umgebung mitunter auch über der eigentlichen Gesamtdeposition). Anhand simultaner Messungen von Nassdeposition und „Freilanddeposition“ leiteten Gauger et al. (1999) Korrekturfaktoren ab, mit denen gemessene Bulk-Depositionsraten multipliziert werden müssen, um die Nassdeposition zu schätzen:

Tab. 2.3.1: Mittelwert, Minimum Maximum und Standardabweichung des Verhältnisses von Wet-Only- zu Bulk-Deposition (Gauger et al. 1999)

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

Ziel von „Freilanddeposition“-Messungen im Rahmen des Forstlichen Umweltmonitoring ist nicht die Ermittlung der Nass- oder der Gesamtdosition auf Freiflächen, sondern die Ermittlung eines Vergleichswertes zur Quantifizierung der trockenen Dosition in Waldbestände sowie der Kronenraumprozesse (Kronendachdifferenz, s. u.). Dies setzt jedoch voraus, dass die Raten der trockenen Dosition in diese Sammler gegenüber der in Wälder vernachlässigbar klein sind. Aus Tab. 1 und Erfahrungswerten des Anteils der trockenen an der gesamten Dosition lässt sich ableiten, dass diese Annahme für einige wichtige Stoffe gilt, nicht jedoch für Mn, K, Ca, P, Fe, Al und Schwermetalle. Für eine korrekte Quantifizierung der trockenen und feuchten Dosition sowie des Kronenraumaustausches wird daher die Anwendung der o.g. Korrekturfaktoren empfohlen.

2.3.3 Wolkenwasser- und Nebeldeposition (Feuchtdeposition)

Dieser Dositionspfad spielt fast ausschließlich in den Hochlagen der Mittelgebirge eine Rolle, kann dort allerdings bis zu 40% zur Gesamtdosition beitragen (Bleeker et al. 1999 in Gauger et al. 1999). Der Dositionsfluss kann aus Wolken-/Nebeltröpfchenflüssen und den geschätzten Stoffkonzentrationen in diesen Tröpfchen modelliert werden (Bleeker et al. 1999). Im Rahmen des Forstlichen Umweltmonitorings kommen diese Methoden bisher nicht zum Einsatz, obwohl die meisten der für die Modelle benötigten Parameter im Rahmen des meteorologischen Messprogramms bestimmt werden. Die Summe aus Trocken- und Feuchtdeposition ist mittels Kronenraumbilanzierung aus Bestandesdositionsmessungen ableitbar (s.u.).

2.3.4 Trockendosition¹

¹ Von B. Ulrich wurde der Begriff „Interzeptionsdosition“ (akzeptorabhängige Dosition) geprägt. Sie ist als die Differenz zwischen -aus Bestandesdositionsmessungen abgeleiteter- Gesamtdosition einerseits und gemessener „Freiland“-Dosition andererseits definiert. Sie entspricht der Summe aus Trocken- und Feuchtdeposition abzüglich des Trockendositionsanteils der „Freiland“-Dosition. Wegen des nicht eindeutigen Bezuges auf physikalische Prozesse wird empfohlen, statt „Interzeption“ nur die eindeutigen Begriffe Trocken- und Feuchtdeposition zu verwenden, die international üblich sind.

Die trockene Deposition in Waldbestände ist für einen erheblichen Teil des Inputs von Nähr- und Schadstoffen verantwortlich (Lindberg et al. 1986, Parker 1983, Shepard et al. 1989, Gauger et al. 1999 u.v.a.), auch in emittentenfernen Gebieten.

Es gibt zwei grundsätzlich unterschiedliche Wege, Trocken- (und Gesamt-) Deposition in Wald-ökosystemen zu bestimmen (vgl. Ibrom et al. 1995, Spranger 1992 u.v.a.). Beide Methoden erfordern eine Kombination von Messungen und Modellen (s. Abb. 1):

Deposition und Stoffflüsse im Kronenraum

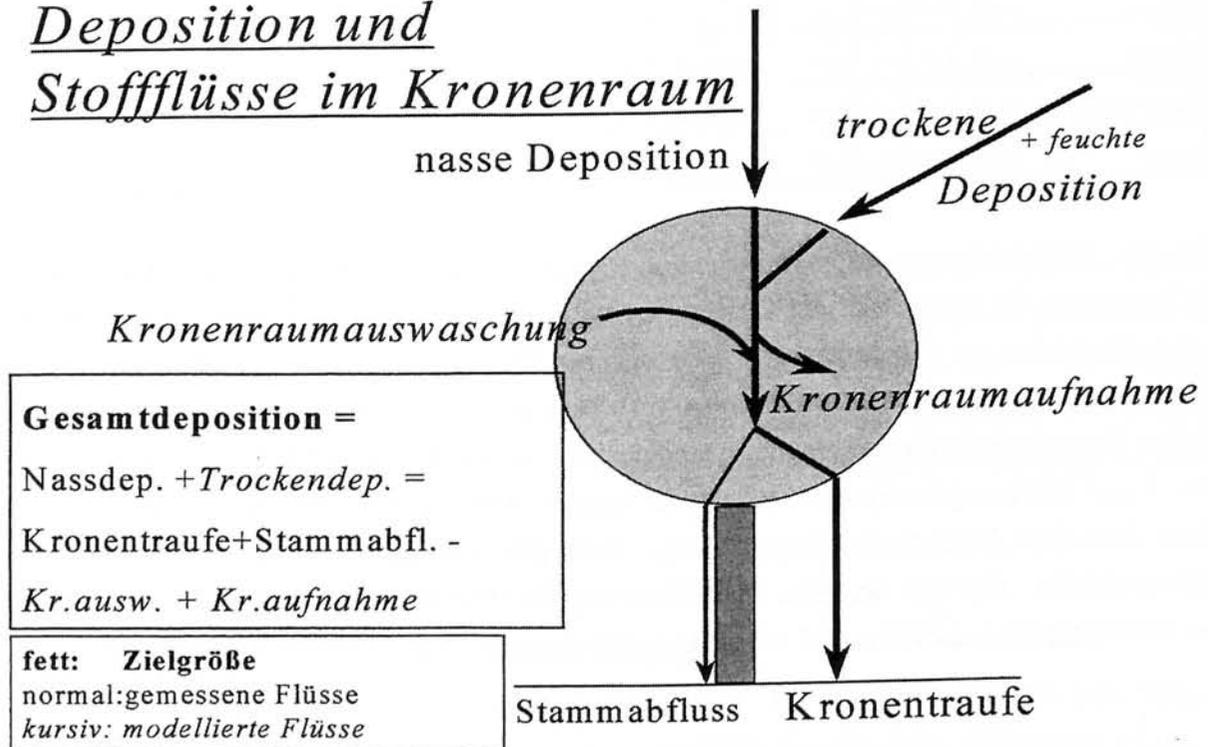


Abb.2.3.1: Schematische Darstellung der oberirdischen Stoffflüsse in Waldökosystemen, die mit der Deposition zusammenhängen. Die Massenbilanz links zeigt, dass zusätzlich zu Messungen entweder die Trockendeposition und/oder die Kronenrauminteraktionen modelliert werden muss, um die Gesamtdeposition bestimmen zu können.

Bei der Oberflächenbilanzierung (Kronentraufenmethode) wird die Bestandesdeposition (Summe aus Stoffflüsse in Kronentraufe und Stammabfluss) mit der Nassdeposition (gemessen außerhalb des Waldes) verglichen. Diese sogenannte Kronendachdifferenz erklärt sich aus der Summe von Trocken- und Feuchtdeposition (externe Quelle) sowie Kronenraumaustausch (interne Quelle). Die Unterscheidung zwischen externen und internen Flüssen erfolgt mittels Kronenraumbilanzmodellen:

$$TD = TF + SF - CL + CU$$

- TD = Gesamtdeposition (total deposition)
- TF = Stofffluss in der Kronentraufe (throughfall)
- SF = Stofffluss im Stammabfluss (stemflow)
- CL = Auswaschung aus dem Kronenraum (canopy leaching)
- CU = Aufnahme in den Kronenraum (canopy uptake)
- kursiv: modellierte Teilflüsse*

Für die Bestimmung der Gesamtdeposition von Schwermetallen und Organika ist zusätzlich die Bestimmung des Stoffflusses im Streufall notwendig.

Hauptvorteile der Oberflächenbilanzierung sind, dass

1. standortspezifische Messdaten von Stoffflüssen als Grundlage dienen,
2. die Raten der komplexen Teilprozesse nicht bekannt sein müssen,
3. die feuchte Deposition mit erfasst wird.

Hauptnachteile sind, dass

1. Kronenraumbilanzmodelle und damit die Aufteilung der Kronendachdifferenz in Trockendeposition (Eintrag) und Netto-Auswaschung (kein Eintrag) auf unsicheren und teils bekanntermaßen falschen Annahmen beruhen,
2. negative Kronendachdifferenzen (Bulk-Deposition > Bestandesdeposition) nicht interpretiert werden können,
3. diese rein empirische Methode keine Prozessanalyse, keine Extrapolation und auch keine Prognosen zulässt und damit nur retrospektiv und lokal einsetzbar ist.

Trockendepositionsmodelle untersuchen dagegen die Transportraten in der Atmosphäre über und in dem Waldbestand. Dazu bedarf es Konzentrations-, meteorologischer und pflanzenphysiologischer Daten, die teils aus Messungen, teils aus Modellen stammen.

Die Gesamtdeposition ist die Summe von Trocken-, Nass- und Feucht-Deposition:

$$TD = DD + WD + CwD$$

DD = gasförmige und partikuläre Trockendeposition (dry deposition)

WD = Nassdeposition (wet deposition)

CwD = Feuchtdeposition (cloud water deposition)

kursiv: modellierte Teilflüsse

Atmosphärische Messmethoden sind technisch sehr aufwendig und für ein nationales Forstliches Umweltmonitoring kaum geeignet. Messergebnisse können aber in sogenannten Widerstandsmodellen (Inferentialmodellen) prozessorientiert parametrisiert werden. Mit diesen Modellen können Trocken- und Feuchtdepositionsraten über längere Zeiträume auch für Standorte kalkuliert werden, für die nur Luftkonzentrationen, Witterungsbedingungen und bestimmte Bestandeseigenschaften bekannt sind.

Hauptvorteile der Widerstandsmodellierung sind, dass

1. die einzelnen Depositionsprozesse einzelner Stoffe betrachtet werden und somit sowohl eine Extrapolation wie auch eine Prognose der Depositionsverhältnisse unter anderen (meteorologischen, pflanzenphysiologischen, Immissions- u.a.) Randbedingungen möglich sind,
2. eine Ankopplung an großräumige Emission/Transport/Immissionsmodelle möglich ist und damit Szenarienanalysen gemacht werden können,

3. die Kosten relativ gering sind.

Hauptnachteile sind, dass

1. zahlreiche verschiedene Prozesse einschließlich der Wolken- und Nebeltröpfchendeponation für einzelne Stoffe getrennt erfasst werden müssen,
2. bei relativ hohem Datenbedarf nur einige Parameter standortspezifisch bekannt sind.

International und national wird für einige Stoffe (insbesondere SO_x , Na, Ca, Mg, K, Cl) die standortspezifische Ableitung der Trockendepositionsraten mit der Kronentraufenmethode empfohlen, während für Stickstoffverbindungen die Widerstandsmodellierung als überlegen angesehen wird (PCC West / PCC East 1994; UBA 1996; Lövblad et al. 1993; Ibrom et al. 1995; Draaijers et al. 1996, 1998 u.v.m.). Wenn für die Säurebilanz eines Waldstandortes der Stickstoffhaushalt zentrale Bedeutung hat, so wird zur Schätzung des gesamten potentiellen Säureeintrages international ebenfalls die Widerstandsmodellierung empfohlen. Günstig ist in jedem Falle die parallele Durchführung beider Methoden (näheres siehe in den folgenden Kapiteln).

2.3.5 Kronenraumbilanzierung

Kronenraumbilanzmodelle differenzieren zwischen internen (Aufnahme minus Auswaschung) und externen (Trockendeposition einschließlich Feucht-Deposition) Quellen der Anreicherung von Stoffen im Bestandesniederschlag gegenüber der nassen Deposition.

Besonders bei Kalium, organische Säuren und in geringerem Maße Magnesium und Calcium ist der Stofffluss im Bestandesniederschlag in Kronentraufe und Stammabfluss größer als die Depositionsrates. Dieser Quellterm wird als Auswaschung (Leaching) bezeichnet. Der umgekehrte Stofffluss ist die oberirdische Pflanzenaufnahme. Sie spielt für Stickstoff, Protonen, Schwermetalle und lipophile Organika eine große Rolle.

Die Auswaschungsrate ist abhängig von dem stoffspezifischen biogeochemischen Verhalten, den Inputraten anderer Stoffe (insbesondere von freien Protonen und Ammonium), der Konzentration der beteiligten Stoffe in der Benetzungslösung, der Benetzungsdauer und dem Zustand der Pflanzenmatrix (Pflanzenart, Alter der Blattorgane, Schädigung und Ernährung der Bäume).

Die Abpufferung von deponierten Säuren im Kronenraum bedingt in Kronentraufe und Stammabfluss pH-Werte, die während der Vegetationsperiode trotz erhöhter saurer Deposition gegenüber denen im Freilandniederschlag oft erhöht sind. Sie ist auf den Austausch von (v.a. M_b^-) Kationen (Pflanzenmatrix \rightarrow Benetzungslösung) gegen Protonen (Benetzungslösung \rightarrow Pflanzenmatrix) sowie die Protonierung dissoziierter organischer Säuren im Kronenraum zurückzuführen. Die Differenzierung dieser zwei Prozesse ist wichtig für die Bilanzierung und wird vom Kronenraumbilanzmodell von Draaijers & Erisman (1995) abgebildet (s.u.).

Auch die Konzentrationen von Stickstoffverbindungen in Niederschlagswässern können bei der Kronenraumpassage abnehmen. Das ist besonders in der Vegetationsperiode und in stickstofflimitierten Ökosystemen der Fall (Lindberg et al. 1987, Nihlgard 1985, de Vries et al. 1999).

Ursache ist die Stickstoffaufnahme durch Blätter und andere Pflanzenorgane sowie durch die Phyllophärenflora (auf Pflanzenoberflächen lebende Algen, Bakterien, Flechten etc.). Wie landwirtschaftliche Nutzpflanzen decken auch Waldbäume bei ausreichendem Stickstoffangebot aus der Deposition einen erheblichen Teil des Bedarfs über die Aufnahme im Kronenraum. Die Kronenraumaufnahme von NH_4^+ hat die Auswaschung von M_b -Kationen zur Folge (Roelofs et al. 1985, Nihlgard 1985).

Die Stickstoff-Aufnahmeraten sind abhängig von dem Ernährungszustand des Ökosystems bezüglich Stickstoff und anderen Nährstoffen, dem Stoffangebot durch Deposition und ggf. Düngung sowie dem Zustand der Pflanzenmatrix.

Auch der Schwefelbedarf kann z.T. aus der Aufnahme von SO_2 durch Stomata gedeckt werden. Offenbar gleicht im Jahresverlauf die SO_2 -Aufnahme der (v.a. herbstlichen) Sulfat-Auswaschung und der Emission von organischen S-Verbindungen, so dass der jährliche Netto-Kronenraumaustausch nahe null ist. Auch Kronenrauminteraktionen von Na und Cl sind langfristig vernachlässigbar gering (Parker 1983, Lindberg et al. 1990 u.v.a.). Durch die Verwendung von Jahressummen in Kronenraumbilanzen werden saisonale Änderungen der Immissionskonzentrationen und der Kronenraumeigenschaften eliminiert.

Mit Ausnahme von Sulfat, Natrium und Chlorid ist der im Bestandesniederschlag gemessene Stofffluss also nicht identisch mit der Deposition. Kronenraumbilanzen sind notwendig, da für den Stoffhaushalt des Ökosystems und als Vergleichsgröße für Critical Loads nicht der als Bestandesdeposition gemessene Stofffluss zum Boden, sondern die Gesamtdosition ins Ökosystem ist. Auswaschung oder Aufnahme im Kronenraum können die Stoffflüsse im Boden (z.B. Wurzelaufnahme von Kalium und Stickstoff) stark beeinflussen. Die erhöhte Säure- und Ammoniumbelastung des Kronenraums (Kronenraumpufferung) verursacht zeitlich und räumlich versetzt eine entsprechend höhere Versauerung der Rhizosphäre.

In Deutschland haben sich das Modell von Ulrich (1983) und ihre Weiterentwicklungen (Ulrich 1994, Bredemeier 1988; Draaijers & Erisman 1995; Draaijers et al. 1998) durchgesetzt.

$$\text{CL}_{\text{Na, Cl, S}} - \text{CU}_{\text{Na, Cl, S}} = 0$$

$$\text{DD}_{\text{Na, Cl, S}} = \text{TF}_{\text{Na, Cl, S}} + \text{SF}_{\text{Na, Cl, S}} - \text{WD}_{\text{Na, Cl, S}}$$

Das Verhältnis von Trocken- (ab hier zusammengefasst mit der Feuchtdeposition) zu Gesamtdosition von Natrium wird als Indikator des entsprechenden Verhältnisses für andere Elemente verwendet (vgl. auch Bredemeier 1988, Spranger 1992, Draaijers et al. 1998). Es wird auch als "dry deposition factor" (DDF) bezeichnet.

Dieses Verhältnis ist allerdings nur für einige Stoffe ähnlich wie beim Indikatorelement Natrium, da verschiedene Elemente und Verbindungen mit verschiedenen Partikelgrößen assoziiert sind und damit stark unterschiedliche Trockendepositionsgeschwindigkeiten aufweisen (s. z.B. Lövblad et al. 1993 und dort zitierte Literatur). Der daraus resultierende Fehler ist für Mg, Ca und Cl zumin-

dest in Meeresnähe meist gering, für K mäßig, für sulfat-, nitrat- und ammonium-haltige Partikeln sehr groß: Die Depositionsgeschwindigkeit von Partikeln mit ca. 10 µm Durchmesser (typisch für Na-haltige Partikeln) ist um mindestens eine Größenordnung größer als die von 0,1 bis 1 µm großen Partikeln (typisch für Ammoniumsulfat- und Ammoniumnitrat-Partikeln). Die Anwendung eines stoffunabhängig konstanten Anreicherungsfaktors (Ulrich 1983, 1994) resultiert daher in stark überschätzten Trockendepositionen von schwefel- und stickstoffhaltigen Partikeln.

Alle Methoden, die ein Indikatorelement (Natrium) nutzen, vernachlässigen, dass die Abscheideeffektivität verschiedener Partikelgrößen gegenüber kondensierenden (rainout) und fallenden (washout) Regentropfen eine andere ist als gegenüber Pflanzenoberflächen. Daher ist die relative chemische Zusammensetzung der in Regentropfen inkorporierten Aerosole höchstwahrscheinlich eine andere als die Zusammensetzung der im Kronenraum trocken deponierten Aerosole.

Dennoch wird empfohlen, das Modell nach Ulrich (1983, 1994) auf Kalium, Magnesium, Calcium, Chlorid und Mangan anzuwenden, da diese 1) ausschließlich partikulär trocken deponiert werden und 2) Aerosolgrößenverteilungen aufweisen, die der des Natriums ähnlich sind (vgl. Ruijgrok et al. 1994; Erisman et al. 1994).

Die trockene und feuchte Deposition sowie die Auswaschung von Mg^{2+} , Ca^{2+} , K^+ und Mn^{2+} werden folgendermaßen berechnet:

$$DD_x = (TF_{Na} + SF_{Na} - WD_{Na}) / WD_{Na} * WD_x$$

$$CL_x = TF_x + SF_x - DD_x$$

$$x = Mg^{2+}, Ca^{2+}, K^+, Mn^{2+}$$

Die Deposition von HCl-Gas wird abgeleitet aus der Differenz der gesamten Cl-Trockendeposition und der anhand des Na-Faktors abgeschätzten partikulären Trockendeposition:

$$DD_{HCl} = DD_{Cl} - DD_{Cl(part)}$$

Trotz der o.g. Differenzen der Depositionseigenschaften von schwefel- und stickstoffhaltigen Partikeln zu Na-haltigen Partikeln überträgt Ulrich (1994) das o.g. Verhältnis auch auf diese Stoffe:

$$DD_y = (TF_{Na} + SF_{Na} - WD_{Na}) / WD_{Na} * WD_y$$

$$y = SO_4^{2-}, NO_3^-, NH_4^+ \text{ und } H^+$$

Die Deposition gasförmiger Schwefel- und Stickstoffverbindungen wird von Ulrich (1994) als Restgröße berechnet:

$$DD_{SO_2} = TD_{SO_4} - DD_{SO_4part}$$

$$DD_{NO_2+HNO_3+HNO_2} = TD_{NO_y} - DD_{NO_3part}$$

$$DD_{NH_3} = TD_{NH_x} - DD_{NH_4part}$$

Der mit gasförmiger Deposition verbundene aktuelle Säureeintrag ist:

$$DD_{H,gas} = DD_{SO_2} + DD_{NO_2+HNO_3+HNO_2} - DD_{NH_3}$$

Die Berechnung der gasförmigen Deposition ist bei Ulrich (1983, 1994) also der Berechnung der partikulären Deposition nachgeschaltet. Die aus o.g. Gründen überschätzte Trockendeposition von Sulfat-, Nitrat und Ammoniumpartikeln führt somit oft zur Berechnung negativer Depositionsraten für schwefel- und stickstoffhaltige Gase (s. Ergebnisteil). Die Methode von Ulrich (1994) sollte daher nicht für die Abschätzung der Gesamtdeposition von Stickstoffverbindungen sowie von „Säure“ benutzt werden (Bredemeier 1988, Spranger 1992, Ibrom et al. 1995, Draaijers et al. 1998, PCC West / PCC East 1994).

Auch Ulrich selbst sah sein Modell anfangs (1983) ausschließlich zur Kronenraumbilanzierung von SO_2 , Alkali- und Erdalkalimetallen vor und nicht für Stickstoffverbindungen (vgl. Bredemeier 1988). Zudem ging er (auch 1994) davon aus, dass die Kronendachdifferenz im wesentlichen durch Deposition von Wolken- und Nebeltröpfchen und nicht von Gasen und Partikeln verursacht wird. Dann wäre die Anwendung des Modells für alle Stoffe richtig, da die Depositionseigenschaften dieser Tröpfchen nicht stoffspezifisch sind (d.h. Na-haltige Tröpfchen unterscheiden sich nicht von sulfat- oder ammonium-haltigen Tröpfchen).

Tatsächlich ist aber an der Mehrzahl der Standorte von einer dominanten Rolle der Trockendeposition von Partikeln und Gasen auszugehen, wie z.B. die Massenkonsistenz von Modellen zeigt, die die feuchte Deposition vernachlässigen. Ein gleiches Anreicherungsverhalten von stickstoff- und schwefelhaltigen Partikeln im Vergleich mit Natrium-Partikeln wäre aber angesichts der obengenannten Verhältnisse zufällig.

Die Lösung dieses Problems für Schwefel besteht entweder darin, dass man auf die Differenzierung der Trockendeposition in SO_2 - und Sulfatpartikeldeposition verzichtet; die gesamte (gasförmige und partikuläre) Trockendeposition entspricht der Kronendachdifferenz von SO_4^{2-} . Dies bedingt, dass eine Säurebilanz des Kronenraums nach Ulrich (1994) nicht mehr möglich ist, da die SO_2 -Deposition eine Entstehung von Protonen im Kronenraum zur Folge hat, nicht jedoch die Sulfat-Deposition. Dies erfordert eine gegenüber Ulrich (1994) revidierte Definition des „Säure“-Eintrages, die aus dem „mobile anion concept“ (Reuss und Johnson 1985) abgeleitet ist und sich auf das gesamte Ökosystem bezieht. Sie ist international gebräuchlich, u.a. im Rahmen der Critical Loads-Methodik (UBA 1996). Auf diese Definition wird weiter unten und im Hintergrund-Papier zu Critical Loads (Becker et al. 2000) ausführlich eingegangen.

Wird eine solche Differenzierung gewünscht, so stehen für die Bestimmung der gasförmigen SO_2 -Deposition recht zuverlässige Inferentialmodelle (s.u.) zur Verfügung, die vorzugsweise Standortdaten zu Immissionskonzentrationen und Meteorologie verwenden sollten.

Wesentlich schwieriger ist die Bestimmung der Gesamtdeposition von Stickstoffverbindungen mittels der Kronentraufenmethode. Die Kronendachdifferenz für NH_4^+ , NO_3^- und Gesamtstickstoff ist wegen der Kronenraumaufnahme eine Minimalschätzung der Gesamtdeposition (vgl. z.B. Ibrom et al. 1995).

Die Kronenraumaufnahme von Ammonium und freien Protonen aus der Lösungsphase (Kationenaustausch gegen ausgewaschenes Kalium, Calcium, Magnesium und Mangan und Auswaschung mit organischen Säuren) kann mit dem Modell von Draaijers & Erisman (1995) aus Bestandesdepositionsmessungen abgeleitet werden.

Zunächst wird differenziert, ob die Auswaschung von M_b -Kationen (CL_{Bc}) durch Kationenaustausch (CU_{NH_4+H}) bedingt ist oder gemeinsam mit organischen Säuren erfolgt. Hier wird angenommen, dass die Gesamtdeposition schwacher (organischer) Säuren das doppelte der messbaren nassen Deposition ist. Die Nettoaufnahme (CU) von NH_4^+ und H^+ beträgt demnach

$$(CU_{NH_4+H}) = CL_{Bc} - CL_{wa} = CL_{Bc} - (TF_{wa}^* - 2 * WD_{wa})$$

Die Flüsse schwacher Säuren in Nass- und Bestandesdeposition werden dabei aus der Kationen-Anionen-Differenz geschätzt als

$$TF_{wa} = TF_{Kationen-Anionen} ; \quad WD_{wa} = WD_{Kationen-Anionen}$$

Gegenwärtig wird eine verbesserte Schätzung der Flüsse schwacher Säuren mit Hilfe von DOC-Messungen gearbeitet. Die Kronenraumpufferung freier Protonen wird berechnet als

$$CU_{H^+} = CU_{NH_4+H} / (1 + (1/6 * (TF_{NH_4}/TF_H)))$$

Dieser Formel liegen Experimente zugrunde, die (bei gleicher Konzentration in der Benetzungslösung) einen gegenüber Ammoniumionen sechsmal stärkeren Kationeneintausch von Protonen feststellten. Die Validität dieser Annahme wird gegenwärtig im Rahmen von Input-Output-Bilanzen untersucht.

Die Ammonium-Nettoaufnahme ist somit

$$CU_{NH_4^+} = CU_{NH_4+H} - CU_H$$

Daraus wird die Trockendeposition von Ammonium und Protonen abgeleitet:

$$DD_{NH_4^+} = TF_{NH_4^+} - WD_{NH_4^+} + CU_{NH_4^+}$$

$$DD_{H^+} = TF_{H^+} - WD_{H^+} + CU_{H^+}$$

Selbst dieses Modell quantifiziert nicht die gesamte Kronenraumaufnahme, sondern nur den Anteil der Kronenraumaufnahme, der auf Kationenaustausch über die Cuticula zurückgeht. Die Deposition von Gasen (v.a. NH_3) in die Stomata sowie die Aufnahme von NO_y bleiben unberücksichtigt und werden implizit auf 0 gesetzt. Auch diese Angaben sind somit in der Regel Unterschätzungen der tatsächlichen Gesamtdeposition.

Neben diesen Bilanzmethoden existieren empirische Schätzungen der durch alle Methoden nur sehr unsicher erfassbaren Stickstoffaufnahme im Kronenraum. Diese sind in Draaijers et al. (1998) dokumentiert und erläutert. Ihre Gültigkeit ist angesichts der variablen luftchemischen, meteorologischen und pflanzenphysiologischen Verhältnisse ungewiss.

Einerseits ist nur durch hohe Stickstoffaufnahmeleistungen zu erklären, dass in vielen Regionen Europas Stickstoffflüsse im Bestandesniederschlag niedriger sind als „Freiland“-Depositionen: Die Analyse von 144 europäischen Level II-Depositionsdatensätzen (de Vries et al. 1999) zeigt durchschnittliche Quotienten Bestandesdeposition/„Freiland“-Deposition von 0,90 für Gesamt-Stickstoff (0,81 für NH_4^+ und 0,94 für NO_3^-), für SO_4^{2-} aber 1,37. Angesichts der ähnlichen Depositionsmechanismen von Schwefel- und Stickstoffverbindungen kann man daraus eine hohe Rate der Stickstoff-Kronenraumaufnahme abschätzen (ca. 40% der Gesamtdeposition).

Andererseits ist anzunehmen, dass der relative Anteil der Kronenraumaufnahme an der Gesamtdeposition bei hoher Belastung geringer ist, dass also eine Sättigung eintritt. Diese Annahme wurde durch Schätzungen der N-Aufnahme z.B. im relativ hochbelasteten Solling (Fichte) mittels ^{15}N -Methoden von 600 mol/ha/a (d.h. nur ca. 20% der N-Deposition) gestützt. Für die Datenauswertung des europaweiten Level II-Programms (de Vries et al. 1999) wurden Aufnahmeleistungen zwischen 100 und 800 mol/ha/a für Fichten- und Tannenwälder und 100 bis 400 mol/ha/a für andere Waldökosysteme angenommen.

Angesichts der großen Unsicherheiten sollte die standörtliche Stickstoffdeposition mittels Kronenraumbilanz- und Trockendepositionsmodellen bestimmt werden (Ibrom et al. 1995, UBA 1996 u.v.a.). Auch sollten sie zur regionalen Einordnung mit Ergebnissen mesoskaliger Emissions-, Transport- und Depositionsmodelle (z.B. EMEP-Modell) verglichen werden, unter Berücksichtigung der Tatsache, dass Depositionsraten in Wäldern systematisch höher sind als in andere Ökosysteme.

Die Berechnung des gesamten Säureeintrages in Waldökosysteme wird im Kapitel 2.3.7 hergeleitet und im Kapitel 3.3.2.5 anhand von Beispielstandorten erläutert.

2.3.6 Inferenzialmodelle der Trockendeposition

Die großen Unsicherheiten bei der Bestimmung der Gesamtdepositionen insbesondere von Stickstoffverbindungen und potentieller Säure erfordern eine Überprüfung der Ergebnisse der Kronentraufenmethode durch eine unabhängige Alternativmethode (vgl. Hicks et al. 1993). Wie weiter oben beschrieben, sind dafür sogenannte Widerstands- oder Inferenzialmodelle geeignet, welche die aus mikrometeorologischen und pflanzenphysiologischen Messungen bekannten depositionsbestimmenden Prozesse parametrisieren. Zahlreiche derartige Modelle sind verfügbar; stellvertretend sei hier auf das niederländische EDACS-Modell verwiesen (Erisman, 1992; aktuelle Version: Erisman et al. 2002), das hier nur sehr kurz beschrieben wird.

Der Trockendepositionsfluss von Gasen und Partikeln zu einer Rezeptoroberfläche wird determiniert durch i) die Luftkonzentration, ii) turbulente Transportprozesse in der atmosphärischen Grenzschicht, iii) die Physikochemie des deponierenden Stoffes und iv) die Effizienz der Oberfläche bei der Ad- und Absorption von Gasen und Partikeln. Der Spurengasfluss wird berechnet als:

$$F = v_d(z) * c(z)$$

$c(z)$ ist die Konzentration in Höhe z ;
 $v_d(z)$ ist die Depositionsgeschwindigkeit in Höhe z
 z ist die Referenzhöhe über der Oberfläche (50m).

Wenn die Oberfläche von Vegetation bedeckt ist, wird eine Verdrängungshöhe (d) definiert:
 $z = z - d$.

Die Parametrisierung der Depositionsgeschwindigkeit V_d basiert auf einer Beschreibung der Trockendepositionsprozesse mit einer Widerstandsanalogie („Big Leaf Model“). Ein Widerstandsmodell parametrisiert die wichtigsten Depositionspfade, über die der betrachtete Stoff transportiert und schließlich von der Oberfläche aufgenommen wird.

v_d ist der Kehrwert der Summe dreier Widerstände:

$$v_d = (R_a + R_b + R_s)^{-1}$$

Diese drei Widerstände repräsentieren drei Stufen des Transportes zur Oberfläche: Der aerodynamische Widerstand (R_a) parametrisiert den Widerstand gegen turbulenten Transport Richtung in Oberflächennähe, der quasi-laminare Widerstand (R_b) den molekularen Transport durch die Grenzschicht direkt an der Oberfläche, und der Oberflächenwiderstand (R_s) die Absorption an der Oberfläche. Der Oberflächenwiderstand setzt sich aus verschiedenen Teilwiderständen zusammen, die verschiedene Absorptionsprozesse an der Oberfläche abbilden (vgl. Erisman et al. 1998).

Das von EDACS benutzte Schema zur Ableitung der Oberflächenwiderstände für Gase und Partikeln wurde wiederholt verbessert; eine aktuelle Dokumentation befindet sich in Vorbereitung (Erisman et al. 2002). Inputvariablen sind Konzentrationen der relevanten Gase und Partikeln, Stoffeigenschaften, Landnutzungseigenschaften (für die standörtliche Anwendung: Standortdaten wie Bestandeshöhe und -dichte) und meteorologische Variablen. Auch der Einfluss des Immissionsklimas auf die Kodeposition von NH_x und SO_x wird berücksichtigt.

Konzentrationen von S- und N-Komponenten können aus regionalen Modellen wie dem EMEP-Modell oder teilweise aus standörtlichen Messungen abgeleitet werden. Konzentrationen von M_b -Kationen werden auf der Basis von Niederschlagskonzentrationen und empirischen Scavenging-Faktoren, welche die Effektivität der Auswaschung von Spurenstoffen aus der Atmosphäre durch Niederschlag beschreiben, geschätzt (Draaijers et al., 1996). Scavenging-Faktoren (Konzentrationsverhältnisse von Stoffen in Lösungsphase gegenüber denen in Partikelphase) wurden aus simultanen Messungen basischer Kationen in Niederschlägen und bodennaher Luft unter Verwendung eines Prozessmodells berechnet, das die starke Korrelation zwischen Konzentrationen in Niederschlägen und oberflächennaher Luft nutzt (Eder & Dennis 1990).

Die Verwendung von standörtlichen Messdaten für Konzentrationen und besonders für Meteorologie erhöht die Zuverlässigkeit der Modellergebnisse.

Größenordnungen der Konzentrationen von stickstoffhaltigen Gasen und Partikeln zeigt nachfolgende Tabelle aus Ibrom et al. (1995):

Tab. 2.3.2: Typische Konzentrationsniveaus von für die Deposition relevanten atmosphärischen Stickstoffkomponenten weltweit und an drei deutschen Waldstandorten (AG Deposition der Ökosystemforschungszentren 1995)

Stickstoffkomponente	"belastet"	"unbelastet"	Bornhöved	Solling	Fichtelgebirge
	$\mu\text{gN}/\text{m}^3$	$\mu\text{gN}/\text{m}^3$	$\mu\text{gN}/\text{m}^3$	$\mu\text{gN}/\text{m}^3$	$\mu\text{gN}/\text{m}^3$
NO	30-560	NO _x <0,3	1,8 (4,5)*	0,6 (0,7)*	0,6
NO ₂	18-120		4,3 (2,4)	4,5 (2,4)	6-10
HNO ₃	30	< 0,6	<0,3	0,6 (0,4)	0,7
NH ₃	12	0,8	3,2 (2,7)	1,2 (0,9)	2,2
Partikel NO ₃ ⁻	2-20	0,04-0,13	n.b.	1,0 (1,2)	0,5
Partikel NH ₄ ⁺	8-23	0,8	n.b.	1,9 (0,8)	1,7

*Werte in Klammern: Standardabweichungen der Monatsmittel

2.3.7 Bestimmung von Säureeinträgen

Die Bestimmung von Säureeinträgen ist unsicher aus zwei Gründen, die völlig unabhängig voneinander sind:

1. Die Flussbestimmung insbesondere von Stickstoffverbindungen ist sehr unsicher (s. oben);
2. Die Säurewirksamkeit von Stoffeinträgen ist abhängig von weiteren Reaktionen im Ökosystem und Definitionen (wo wird Säurewirkung zugeschrieben?)

Die Bewertung der Einträge insbesondere von Ammoniak bzw. Ammonium im Hinblick auf ihre Säurewirksamkeit im Waldökosystem ist erst im Rahmen einer vollständigen Gesamtbilanzierung der für eine Säure/Basen-Bilanz bedeutsamen Stoffflüsse im Ökosystem möglich. Diese Bewertung kann für unterschiedliche Zwecke und damit verbundene Zeitskalen (z.B. nachhaltiger, langfristiger Schutz gegenüber Luftverunreinigungen im Vergleich zu mittelfristigen Düngungsempfehlungen) durchaus unterschiedlich sein. Es bedarf daher eindeutiger Definitionen, ob die (zeitabhängige) Säurewirksamkeit bereits den Eintragsraten oder den ökosysteminternen Prozesse (z.B. Nitrifizierung, Nitratexport) zugeordnet wird (vgl. Reuss & Johnson 1985; Ulrich 1985, 1994).

Wenn die Deposition von NH₄⁺-N zu **einer** äquivalenten Säureproduktion im Ökosystem führt, so ist die Säuredeposition in Ökosysteme definiert als (vgl. Spranger 1992)

$$\begin{aligned}
 \text{TD}_{\text{AC}}(1) &= \text{TD}_{\text{NH}_4} + \text{TD}_{\text{H}^+} + \text{TD}_{\text{Ma}} \\
 &= \text{TD}_{\text{SO}_x} + \text{TD}_{\text{NO}_y} + \text{TD}_{\text{Cl}} - \text{TD}_{\text{BC}} \\
 &=^2 \text{TD}_{\text{SO}_x^*} + \text{TD}_{\text{NO}_y} + \text{TD}_{\text{Cl}^*} - \text{TD}_{\text{BC}^*} \\
 &=^3 \text{DD}_{\text{SO}_x} + \text{DD}_{\text{NO}_y} + \text{DD}_{\text{Cl}} - \text{DD}_{\text{BC}} + \text{WD}_{\text{H}^+} + \text{WD}_{\text{NH}_4} \\
 \text{TD}_{\text{NH}_4} &= \text{Gesamtdeposition von NH}_4^+
 \end{aligned}$$

² Sulfat, Chlorid und BC seesalzkorrigiert unter der Annahme, dass Seesalz ein Neutralsalz ist

³ unter der Annahme, dass 1. GD_{Ma} und 2. die Deposition organischer Säuren vernachlässigbar klein ist (1. = realistisch; 2. = ?)

TD_{H^+} = Gesamtdeposition von H^+ ⁴
 TD_{Ma} = Gesamtdeposition von Kationsäuren außer NH_4^+
 TD_{SO_x} = Gesamtdeposition von SO_x
 TD_{NO_y} = Gesamtdeposition von NO_y
 TD_{Cl} = Gesamtdeposition von Chlorid
 TD_{BC} = Gesamtdeposition von M_b -Kationen Ca, Mg, K und Na
 DD_{SO_x} = Trockendeposition von SO_x
 DD_{NO_y} = Trockendeposition von NO_y
 DD_{Cl} = Trockendeposition von Chlorid
 DD_{BC} = Trockendeposition von M_b -Kationen Ca, Mg, K und Na
 WD_{NH_4} = Nassdeposition von NH_4^+
 WD_{H^+} = Nassdeposition von H^+

Diese Definitionen implizieren, dass NO_3^- und SO_4^{2-} dann nicht zur Versauerung des Gesamtsystems beitragen, wenn sie von basischen Kationen (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ und Na^+ (falls $Na(Eq) > Cl(Eq)$) begleitet werden. Entsprechend wirkt die trockene Deposition von SO_x und NO_y nur dann versauernd, wenn entweder Gase oder $(H^+, NH_4^+)_2(SO_4^{2-}, 2NO_3^-)$ -Partikeln deponiert werden. Die Deposition eines Mols SO_2 oder $(H, NH_4)_2SO_4$ erzeugt 2 Mol H^+ , also entspricht ein Mol Sulfat zwei Säureäquivalenten. Bei der Deposition als HNO_3 , NO_x , HNO_2 oder $(H, NH_4)NO_3$ entspricht ein Mol NO_y einem Säureäquivalent.

Organische Anionen und Carbonate sind bei den Ionenbilanzen nicht berücksichtigt. Es wird angenommen, dass die Deposition von Ammonium zu einer äquivalenten Säureproduktion im Ökosystem führt. Diese Annahme ist mit großer Vorsicht zu behandeln, da je nach N-Aufnahme und -Umsetzungen im Boden die Produktion von 0, 1 oder auch 2 Säureäquivalenten pro Mol NH_4^+ -N möglich ist und diese Prozesse außerdem zeitlich und räumlich entkoppelt sein können (s. z.B. Reuss & Johnson 1985, Ulrich 1985).

Diese Definition wird implizit durch Kronenraumbilanzen nach Ulrich (1983, 1994) und Draaijers & Erisman (1995) angewandt. Sie ist dann korrekt, wenn NH_3 eingetragen wird, das bei Nitrifikation und NO_3^- -Export ein Proton generiert, oder eingetragenes NH_4^+ in organisch gebundenen Stickstoff (R- NH_2) umgewandelt und langfristig im Ökosystem gespeichert oder aber als organisch gebundener Stickstoff ausgewaschen wird. Die Richtigkeit dieser Definition, kann demnach nur durch Betrachtung der Bindungsform bei der Deposition und bei der Auswaschung aus dem System beurteilt werden.

Eine alternative Bilanzierungsmethode (Berechnung des potentiellen Säureeintrages) nimmt an, dass eingetragenes NH_4^+ 1. vollständig nitrifiziert und 2. als NO_3^- aus dem Boden ausgewaschen wird. Daraus ergibt sich eine Belastung des Systems von zwei Protonen pro eingetragenes Mol NH_4^+ und ein Proton pro Mol NH_3 . Dies ist die maximal mögliche, bei vollständiger Sättigung der

⁴ Die Gesamtdeposition von H^+ lässt sich wegen der unbekanntten Pufferungsrate im Kronenraum nicht bestimmen. Die Terme der zweiten und der dritten Formulierung von AC sind besser messbar.

Ökosysteme langfristig auch wahrscheinlichste Annahme der Säurewirksamkeit. Die Gesamt-Säuredeposition ist dann (Unterschiede zu Def. (1) sind fett gedruckt):

$$\begin{aligned}
 TD_{AC} (2) &= 2 TD_{NH_4} + \mathbf{DD}_{NH_3}^5 + TD_{H^+} + TD_{Ma} \\
 &= TD_{SO_x} + TD_{NO_y} + TD_{Cl} + \mathbf{TD}_{NH_x} - TD_{BC} \\
 &=^6 TD_{SO_x^*} + TD_{NO_y} + TD_{Cl^*} + \mathbf{TD}_{NH_x} - TD_{BC^*} \\
 &=^7 DD_{SO_x} + DD_{NO_y} + DD_{Cl} + \mathbf{DD}_{NH_3} - DD_{BC} + WD_{H^+} + WD_{NH_4} + \mathbf{TD}_{NH_4}
 \end{aligned}$$

Diese zweite Definition des „Säureeintrages“ ist international u.a. im Rahmen des Critical Loads-Konzeptes (vgl. UBA 1996, Becker et al. 2000) gebräuchlich.

Es ist wichtig, bei der Bestimmung von Säureeinträgen konsistent zu sein:

Wenn standörtliche Prozesse betrachtet werden, und wenn die H^+ -Depositionsrates separat erfasst wird, so müssen NH_4^+ -Einträge (max. 2 eq H^+ pro mol) von NH_3 -Einträgen (max. 1 eq H^+ pro mol) unterschieden werden. Das gleiche gilt für SO_2 (2 eq H^+ pro mol) vs. SO_4^{2-} (0 eq H^+ pro mol).

Im anderem Maßstab, z.B. aus Sicht eines Emissions-Transport-Depositionsmodells, kann diese Unterscheidung entfallen, da die Emission and nachfolgende Deposition von 1 mol SO_2 and 2 mol NH_3 die selbe potentiellen Säureeinträge verursachen wie die Deposition von 1 mol ihres Reaktionsproduktes $(NH_4)_2SO_4$, nämlich 4 eq (UBA 1996).

Für die Berechnung der Überschreitung von Critical Loads für potentielle Säureeinträge werden definitionsgemäß die meeresbürtigen Anteile an der Deposition von Na, Cl, Mg, Ca, K und Sulfat nicht berücksichtigt (UBA 1996, Gauger et al. 1999). Für den größten Teil Deutschlands kann angenommen werden, dass Na kaum bzw. nur sehr lokal aus anthropogenen Quellen stammt und deshalb zumindest in küstennahen Gebieten zu 100% meeresbürtig ist. Für die anderen Elemente lässt sich der Anteil des nicht-marinen Eintrags mittels Korrekturwerten errechnen, denen das Konzentrationsverhältnis der einzelnen Elemente (Cl, S, Ca, K und Mg) zu Natrium im Meerwasser zugrunde liegt:

$$\begin{aligned}
 X_{dep}^* &= X_{dep} - Na_{dep} \cdot (X_{sw} / Na_{sw}) \text{ [eq/ha}\cdot\text{a]} \\
 X &= Cl, S, Ca, K, Mg \\
 X_{dep}^* &= \text{Gesamtdeposition von } X \\
 Na_{dep} &= \text{Gesamtdeposition von Na} \\
 X_{dep} &= \text{um marine Einträge korrigierte Deposition von } X \\
 X_{sw} / Na_{sw} &= \text{Konzentrationsverhältnis von } X \text{ zu Na im Meerwasser}
 \end{aligned}$$

⁵ NH_3 wird nur trocken deponiert, daher DD statt TD

⁶ Sulfat, Chlorid und BC seesalzkorrigiert unter der Annahme, dass Seesalz ein Neutralsalz ist

⁷ unter der Annahme, dass 1. GD_{Ma} und 2. die Deposition organischer Säuren vernachlässigbar klein ist (1. = realistisch; 2. = ?)

Material und Methoden

Tabelle 2.3.3: Konzentrationsverhältnisse [eq/eq] der Elemente Ca, Mg, K, S und Cl zu Na im Meerwasser (UBA 1996)

Ca _{sw} / Na _{sw}	Mg _{sw} / Na _{sw}	K _{sw} / Na _{sw}	S _{sw} / Na _{sw}	Cl _{sw} / Na _{sw}
0.044	0.277	0.221	0.120	1.164

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

2.4 Datenqualität

Im Niederschlagswasser sollte das Verhältnis der Kationen- zu Anionensumme nur in relativ engen Grenzen um den Wert 1 streuen. Der tatsächliche Wert zeigt an, ob alle für die Ionenbilanz relevanten Kationen und Anionen durch die Wasseranalyse erfasst sind. Die Differenz zum Idealwert 1 kann daher als ein Kriterium für die Qualität einer Wasseranalyse herangezogen werden.

Als Massstab für die Qualitätsbeurteilung von Depositionsdaten im europäischen Level II-Programm haben sich De Vries et al. (1999) auf die Empfehlungen der WMO (1992) gestützt. Diese legen eine Differenz zwischen der Kationen- und Anionensumme von < 10% in Freilandniederschlägen und von < 20% in Waldniederschlägen noch als zulässig fest. Die Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA 1998) vertritt die Auffassung, dass im üblichen Konzentrationsbereichen bei Einzelproben aus Freilandniederschlägen ein Bilanzierungsfehler von 20 % nicht unüblich sei.

Bilanziert man die Kationen gegen Anionen in den Stoffflüssen der Jahre 1996 und 1997, so ergibt sich ein deutliches Übergewicht für die in den Niederschlägen gemessenen Kationen (Tab. 2.2). In diesen Jahren können nur 33 % der Freilandniederschläge und 45 % der Waldniederschläge den hohen WMO – Qualitätsmaßstab erfüllen. Bei einem Viertel der Level II – Flächen liegt der Kationenüberschuss im Freilandniederschlag noch über 26 %. Im Waldniederschlag erreicht der Kationenüberschuss auf einem Viertel der Flächen sogar mehr als 30 %. Im bundesdeutschen Datensatz finden sich die Flächen mit einem auffällig hohen Kationenüberschuss besonders häufig in Süddeutschland (n = 9) und im nordostdeutschen Tiefland (n=6).

Tab. 2.2: Anzahl der Flächen nach Klassen mit unterschiedlichem Kationenüberschuss

%	Bulk	Throughfall
> +30	16	20
+30	13	24
+20	25	16
+10	17	18
-10	9	2
-20		
-30		
< -30		

Im wesentlichen haben zwei Ursachen dazu beigetragen, dass der hohe WMO – Qualitätsmaßstab für die Ionenbilanz auf den meisten Level II- Flächen noch nicht erfüllt wird. Grundsätzlich hat dabei eine Rolle gespielt, dass die Alkalinität als analytisch zu bestimmender Parameter nicht in die Ionenbilanzen mit einbezogen wurde.

Generell würde die Alkalinitätsbestimmung, sofern europaweit einheitliche Kriterien vorgegeben werden, bewirken, dass eine deutlich höherer Anteil der deutschen Depositionsdaten in den von der WMO akzeptierten Variationsbereich fällt. Die Auswirkung der Alkalinität auf die Ionenbilanz ist jedoch bei Proben, die eine hohe Konzentration von Anionen starker Säuren aufweisen, relativ gering. In Sachsen gemessene Freilandniederschläge sowie die Waldniederschläge von exponierten Fichtenbeständen in den Mittelgebirgen von Sachsen, Thüringen, Nordrhein-Westfalen und Rheinland Pfalz sind einige konkrete Beispiele dafür, dass die Ionenbilanz auch ohne Berücksichtigung der Alkalinität ausgeglichen ist.

Andererseits müssten organische Anionen in die Ionenbilanz einbezogen werden. Diese sind im Freilandniederschlag zwar von untergeordneter Bedeutung, in den Waldniederschlägen erreichen sie jedoch Größenordnungen, die den Kationenüberschuss noch weiter vergrößern. Die in der Tab. 2.2 dargestellten Anionendefizite sind insofern noch nicht ausreichend belegt und können daher nicht pauschal, wie bei Plausibilitätsprüfungen auf europäischer Ebene üblich, als Fehlerindikator mit Ausschlusscharakter gehandhabt werden.

Vielmehr geht aus Abb. 2.4 hervor, dass bei den Depositionsraten zwischen Kationen und Anionen ein enger linearer Zusammenhang besteht, der sowohl beim Freiland- als auch beim Waldniederschlag ein hohes Bestimmtheitsmaß erreicht. Die deutschen Depositionsdaten zeichnen sich somit durch Ionenbilanzen aus, die eine tragfähige Grundlage für bestimmte Massenbilanzen darstellen, mit denen sich die atmosphärische Gesamtdeposition berechnen lässt.

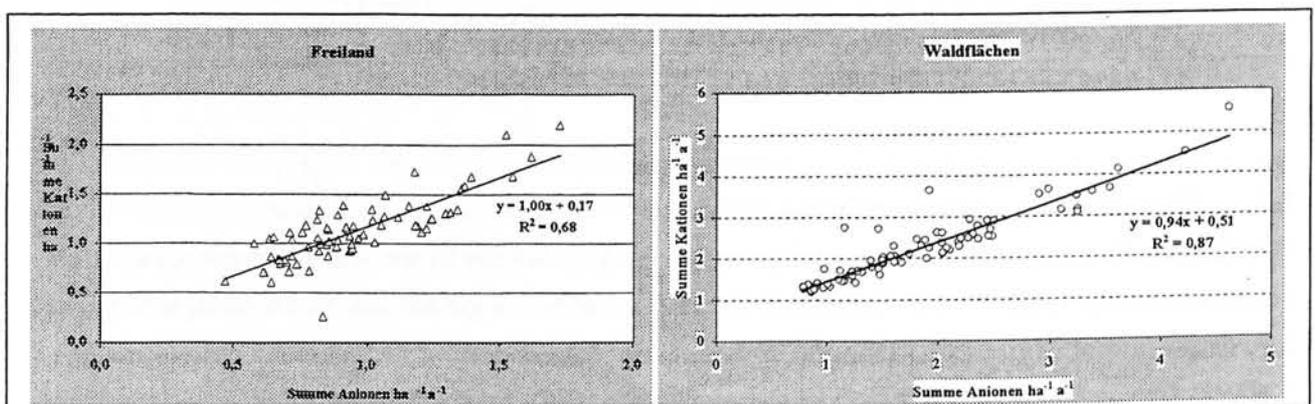


Abb. 2.4: Verhältnis zwischen Anionen- und Kationensummen in den Wald- und Freilandniederschlägen

Gegenüber den Ionenbilanzen sind die molaren Na/Cl-Verhältnisse, die ebenfalls aus den jährlichen Depositionsraten berechnet wurden, völlig unbedenklich. Mit Natrium kontaminierte Wasserproben können im deutschen Datensatz ausgeschlossen werden. Dieser Befund stellt eine weitere, wichtige Voraussetzung für die Anwendung von Bilanzmodellen für den Kronenraum der Waldbestände dar. Wie an diesem Wert abzulesen ist, zeigen die auf den deutschen Level II - Flächen gesammelten Niederschläge noch einen deutlichen Einfluss der Meerwasserverdunstung. So hat Ivens (1980) als typisches Na/Cl - Verhältnis für Meerwasser einen Mittelwert von 0,858 ermittelt. Auf den Level II - Flächen streuen die Werte zwischen 0,53 und 1,18. Bei den Freilandniederschlägen beträgt der Mittelwert 0,90 und bei den Waldniederschlägen 0,73, was möglicherweise auf HCl- Depositionen in den Kronenraum hindeutet. Die Na/Cl-Verhältnisse sind, wie der Tab. 2.2 zu entnehmen ist, symmetrisch um den Wert 0,858 verteilt.

Tab. 2.3: Na/Cl-Verhältnis in den Freilandniederschlägen

Land	Mittel	von	bis
SH	0,78		
NI	1,08	0,93	1,18
NW	0,9	0,88	0,92
HE	0,94	0,85	1,05
RP	0,75	0,6	0,86
BW	1,12	0,98	1,17
BY	0,88	0,53	1,14
SL	0,55		
BE	0,86	0,82	0,88
BB	0,91	0,81	1,10
MV	0,89	0,75	1,03
SN	0,78	0,72	0,85
TH	0,74	0,67	0,89

De Vries et al. (1999) haben im übrigen bei der europaweiten Auswertung von Depositionsdaten die Beobachtung gemacht, dass der Meerwassereinfluss auf das Na/Cl - Verhältnis im südlichen und zentraleuropäischen Raum deutlich zurücktritt. Ein entsprechender Gradient fällt bei den deutschen Level II - Flächen nicht so deutlich auf (Tab. 2.3). Vielmehr wird das Na/Cl - Verhältnis durch die nähere Umgebung der Messstelle oder regional bedeutsame Emittenten beeinflusst. Lediglich der niedrige Na/Cl - Wert in Schleswig - Holstein und die hohen Werte

in Baden - Württemberg scheinen den europaweiten Verhältnissen zu entsprechen und auf einen atlantischen bzw. kontinentalen Einfluss bei diesen Flächen hinzuweisen.

2.5 Niederschlagsmengen im Messzeitraum

Die Niederschlagsmenge hat einen maßgebenden Einfluss auf die Höhe von Depositionsraten. Daher ist die weitgehende Übereinstimmung der im Messzeitraum gefallenen Niederschlagsmenge mit dem langjährigen Mittel ein wichtiges Kriterium für die Zuverlässigkeit der auf einen konkreten Standort bezogenen Stoffeinträge. Mehrjährige Messreihen sind im allgemeinen erforderlich, bevor Depositionsraten in dieser Hinsicht ausreichend verlässlich sind und weit entfernt gelegene Messflächen sicher miteinander verglichen werden können.

Um möglichst viele Level II – Flächen in die erste bundesweite Auswertung einzubeziehen, konnten nur die in den Jahren 1996 und 1997 gemessenen Einträge berücksichtigt werden. Lediglich für die Flächen 1302, 1303 (MV), 806 (BW), 914 und 918 (BY) stehen Messdaten aus nur einem Jahr zur Verfügung. Im übrigen beziehen sich die Eintragungsmessungen teilweise auf das hydrologische und teilweise auf das Kalenderjahr.

Die Niederschlagsmengen waren in beiden Bezugsjahren sehr unterschiedlich verteilt. 1996 hatte es außergewöhnlich wenig geregnet. Im darauf folgenden Jahr lagen die Niederschlagssummen dann allerdings wieder über den langjährigen Mittelwerten. Um diese Schwankungen und ihre Auswirkungen auf die Depositionsraten auszugleichen, werden die Ergebnisse der Niederschlagsmessung ausschließlich als Mittelwerte der Jahre 1996 und 1997 dargestellt. Wie aus Abb. 2.5 zu ersehen ist, bleiben die Niederschlagsmengen trotz dieser Mittelwertbildung noch deutlich hinter den für die Level II-Flächen langfristig gültigen Klimawerten zurück. Es ist davon auszugehen, dass durch diesen Effekt auch die atmosphärischen Stoffeinträge mit dem Freilandniederschlag in der Tendenz leicht unterschätzt werden. Auf den Waldflächen ist andererseits bei der Gesamtdosition ein höheres Verhältnis Trocken-/ Nassdeposition als normalerweise zu unterstellen.

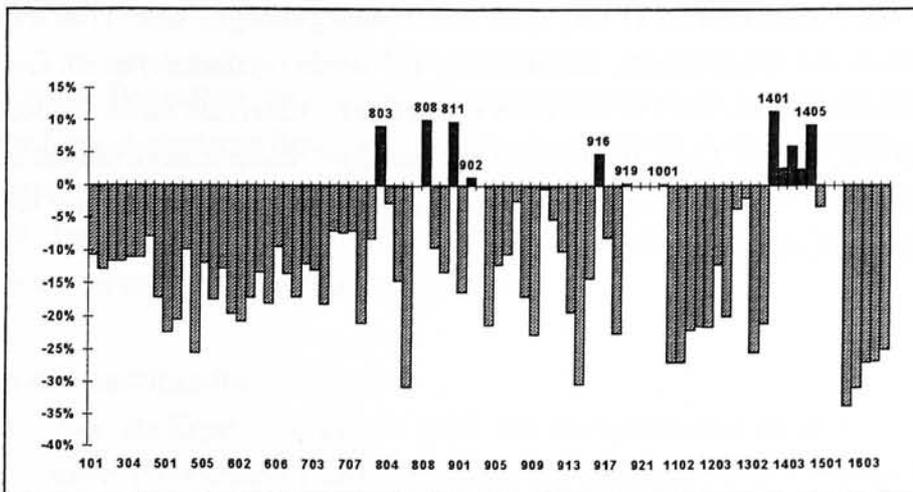


Abb. 2.5: Prozentuale Abweichung der mittleren Niederschlagsmenge in den Jahren 1996 und 1997 gegenüber dem langjährigen Mittelwert für 80 Level II – Flächen.

Im Bezugszeitraum lagen die Niederschlagsmengen zwischen 1834 mm in den Bayrischen Alpen und 436 mm im Brandenburger Moränenland (Abb. 2.6). Auf 10 % der Level II-Flächen fielen über 1100 mm Niederschlag im Jahr. Diese Flächen mit den sehr hohen Niederschlägen verteilen sich auf die hochmontane Zone der Bayrischen Alpen und des Bayrischen Waldes, des Schwarzwaldes, Erzgebirges und Thüringer Gebirges. Darüber hinaus wurden in der montanen Waldhöhenzone des Schwarzwaldes (801) und im Rothargebirge (506) sowie in der submontanen

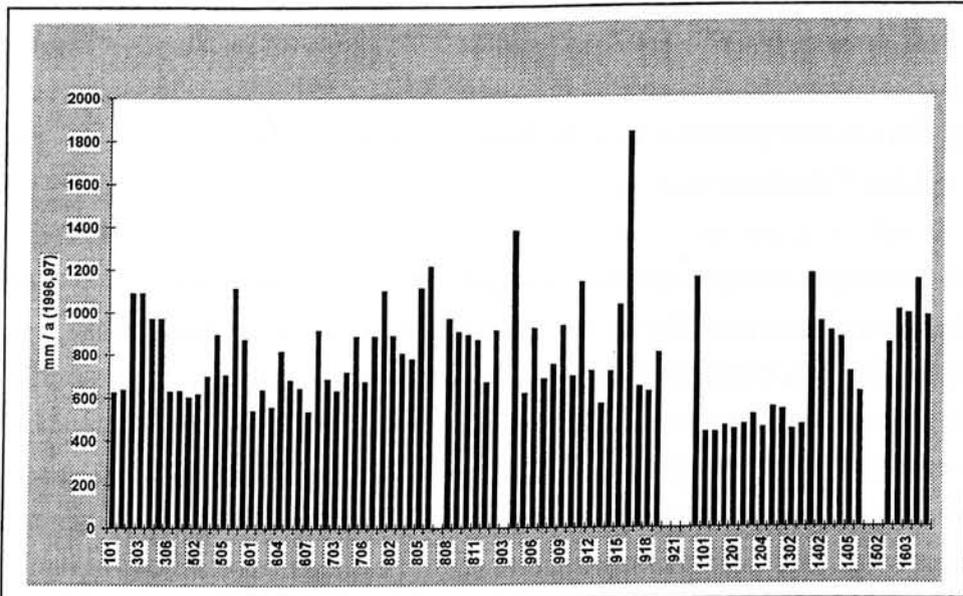


Abb. 2.6: Niederschlagsmengen an den Level II – Flächen im Mittel der Jahre 1996 und 1997

Waldhöhenzone des Saarberglandes (1001) noch Niederschlagsmengen über 1100 mm gemessen. Die Level II-Flächen von Mecklenburg, Brandenburg und Berlin repräsentieren ein Gebiet mit sehr geringen Jahresniederschlägen, die 550 mm nicht übersteigen. Außerhalb dieser ostdeutschen Tieflandregion finden sich weitere Level II - Flächen mit geringen Niederschlagsmengen im nordwestdeutschen Tiefland (z.B. 301, 501) und in den geschützten Tal- und Leelagen der westdeutschen Mittelgebirge (z.B. 607, 913).

3.1 Luftqualitätsmessungen an ausgewählten Level II-Standorten

In den 70er Jahren traten die „Neuartigen Waldschäden“ auf, die zuerst für Nadelbäume, später aber auch für Laubbaumarten beschrieben wurden. Die ersten wissenschaftlichen Erkenntnisse ließen den Schluss zu, dass gasförmige Luftverunreinigungen maßgeblich für die auftretenden Schäden verantwortlich waren. In der folgenden Zeit wurden durch gesetzliche Regelungen (u.a. Großfeuerungsanlagen-Verordnung von 1983, Verschärfung der TA-Luft von 1986) und internationale Abkommen Maßnahmen getroffen, die eine Reduzierung der verschiedenen Schadstoffe zum Ziel hatten. Trotz der zum Teil beachtlichen Erfolge der Luftreinhaltemaßnahmen stellen einige gasförmige Luftschadstoffe weiterhin ein Gefährdungspotential für Waldökosysteme dar. Die folgenden Ausführungen sollen deshalb einen Überblick über die derzeitige Situation anhand ausgewählter Level II-Flächen geben.

Das Auswertungskonzept sah vor, sowohl die aktuelle Belastungssituation auf den Level II-Flächen darzustellen als auch auf die zeitliche Entwicklung von Luftschadstoffen einzugehen. Für die Beschreibung der aktuellen Belastungssituation wurden Mittelwerte und 98-Perzentile des Jahres 1997 herangezogen. Eingang in die Untersuchung fanden die Luftschadstoffe SO_2 , NO_2 , O_3 sowie Schwebstaub.

Für die ökologische Bewertung von Schadstoffkonzentrationen in der Umgebungsluft wurden schadstoffspezifisch ökologische Belastungsgrenzen sog. Critical Levels eingeführt. *Critical Levels* sind die quantitative Abschätzung der Konzentration von Schadstoffen in der Atmosphäre (Immission), oberhalb der direkte Schadefekte an Rezeptoren (Mensch, Pflanzen, Tiere, Ökosysteme, Materialien) nach derzeitigem Wissen zu erwarten sind.

3.1.1 Immissionssituation 1997

Die Tabelle 3.1 zeigt die Ergebnisse im Jahr 1997. Um die Spannweite der Daten zu verdeutlichen, wurden die höchsten (90-Perzentil) und niedrigsten Konzentrationen (10-Perzentil) dunkel bzw. hell getönt hervorgehoben.

3.1.1.1 Schwefeldioxid

Das Jahresmittel von SO_2 liegt auf den untersuchten Stationen zwischen 4 und $12 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Das niedrigste Jahresmittel mit $4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ wird auf den Immissionsmessstellen der drei Bundesländer Baden-Württemberg (Schwarzwald-Süd, Welzheimer Wald), Bayern (Mehring) und Niedersachsen (Soling) gefunden. Die höchsten Jahresmittel zeigen die Messstationen Sickingmühle in Nordrhein-Westfalen und Carlsfeld in Sachsen (12 bzw. $11 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Alle Jahresmittel liegen damit unter dem Critical Level von $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ für Waldökosysteme.

Für das Winterhalbjahr Oktober bis März gilt ebenso ein Critical Level von $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Dessen Überschreitung dürfte nur noch in Kammlagen ostdeutscher Bundesländer möglich sein, worauf die

hohen 98- Perzentil- Werte in Sachsen und Thüringen hinweisen. Auf der Messfläche Carlsfeld in Sachsen beträgt das 98- Perzentil $81 \mu\text{g}/\text{m}^3$; für Gr. Eisenberg in Thüringen werden $66 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ermittelt. Der hohe Wert für Carlsfeld dürfte Ausdruck der bei bestimmten Wetterlagen immer noch vorhandenen starken Belastung durch Luftverunreinigungen aus tschechischen Kraftwerken sein. In Sickingmühle mit dem höchsten Jahresmittel sind die SO_2 -Spitzenkonzentrationen dagegen weitaus geringer. Der deutlich niedrigste Wert wird in Baden-Württemberg auf der Messfläche Schwarzwald-Süd festgestellt. Auch die Messstelle Gülzow in Mecklenburg-Vorpommern gehört mit $21 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (98- Perzentil) noch zum unteren Wertebereich.

3.1.1.2 Stickstoffdioxid

Die NO_2 -Konzentrationen liegen im Jahresmittel in einem weiten Bereich von 3 bis $33 \mu\text{g}/\text{m}^3$, mit den niedrigsten Werten in Brandenburg (Kienhorst, $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$) und Baden-Württemberg (Schwarzwald-Süd, $7 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Das die anderen Messstationen deutlich überragende höchste Jahresmittel liefert Sickingmühle (Nordrhein-Westfalen).

Entsprechend sind die Ergebnisse des 98-Perzentils. Die Immissionsmessstellen in Brandenburg und in Baden-Württemberg weisen hierbei auch die niedrigsten (27 bzw. $28 \mu\text{g}/\text{m}^3$) Konzentrationen auf; auf der Messstation Sickingmühle in Nordrhein-Westfalen ($77 \mu\text{g}/\text{m}^3$) wird der höchste 98-Perzentilwert ausgewiesen. Zu den oberen 10% des Wertekollektivs gehört auch noch das Ergebnis der Station Neuhäusel in Rheinland-Pfalz.

Für NO_x existiert ein Critical Level von $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ im Jahresmittel. Dabei ist NO_x definiert als Summe der Konzentrationen von Stickstoffdioxid (NO_2) und -monoxid (NO). Der Schwellenwert gilt allerdings nicht nur für Waldökosysteme, sondern für die „Gesamte Vegetation“. Um festzustellen, ob dieser Critical Level auf den Level II-Flächen überschritten wird, wurden auch die NO -Konzentrationen von den Bundesländern abgerufen. Es kommt bei den 21 vorliegenden Flächen nur zu einer Überschreitung, nämlich auf der Messfläche Sickingmühle im Rhein-Ruhr-Gebiet mit $70 \mu\text{g}/\text{m}^3$. In der Nähe des Schwellenwertes von $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ liegen 1997 die Konzentrationen der Immissionsmessstellen in Berlin, Bayern (Ansbach) und Rheinland-Pfalz (Neuhäusel) mit 25 bis $26 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

3.1.1.3 Ozon

Bei der Betrachtung der Jahresmittel für Ozon fällt die mit deutlichem Abstand höchste Konzentration von $103 \mu\text{g}/\text{m}^3$ auf der Messstation Schwarzwald-Süd in Baden-Württemberg auf. Zu den höchsten Konzentrationen gehört auch das Mittel vom Großen Eisenberg in Thüringen, mit allerdings nur geringem Abstand zu weiteren höher gelegenen Flächen in Rheinland-Pfalz (Merzalben) und in Sachsen (Carlsfeld). Das niedrigste Jahresmittel findet man auf der Immissionsmessstelle Sickingmühle in Nordrhein-Westfalen. Hier liegt die Ozonkonzentration nur bei $33 \mu\text{g}/\text{m}^3$, während

sie auf den anderen Messstellen in Nordrhein-Westfalen, die alle im Bergland liegen, deutlich höher sind. Der niedrige Ozonwert in Sickingmühle wird verständlich, wenn man berücksichtigt, dass hier das NO-Jahresmittel weitaus am höchsten ist. Relativ niedrig sind auch die Werte der bayerischen Stationen Mehring und Ansbach, die dem ländlichen Raum zuzurechnen sind.

Die Ergebnisse zeigen, dass die höchsten Jahresmittel auf den höher gelegenen Untersuchungsflächen zu finden sind. Hier ist die Effizienz der Umsetzung der aus Ballungsräumen herantransportierten Stickoxide größer. Bei gleichzeitig geringen Konzentrationen an Stickstoffmonoxid wird das entstandene Ozon auch weniger abgebaut. Ein weiterer Beitrag für die höheren Jahresmittel auf den ballungsraumfernen Waldstandorten kann davon abgeleitet werden, dass hier das nächtliche Absinken der O₃-Konzentrationen durch das anhaltende NO-Angebot bei ausbleibender NO₂-Photodissoziation weniger ausgeprägt ist.

Wie beim Jahresmittel, so wird auch beim 98-Perzentil die höchste Konzentration (192 µg/m³) auf der Messfläche Schwarzwald-Süd gefunden. Merzalben in Rheinland-Pfalz gehört mit 155 µg/m³ ebenso zu den höchsten Werten. Den niedrigste 98-Perzentil-Wert weist mit 108 µg/m³ Kienhorst in Brandenburg auf. Zum untersten Bereich zählt noch die Messstelle Ansbach in Bayern (111 µg/m³). Ansonsten liegen die Werte sehr nahe beisammen.

Auf die Critical Levels von Ozon wird in einem eigenen Abschnitt (3.1.3) eingegangen, da die komplexe Ableitung etwas näher beschrieben werden soll.

3.1.1.4 Schwebstaub

Schwebstaub wird nur auf 14 Untersuchungsflächen gemessen. Die Jahresmittel weisen die geringste Schwankungsbreite aller Luftschadstoffe auf.

Die höchsten Jahresmittel der Schwebstaub-Konzentrationen existieren auf den ballungsraumnahen Messstellen in Nordrhein-Westfalen (Sickingmühle, 44 µg/m³) und Berlin (Grunewald 91, 35 µg/m³). Am niedrigsten sind sie in Niedersachsen (Solling) und Rheinland-Pfalz (Merzalben) mit 16 bzw. 17 µg/m³. Die Ergebnisse des 98-Perzentils entsprechen denen der Jahresmittel. In Sickingmühle mit 118 µg/m³ und im Grunewald mit 105 µg/m³ werden die höchsten Spitzenbelastungen ermittelt. Die niedrigsten liegen im Solling (45 µg/m³) und in Merzalben (55 µg/m³) vor.

Tab. 3.1: Jahresmittel und 98-Perzentil der Luftschadstoffkonzentrationen auf ausgewählten Messflächen in 1997. Höchste (90-Perzentil) und niedrigste Konzentrationen (10-Perzentil) rot bzw. grün markiert.

Land	Level II- Nummer	Immissions- messstelle	Konzentrationen ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) für 1997											
			Jahresmittel						98-Perzentil					
			SO ₂	NO ₂	O ₃	SStaub	SO ₂	NO ₂	O ₃	SStaub	SO ₂	NO ₂	O ₃	SStaub
BE	1101	Grunewald 91	7	15	44	35	47	54	128	105				
BB	1203	Kienhorst	5	3	59	24	36	27	108	67				
BW	805	Schwarzwald-Süd	4	7	103	-	10	28	192	-				
	810	Welzheimer Wald	4	15	60	-	22	50	139	-				
BY	902	Mehring	4	-	41	-	24	-	111	-				
	905	Ansbach	-	20	42	26	-	64	121	84				
HE	601	Grenau	6	15	47	-	49	53	119	-				
	604	Spessart	6	13	59	-	44	55	133	-				
	606	Zierenberg	7	17	60	-	25	55	126	-				
MV	1302	Gülzow	6	10	54	23	21	37	118	96				
	1303	Löcknitz	8	10	52	23	44	39	115	84				
NI	305	Solling	4	11	56	16	32	42	123	45				
NW	503	Sickingmühle	12	33	33	44	52	77	123	118				
	504	Esgegebirge	8	13	52	31	41	50	122	91				
	506	Roth	7	11	60	25	34	42	131	72				
	507	Eifel	7	12	58	30	34	48	131	94				
RP	704	Neuhäusel	6	20	56	21	47	65	138	65				
	705	Merzalben	6	13	73	17	37	45	155	55				
SN	1401	Carlsfeld	11	-	72	19	81	-	131	59				
SH	101	Bornhöved	5	17	54	25	25	57	123	66				
TH	1603	Possen	7	12	63	-	49	41	121	-				
	1605	Gr. Eisenberg	8	10	74	-	66	32	130	-				

3.1.2 Zeitliche Entwicklung

3.1.2.1 Schwefeldioxid

Die zeitliche Entwicklung des Schwefeldioxids zeigt auf nahezu allen Messstationen einen drastischen Rückgang der Konzentrationen. Besonders stark ist er in der Nähe von Ballungsräumen (NW-503, Sickingmühle; BE, Grunewald 91), aber auch Standorte im Mittelgebirge, die hauptsächlich von Fernimmissionen beeinflusst sind (NI, Solling; NW-504, Eggegebirge, -506, Roth, -507, Eifel) zeigen nunmehr weit niedrigere SO_2 -Konzentrationen als noch in den 80er Jahren. Schwächer ausgeprägt ist der Trend in Rheinland-Pfalz (RP-705, Merzalben), Baden-Württemberg (BW-805, Schwarzwald-Süd) und Schleswig-Holstein (Bornhöved). Sie sind ebenfalls als emissionsfern einzustufen; teilweise handelt es sich hierbei auch um kürzere Zeitreihen bei bereits schon relativ geringen Ausgangskonzentrationen.

Die Abbildung 3.1 zeigt die SO_2 -Zeitreihen zweier Messflächen in Nordrhein-Westfalen. Die Station Sickingmühle (503) liegt eben gelegen nördlich des Ruhrgebiets in der Westfälischen Bucht, während sich Roth (506) im höher gelegenen Sauerland befindet. Der Immissionsrückgang ist auch zwischen diesen orografisch unterschiedlichen Flächen weitgehend identisch. Hohe SO_2 -Konzentrationen im Monatsmittel von über $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ werden seit dem Winter 1986/87 auf keiner Immissionsmessstelle mehr gemessen. Im weiterem Verlauf gehen die Konzentrationen weiter zurück, wobei winterliche Monatsmaxima von über $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ Ausnahmefälle sind. Während in den 80er Jahren durchaus noch deutliche Unterschiede zwischen den beiden Flächen auftraten, werden die Zeitreihen in den letzten Jahren meist nur noch auf geringem Unterschiedsniveau fortgeschrieben, eine Entwicklung, die auf alle Untersuchungsflächen zutrifft, worauf bereits die meist nur noch geringen Differenzen bei den Jahresmitteln hinwiesen.

Nur für eine der untersuchten Immissionsmessstellen kann ein abweichender Zeitverlauf beschrieben werden. Dies wird in Abbildung 3.2 mit einem Vergleich der Zeitreihen aus Niedersachsen (Solling) und Berlin (Grunewald 91) gezeigt. Durch die Auswirkung diverser Maßnahmen zur Luftreinhaltung Großfeuerungsanlagen-Verordnung von 1983, Verschärfung der TA Luft von 1986 wurden auch im Solling seit dem Winterhalbjahr 1987/88 nur noch selten Monatsmittel von über $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ erreicht. Während also in Westdeutschland die Maßnahmen zur Luftreinhaltung bereits zu einem frühen Zeitpunkt zu einer niedrigeren SO_2 -Belastung führten, lagen die Konzentrationen in Berlin noch für einen längeren Zeitraum in den Wintermonaten deutlich über diesem Wert. Die Konzentrationen überschritten dabei bis zum Winterhalbjahr 1990/91 in Ausnahmemonaten immer noch $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Dies resultierte daraus, dass Berlin weiterhin den Immissionen aus den Industriegebieten der damaligen DDR ausgesetzt war. Erst im Winter 1991/92 sanken die winterlichen SO_2 -Konzentrationen auch in Berlin infolge Modernisierung bzw. Schließung von Industrieanlagen und glichen sich danach an diejenigen der westdeutschen Messstationen an.

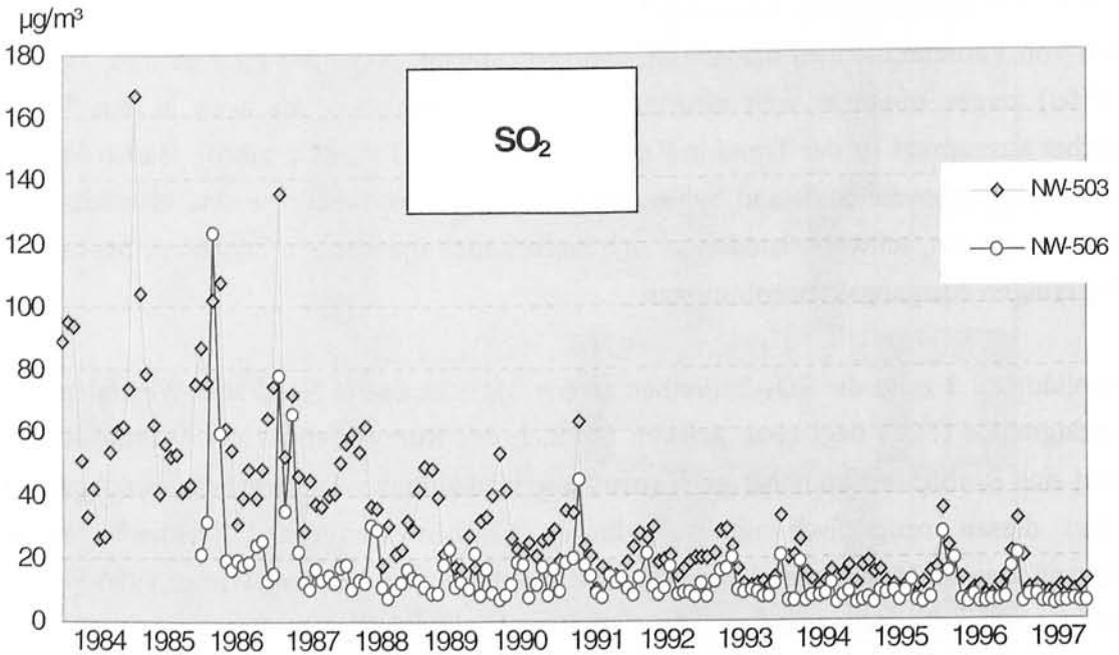


Abb. 3.1: Zeitreihen-Vergleich der beiden Immissionsmessstationen Sickingmühle (NW-503) und Roth (NW-506).

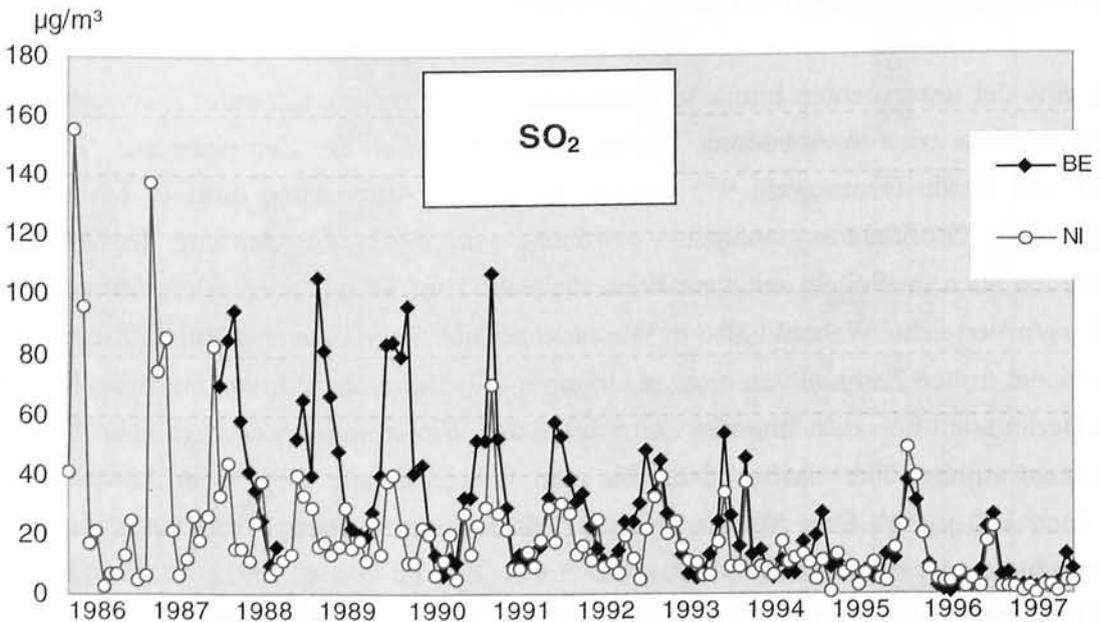


Abb. 3.2: Zeitreihen-Vergleich der beiden Immissionsmessstationen Solling (NI) und Grunewald (BE).

3.1.2.2 Stickstoffdioxid

Die Entwicklung der NO_2 -Konzentrationen verläuft auf den untersuchten Flächen unterschiedlich. Auf den meisten Messstellen ist eine sinkende Tendenz zu beobachten. Deutlich fallen diese auf Flächen in der Nähe von Ballungsräumen (NW-503, Sickingmühle; BE, Grunewald 91) aus, aber auch in Waldgebieten, die im wesentlichen von Fernimmissionen beeinflusst werden, sind die Konzentrationen aktuell niedriger als zu Beginn der Zeitreihen Mitte der achtziger Jahre.

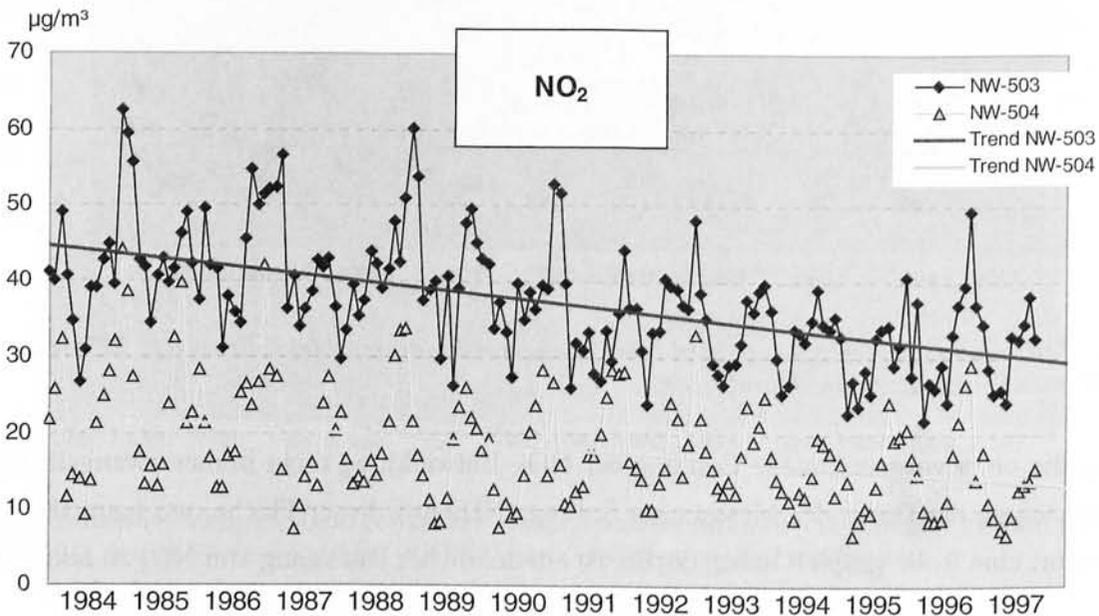


Abb. 3.3: Zeitreihen-Vergleich der beiden Immissionsmessstationen Sickingmühle (NW-503) und Eggegebirge (NW-504) und entsprechende Trendlinien.

In Abbildung 3.3 wird der Immissionsrückgang exemplarisch an zwei Messstellen in Nordrhein-Westfalen grafisch dargestellt. Der Abbildung ist zu entnehmen, daß der Rückgang auf der Fläche Sickingmühle (NW-503) deutlicher ist als auf der Messstation Eggegebirge (NW-504). Dies lässt sich so deuten, dass sich die Maßnahmen zur Emissionsminderung (Abgasreinigung von Kraftwerken, Katalysatorteknik bei Kraftfahrzeugen) besonders stark auf ballungsraumnahe Flächen auswirken. Auf den emittententfern gelegenen Messstationen sind die Auswirkungen der Maßnahmen dagegen schwächer. Auf drei Flächen (SH, Bornhöved; BW-805, Schwarzwald-Süd; RP-705, Merzalben) haben sich die NO_2 -Immissionen während eines bis zu fünfzehnjährigen Zeitraums kaum verändert. Abbildung 3.4 zeigt diesen Sachverhalt durch die Ergebnisse aus Schleswig-Holstein und Rheinland-Pfalz.

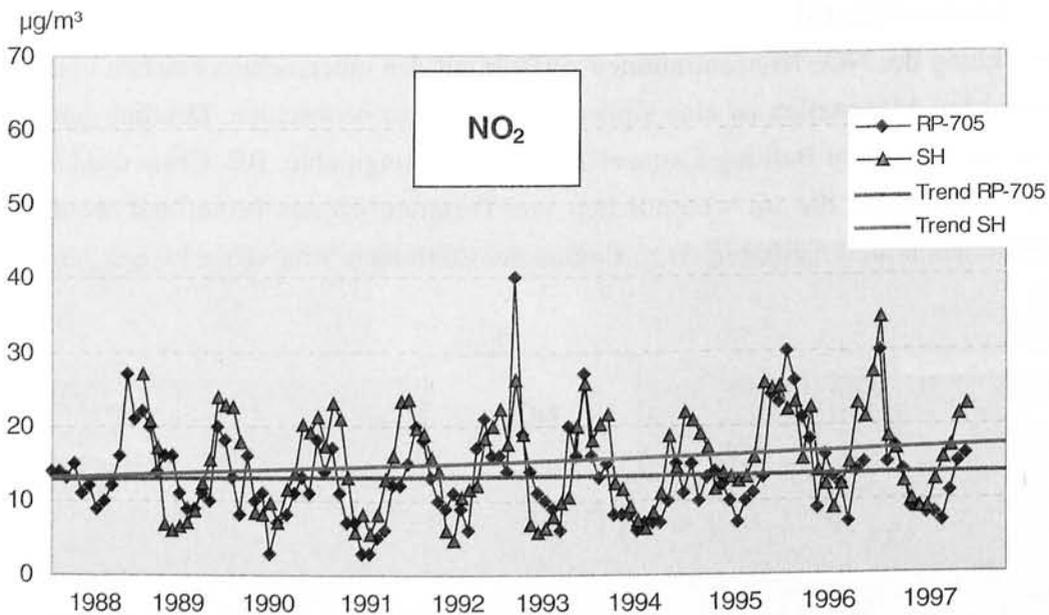


Abb. 3.4: Zeitreihen-Vergleich der beiden Immissionsmessstationen Merzalben (RP-705) und Bornhöved (SH) und entsprechende Trendlinien.

Dass sich die oben vorgenommene Deutung der NO_2 -Entwicklung nicht immer zwangsläufig ergeben muss, zeigen die Daten der Messstation Solling (NI). Auf dieser Fläche, wo hauptsächlich der Ferntransport eine Rolle gespielt haben dürfte, ist ein deutlicher Rückgang von NO_2 zu erkennen.

3.1.2.3 Ozon

Erschwerend für die Beurteilung der Zeitreihen ist, dass die Ozonbildung eng mit den jährlichen Schwankungen klimatischer Faktoren zusammenhängt. So können nur sehr lange Zeitreihen fundierte Auskünfte über die Entwicklung dieses Luftschadstoffs geben. Die Trendanalysen ergeben, dass die Konzentrationen auf der Mehrzahl der untersuchten Flächen bisher zugenommen oder sich zumindest über mehr als ein Jahrzehnt kaum verändert haben. Diese Entwicklung unterscheidet Ozon deutlich von den anderen untersuchten Luftschadstoffen.

Als Beispiel für steigende Trends sind in Abbildung 3.5 die Zeitreihen von zwei Immissionsmessstellen in Süddeutschland wiedergegeben. Es fällt auf, dass die Zeitreihe der Messstation Schwarzwald-Süd in Baden-Württemberg zweigeteilt ist. Sie ist gekennzeichnet durch einen Sprung der Ozonkonzentrationen auf wesentlich höhere Monatsmittel ab 1989; danach bleiben die Konzentrationen auf dem gleichen Niveau. Die Ozonkonzentrationen auf dieser Fläche steigen also nicht kontinuierlich an, sondern die steigende Tendenz ergibt sich allein nur aufgrund zweier stark unterschiedlicher Konzentrationsniveaus. Rückläufige O_3 -Konzentrationen können nur für BE (Grunewald 91) und SH (Bornhöved) beschrieben werden, wobei der Trend auf letzterer Fläche nur schwach ausgeprägt ist. Abbildung 3.6 zeigt die Verläufe auf diesen Immissionsmessstellen.

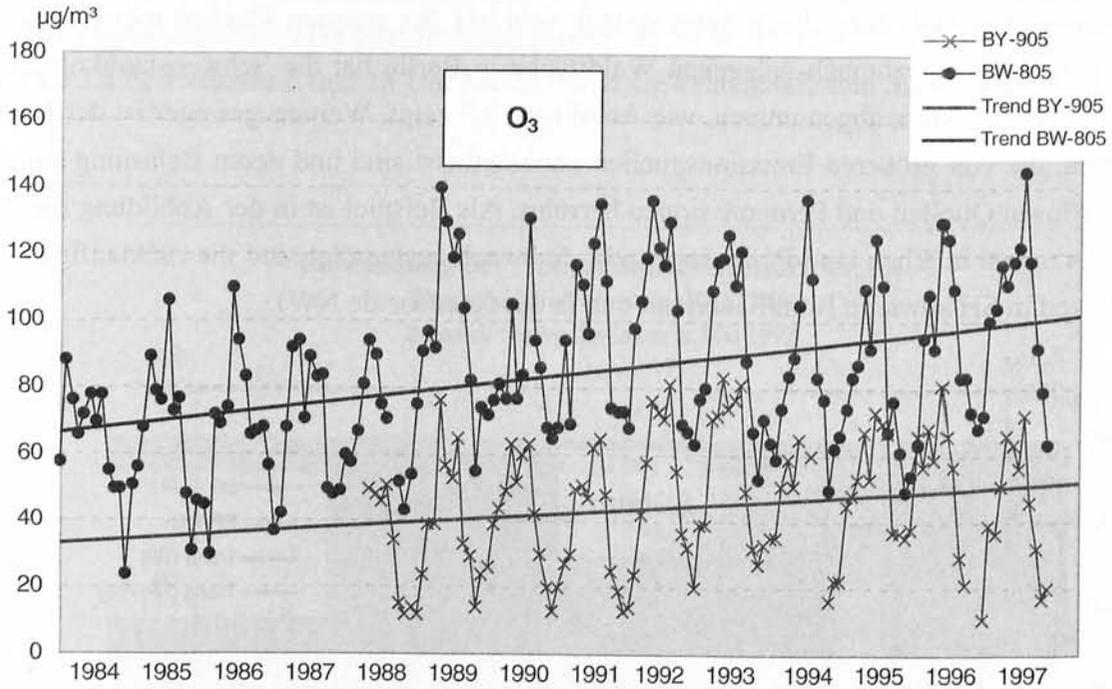


Abb. 3.5: Zeitreihen-Vergleich ausgewählter Immissionsmessstationen in Süddeutschland (Ansbach: BY-905 und Schwarzwald-Süd: BW-805) und entsprechende Trendlinien.

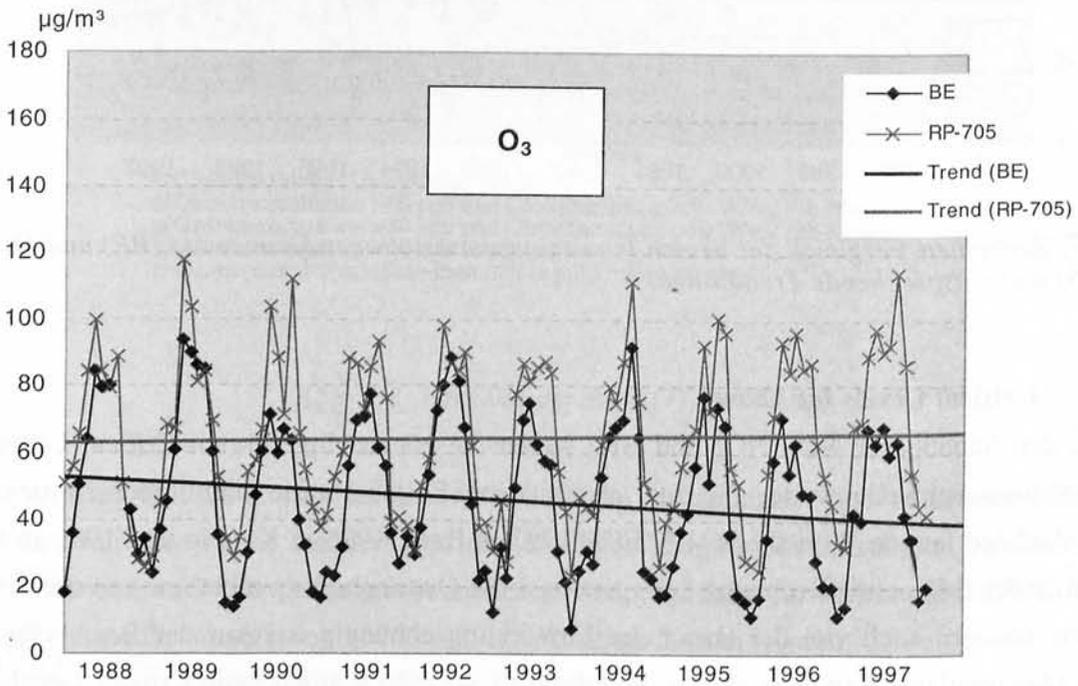


Abb. 3.6: Zeitreihen-Vergleich von Immissionsmessstationen in Berlin (BE) und Merzalben (RP-705) und entsprechende Trendlinien.

3.1.2.4 Schwebstaub

Der Zeitverlauf der Schwebstaubkonzentrationen ist ebenso eindeutig wie derjenige der SO_2 -Konzentration. Die Belastung durch Schwebstaub geht auf den meisten Flächen meist deutlich zurück. Auf der ballungsraumnah gelegenen Waldfläche in Berlin hat die Schwebstaubkonzentration seit 1987 besonders stark abgenommen, wie Abbildung 3.7 zeigt. Weitaus geringer ist der Rückgang auf Flächen, die von größeren Emissionsquellen unbeeinflusst sind und deren Belastung hauptsächlich aus diffusen Quellen und Fernemissionen herrührt. Als Beispiel ist in der Abbildung die Zeitreihe von Merzalben in Rheinland-Pfalz dargestellt. Schwach ausgeprägt sind die rückläufigen Trends in Bornhöved in SH sowie in Roth/Sauerland und in der Eifel (beide NW).

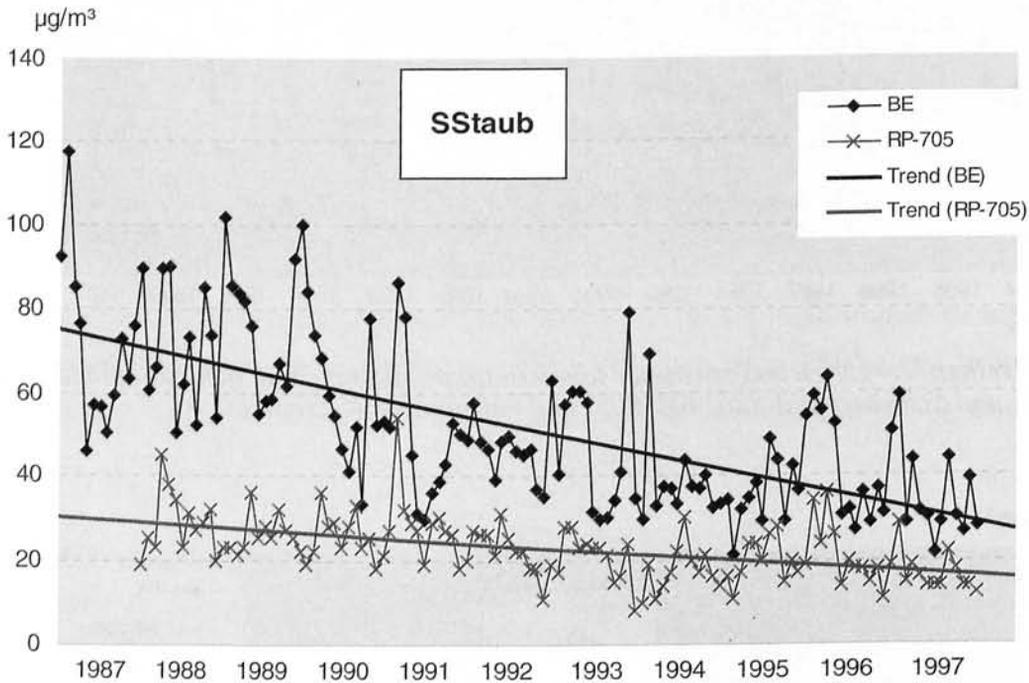


Abb. 3.7: Zeitreihen-Vergleich der beiden Immissionsmessstationen Grunewald (BE) und Merzalben (RP-705) und entsprechende Trendlinien.

3.1.3 Critical Levels für Ozon

Wie bei den Schadgasen SO_2 , NO_x und NH_3 waren die ersten eingeführten Critical Levels für O_3 Konzentrations-Schwellenwerte, die für verschiedene Zeitabschnitte nicht überschritten werden sollten. Auf den letzten Workshops (UN ECE 1993 in Bern, 1996 in Kuopio und 1999 in Gernzensee) wurde der Erkenntnis Rechnung getragen, dass die Ozonbelastung nicht nur von der Konzentrationshöhe sondern auch von der Dauer der Einwirkung abhängig ist. Auf der Basis von AOT40-Werten (Accumulated Exposure over a Threshold of 40 ppb) wurden neue Critical Levels auf Rezeptorebene eingeführt.

Abbildung 3.8 zeigt an einem Beispiel die Berechnung des AOT40-Wertes für einen Tag (Gauger et al., 1999). Die Grundlage der Berechnung ist zu einem eine Ozonkonzentration von über 40 ppb im Stundenmittel während der Hauptvegetationsperiode, die von Begasungsversuchen abgeleitet ist, bei denen sich ein enger Zusammenhang zwischen Schädigung und kumulativer Überschreitung

dieser Konzentration ergab. Als zweiter limitierender Faktor wird die Abhängigkeit der Aufnahmefähigkeit des Ozons durch Pflanzen vom Tageslicht berücksichtigt. Die O₃-Aufnahme ist dabei nur bei Tageslichtstunden (Globalstrahlung größer als 50 W/m², bzw. in Mitteleuropa im Sommerhalbjahr i.d.R. zwischen 6 und 18 Uhr MEZ) durch die dann geöffneten Stomata gegeben.

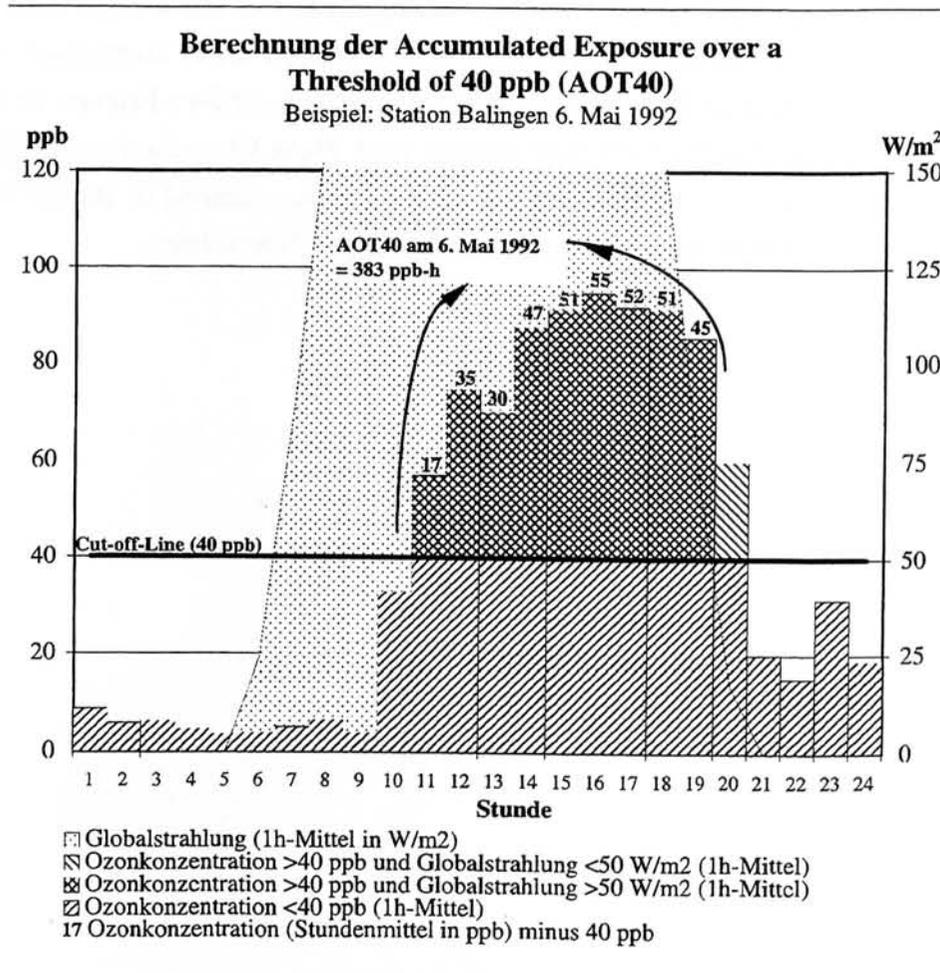


Abb. 3.8: Berechnung des AOT-40 Wertes

Bisher wurden Critical Levels für landwirtschaftliche Nutzpflanzen und naturnahe Ökosysteme sowie für Waldökosysteme definiert. Für die jeweiligen Hauptwachstumsphasen, in denen die Rezeptoren besonders für das Schadgas sensibilisiert sind, darf dabei für erstere ein AOT40-Wert von 3000 ppb-h und für letztere von 10000 ppb-h nicht überschritten werden.

Auf der Basis der AOT40-Werte von nicht direkt von Verkehrsemissionen beeinflussten Messstationen konnten für beide Rezeptoren flächenmäßig für die gesamte Bundesrepublik Deutschland die Überschreitungen der Critical Levels kartiert werden (Gauger et al., 1999). Die Abbildung 9 beschränkt sich dabei auf die Ergebnisse für Waldgebiete. Dabei wird nicht zwischen einzelnen

Baumarten unterschieden; es bleibt also unberücksichtigt, dass diese unterschiedlich empfindlich auf Ozon reagieren können (UBA 1997). Weiterhin fanden auch die Ozonaufnahme limitierende Faktoren wie Boden- und Luftfeuchtedefizite noch keinen Eingang in die Berechnung der AOT40-Werte.

Da die Ozonbildung stark von den jährlichen klimatischen Schwankungen abhängig ist, werden die Überschreitungen im Mittel der Jahre 1991 bis 1995 dargestellt. Die Karte zeigt, dass die AOT40-Werte den Critical Level von 10000 ppb-h in weiten Teilen der BRD übersteigen. Lediglich in Nord- und Nordwestdeutschland sowie in Sachsen befinden sich größere Flächen, in denen dieser Wert im Mittel der Jahre 1991 bis 1995 nicht erreicht wird. Hohe Überschreitungen gibt es in Teilen von Thüringen, Hessen, Rheinland-Pfalz und nahezu flächendeckend in Baden-Württemberg. Im Südschwarzwald wird dabei ein Höchstwert von 32482 ppb-h errechnet.

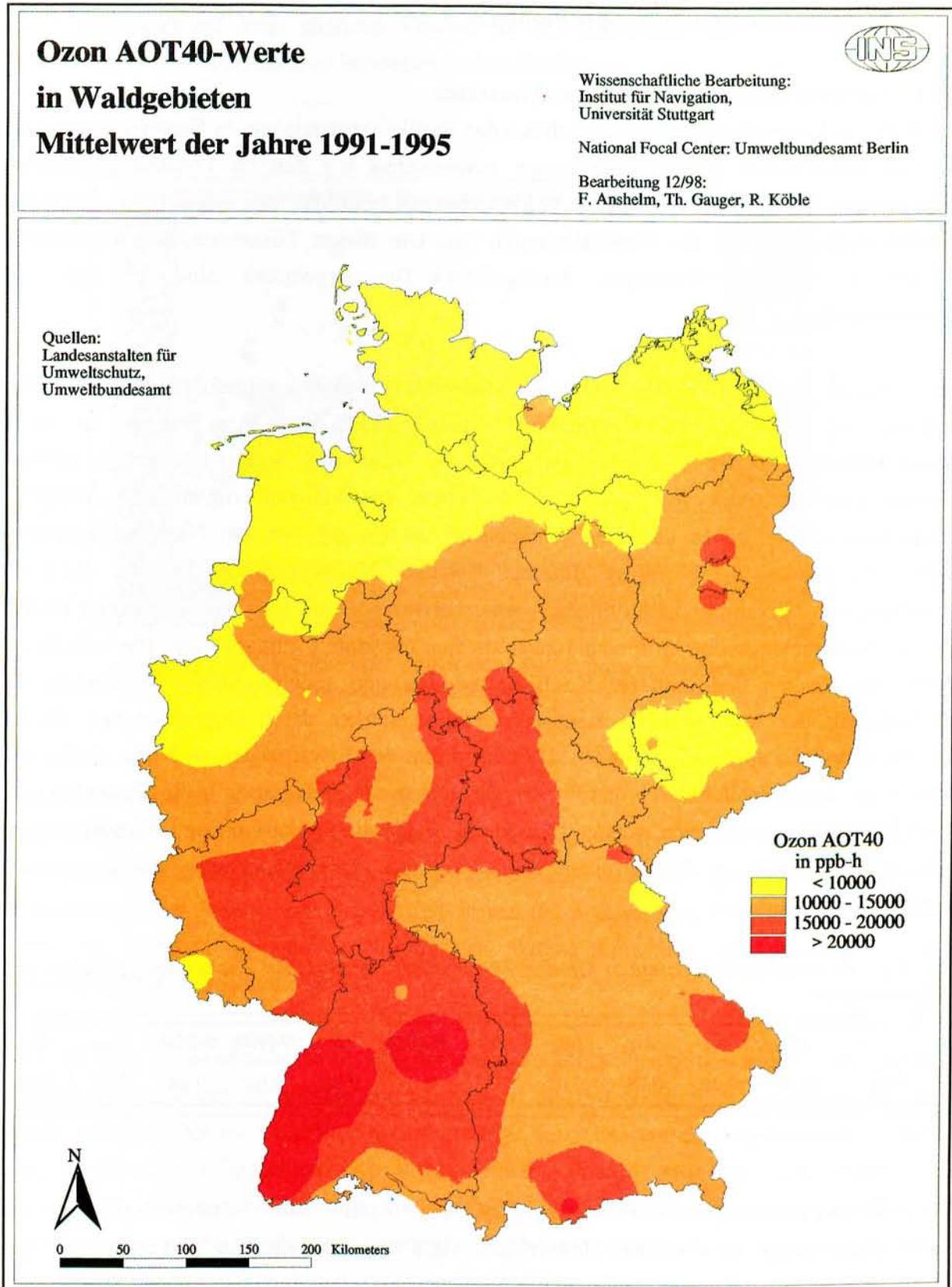


Abb. 3.9: Karte der Überschreitung des Critical Levels für Waldökosysteme im Mittel von 1991 bis 1995.

3.2 Depositionsmessungen auf der Freifläche

3.2.1 Niederschlagsmengen und Depositionsraten

Die Höhe der Depositionsraten ergibt sich aus den Stoffkonzentrationen im Niederschlagswasser und der gesammelten Niederschlagsmenge. Insbesondere bei den im Freiland gemessenen Depositionen stellt sich somit die Frage, welchen Einfluss die Höhe der jährlichen Niederschlagsmenge auf die Depositionsraten hat. Um diesen Zusammenhang aufzuspüren, wurden Korrelationsberechnungen durchgeführt. Die Ergebnisse sind in Tab. 3.1 zusammengefasst.

Grundsätzlich unterliegen fast alle im Niederschlagswasser mitgeführten Stoffe einer tendenziellen Abhängigkeit zur jährlichen Niederschlagsmenge. Am engsten ist dieser Zusammenhang bei den säurebildenden Anionen Nitrat und Sulfat ausgeprägt. Mittlere Korrelationskoeffizienten von 0,31 – 0,39 werden für Mangan, organischen Stickstoff, Ammonium und Protonen gefunden. Weitgehend unabhängig von der Niederschlagsmenge deponieren dagegen die basischen Kationen Calcium, Magnesium und Kalium. Auch die Beziehung von Natrium und Chlorid zur Niederschlagsmenge ist sehr schwach. Somit erweist sich die Niederschlagshöhe im Freiland zwar als eine relevante Einflussgröße, aber nur für die Stoffe mit höheren und mittleren Koeffizienten. Bei den anderen Stoffen bestimmen der Aerosolgehalt der Luft und die Staubsedimentation stärker deren Depositionsrate als die Niederschlagshöhe auf den Freiflächen. Dies entspricht den Erwartungen, da Nitrat, Sulfat und Ammonium hauptsächlich durch den Prozess des *Rainout* (Kondensation in Regentropfen etc.) in die Niederschläge gelangen, während Calcium-, Magnesium-, Natrium- und Chloridpartikeln vor allem von fallenden Regentropfen aus der unteren Atmosphäre ausgewaschen werden (*Washout*) (vgl. Kap. 2.3).

Tab. 3.1: Korrelationskoeffizienten für den Zusammenhang zwischen Niederschlagsmenge und Depositionsrate

	H ⁺	K	Ca	Mg	Na	N-NH ₄	Cl	N-NO ₃	S-SO ₄	N _{org.}	Mn
H ₂ O	0,34	0,09	0,01	-0,01	0,11	0,31	0,09	0,64	0,44	0,31	0,39

Abb. 3.1 veranschaulicht die Abhängigkeit der Nitrat- und Sulfateinträge von der Niederschlagsmenge im Freiland. Man erkennt, dass die Sulfateinträge stärker streuen. Die Nitratfrachten werden dagegen mehr von der Niederschlagsmenge reguliert. Beiden Stoffen liegt jedoch auf den Freiflächen des deutschen Level II-Programms eine lineare Beziehung im Niederschlagsbereich von bis zu 1200 mm pro Jahr zugrunde. Oberhalb dieser Schwelle fallen die Stofffrachten deutlicher ab, als man aufgrund der Niederschlagsmenge erwarten würde. In dieser Hinsicht unterscheiden sich die Schwefel- und Stickstoffdepositionen im Schwarzwald

(BW 806) und auf zwei weiteren Flächen in den bayrischen Alpen (BY 904 und 916) grundsätzlich von allen anderen bundesdeutschen Flächen

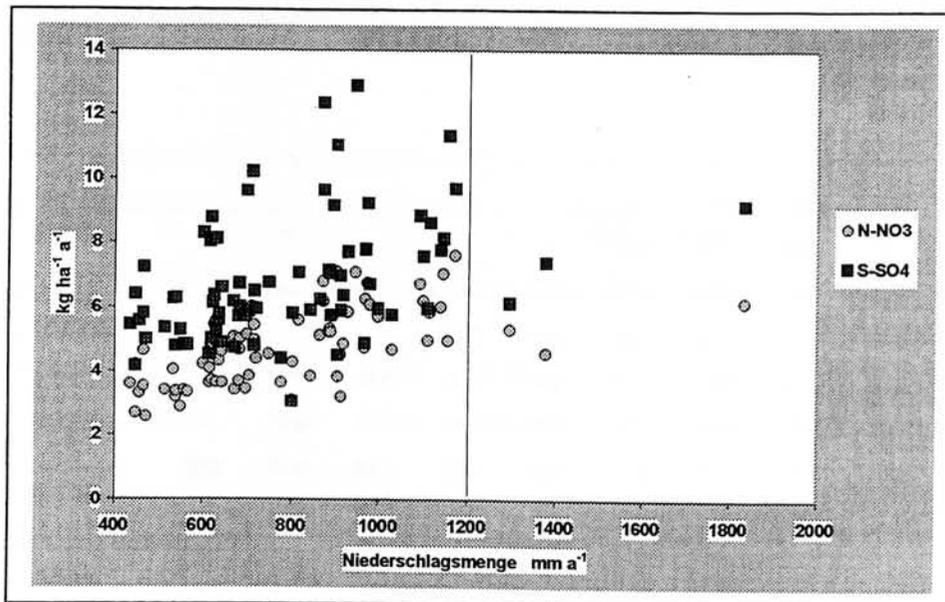


Abb. 3.1: Abhängigkeit der Nitrat- und Sulfateinträge im Freiland von der Niederschlagsmenge

3.2.2 Beziehungen zwischen den Stoffflüssen

Die Aufdeckung korrelativer Beziehungen zwischen den einzelnen Stofffrachten kann Hinweise auf chemische Verbindungen, die im Niederschlagswasser vorliegen, und auf mögliche Emissionsquellen liefern. Zu diesem Zweck wurden entsprechende Berechnungen zwischen allen im Freiland gemessenen Stoffflüssen durchgeführt und das Ergebnis in einer Korrelationsmatrix zusammengestellt.

Wie der Tab. 3.2 zu entnehmen ist, sind die meisten Stofffrachten positiv miteinander verknüpft. Erwartungsgemäß tritt der höchste Korrelationsgrad mit 0,94 bei Natrium und Chlorid auf. Beide Stoffe gelangen fast ausschließlich als meerbürtige Komponenten des Regenwassers in die auf den Freiflächen aufgestellten Depositionssammler. Ebenso kann aus der relativ engen Korrelation zwischen Ammonium und Natrium auch auf eine gewisse Bedeutung des Meerwassersprays für die Ammoniuminträge geschlossen werden.

Relativ hohe Koeffizienten finden sich auch bei den Ionenpaarungen zwischen Ammonium einerseits und Sulfat, Chlorid und Nitrat andererseits. Von allen Kationen kommt dem Ammonium nach dem Natrium als Bindungspartner für säurebildende Anionen im Regenwasser

zur Zeit die größte Bedeutung zu. Hinter diesem statistischen Zusammenhang verbirgt sich eine enge stöchiometrische Verknüpfung zwischen der Ammonium und den genannten Anionen.

Tab. 3.2: Korrelation der Depositionsraten im Freilandniederschlag

	H ⁺	K	Ca	Mg	Na	N-NH ₄	Cl	N-NO ₃	S-SO ₄	N _{org}	Mn
H ⁺	1										
K	-0,10	1									
Ca	0,08	0,33	1								
Mg	0,03	0,45	0,55	1							
Na	0,09	-0,04	-0,13	0,24	1						
N-NH ₄	0,08	0,13	-0,02	0,10	0,68	1					
Cl	0,13	0,07	-0,04	0,32	0,94	0,75	1				
N-NO ₃	0,30	0,12	0,01	0,17	0,54	0,70	0,52	1			
S-SO ₄	0,41	0,08	0,08	0,25	0,65	0,77	0,73	0,77	1		
N _{org}	-0,03	0,31	-0,07	-0,20	-0,23	0,35	-0,08	0,16	0,05	1	
Mn	-0,24	0,06	-0,09	-0,17	0,15	0,26	0,15	0,23	0,17	0,05	1

Die Deposition der basischen Kationen Kalium, Calcium und Magnesium zeigt untereinander ebenfalls Abhängigkeiten. Die relativ engen Beziehungen zwischen den basischen Kationen deuten möglicherweise darauf hin, dass Staubpartikel in die Auffangtrichter sedimentiert sind, die entweder in der unmittelbaren Umgebung der Sammler aufgewirbelt wurden oder bereits in den Niederschlägen enthalten waren, was angesichts des für diese Stoffen dominierenden *Washout* wahrscheinlich ist. Im ersten Fall wären die gemessenen Einträge aufgrund einer Kontaminationsquelle überschätzt. Im anderen Fall sind Aerosole mit basischen Kationen aus der Atmosphäre ausgewaschen und als reale Einträge mit der nassen Deposition erfasst worden. Auf eben diesen Zusammenhang deutet zumindest die Verknüpfung der Depositionsraten von Magnesium und Natrium hin.

Von den übrigen Korrelationen ist noch der Zusammenhang zwischen Kalium und organischen Stickstoffverbindungen im Niederschlagswasser bemerkenswert. Im Einzelfall kann sich eine höhere Korrelation zu organischen Verbindungen oft als Indiz für eine verunreinigte Niederschlagsprobe erweisen. Dann sollten jedoch die Ergebnisse von Modellrechnungen zur Ableitung der Gesamtdeposition von Stoffen besonders vorsichtig interpretiert werden.

3.2.3 Stoffflüsse im Freilandniederschlag

In der Tab. 3.3 werden die mittleren Depositionsraten, die im Freiland gemessen wurden, und statistische Kenngrößen zu deren Variabilität im Untersuchungsgebiet mitgeteilt. Wie man den relativen Variationskoeffizienten und Extremwerten entnehmen kann, unterscheiden sich die

Stoffeinträge zwischen den einzelnen Level II - Flächen zum Teil erheblich. Besonders groß sind die Unterschiede beim Protonen- und beim Kaliumeintrag, während den Schwefel- und Nitratreinträgen die geringsten Varianzen zugrunde liegen. Auch dies kann mit den unterschiedlichen depositionsbestimmenden Prozessen erklärt werden (*Rainout*: großräumig, Nitrat und Sulfat; *Washout*: kleinräumig, andere).

Tab. 3.3: Mittlere Depositionsraten und Kennwerte zur Varianz zwischen den Messflächen

	H	Na	K	Ca	Mg	NH ₄ -N	Cl	SO ₄ -S	NO ₃ -N	
	keq ha ⁻¹ a ⁻¹					kg ha ⁻¹ a ⁻¹				
arithm. Mittel	0,194	3,80	2,00	4,38	0,84	6,09	6,61	6,81	4,80	
Var.Koeff.	73%	50%	67%	38%	53%	37%	51%	28%	25%	
P 10 %	0,070	1,84	1,08	2,60	0,47	3,50	3,52	4,83	3,36	
P 90 %	0,401	6,65	2,81	6,58	1,61	9,01	11,41	9,26	6,32	

In den nachfolgenden Abbildungen sind die Depositionsraten ausgewählter Stoffe von allen Messflächen des deutschen Level II - Programms dargestellt. Die Messflächen sind mit Stationsnummern bezeichnet. Hierzu finden sich flächenbeschreibende Angaben im Anhang sowie bei BMELF (1997). Wie den unterschiedlichen Depositionsraten auf den einzelnen Messflächen zu entnehmen ist, haben sich Einflussfaktoren wie die örtliche Exposition gegenüber spezifischen Emittenten, die Immissionskonzentrationen und der Höhe der Niederschläge am Messort sehr unterschiedlich auf die absolute Höhe der Stoffeinträge im Freiland ausgewirkt.

Bei den Chloriddepositionen (Abb. 3.2) im norddeutschen Raum zeichnet sich ebenso wie beim Natrium (o. Abb.) ein deutlicher Meerwassereinfluss ab. Der höchste Chlorideintrag, der auf einer Level II - Fläche in Schleswig - Holstein (101) gemessen wurde, liegt bei fast 18 kg / (ha . a). Von dort fallen die Einträge über Nordrhein - Westfalen (501 - 507), Hessen (601 - 607), Rheinland Pfalz (701 - 707) und Baden Württemberg (801 - 811) mit zunehmender Meeresentfernung ab. Auf den süddeutschen Flächen schwanken die Einträge im Bereich von 2 bis 6 kg Chlorid. In dieser Größenordnung liegen auch die Depositionsraten in Berlin und Brandenburg. Auffallend hoch sind die Chlorid- und Natriumeinträge auf Einzelflächen im Saarland (1001), in der Oberpfalz (912), im Thüringer Gebirge (1603) sowie auf allen Flächen in

Sachsen (1401 – 1406). Zumindest bei letzteren Standorten ist dies durch das Verbrennen stark salzhaltige Kohle im böhmischen Becken zu erklären.

Die Sulfateinträge (Abb. 3.3) schwanken im Bundesgebiet zwischen 3 und 13 kg S / (ha * a). Den hohen Depositionsraten in den oberen und exponierten Lagen der Mittelgebirge (z.B. 504, 806) stehen oft sehr niedrige Depositionsraten im Lee der Gebirgszüge (z.B. 505, 803) gegenüber. Diese Unterschiede sind weitgehend durch die höhenabhängigen und kleinräumig wechselnden Niederschlagsmengen im Bergland bedingt. Dagegen scheint die Situation in Sachsen, Thüringen, Nordrhein – Westfalen und Niedersachsen durch großräumig höhere Schwefeleinträge als in den anderen Bundesländern gekennzeichnet zu sein. Aufgrund dessen ist auch auf eine regional höhere SO₂ – Immissionsdichte in der Atmosphäre zu schließen.

Offensichtlich unterliegen auch die Stickstoffdepositionen (Abb. 3.4) - ähnlich den Schwefeleinträgen - auf den Freiflächen dem Einfluss der Niederschlagsmenge. Insgesamt sind die Nitratfrachten im Freiland aber etwas ausgeglichener und weisen weniger Extremwerte auf als die Schwefel- und Ammoniumdepositionen (Abb. 3.5). Während die höchsten Nitratflüsse auf Freiflächen im Sächsischen (1401, 1402, 1403) und im Thüringer Gebirge (1604, 1605) sowie im niedersächsischen Harz (302, 303) zu finden sind, heben sich gleich mehrere Messflächen im Tiefland mit sehr hohen Ammoniumeinträgen (307, 501, 502, 503) signifikant aus dem bundesweiten Datensatz ab und weisen auf ein größeres zusammenhängendes Belastungsgebiet hin, das mit den wiederum sehr hohen Einträgen in Sachsen und Thüringen vergleichbar ist.

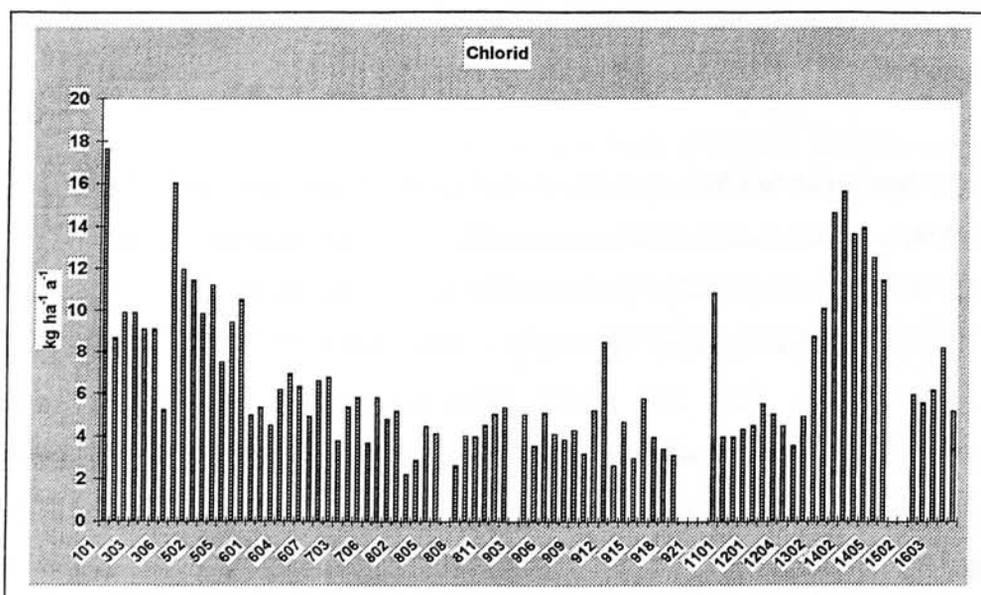


Abb. 3.2: Chloriddeposition auf den Freiflächen des Level II-Programms

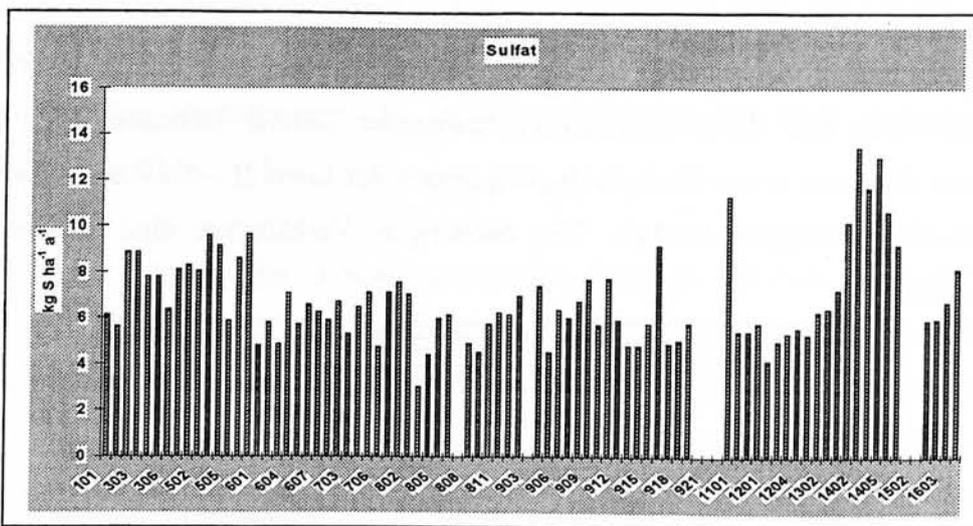


Abb. 3.3: Sulfat - Schwefeldeposition auf den Freiflächen des Level II-Programms

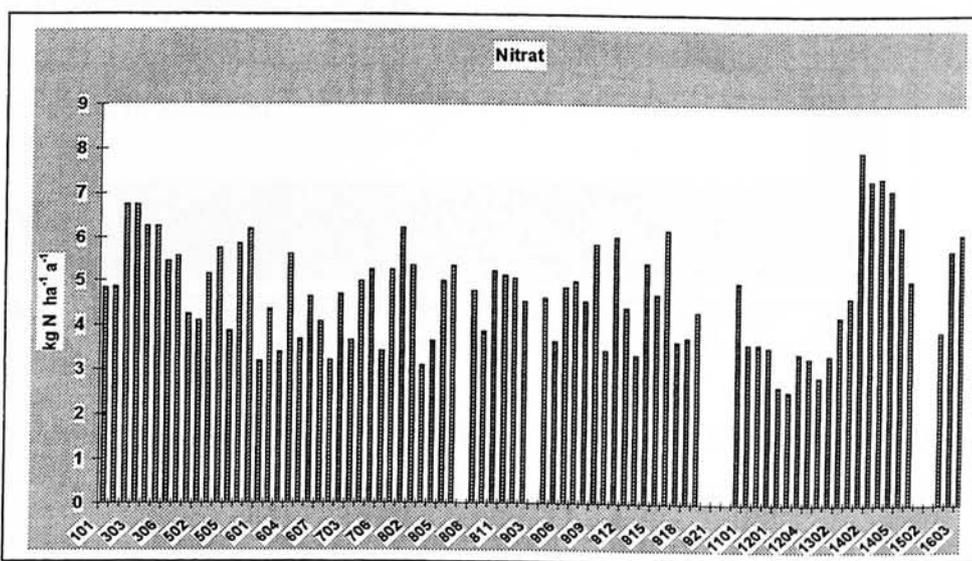


Abb. 3.4: Nitrat - Stickstoffdeposition auf den Freiflächen des Level II-Programms

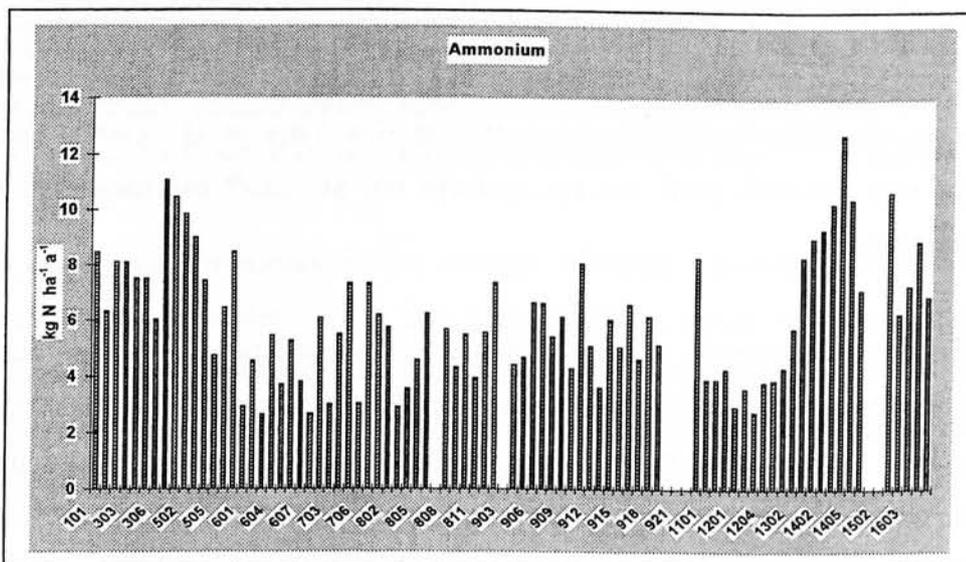


Abb. 3.5: Ammonium - Stickstoffdeposition auf den Freiflächen des Level II-Programms

Wechselnden Umweltbedingungen ist es zuzuschreiben, dass sich die Konzentration von Regeninhaltsstoffen und deren Verhältnisse zueinander ändern. Beobachtungen zu diesem Aspekt lassen sich auch in der Niederschlagsdeposition der Level II – Flächen an den Schwefel- und Stickstoffverbindungen machen. Die derzeitigen Verhältnisse sind in der Abb. 3.6 veranschaulicht.

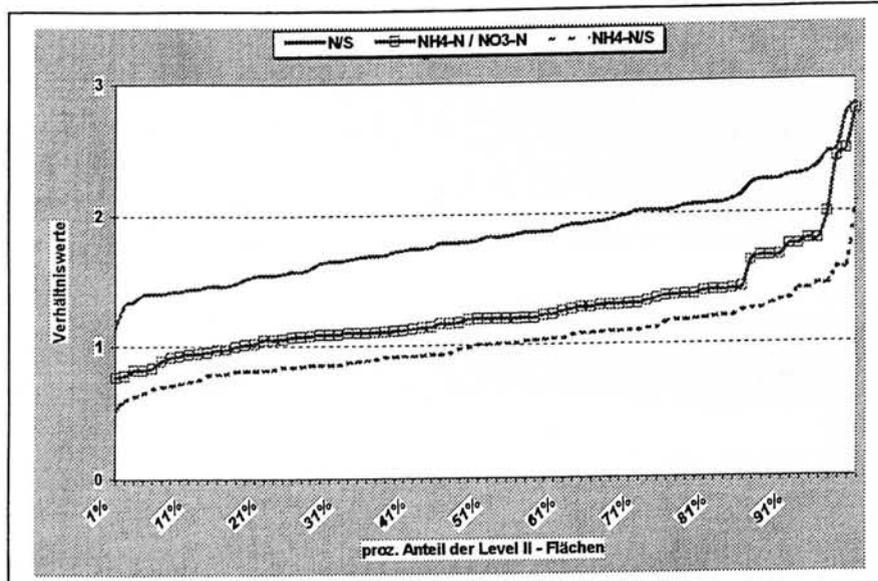


Abb. 3.6: Verhältnis (mol/mol) von Stickstoffverbindungen und Schwefel in der Niederschlagsdeposition im Freiland.

Das N/S- Verhältnis liegt auf allen Level II - Flächen in Deutschland oberhalb von 1 und übersteigt auf 30 % der Level II - Flächen in den Freilandniederschlägen den Wert 2. Die deutliche Übergewichtung des Stickstoffs gegenüber dem Schwefel ist im wesentlichen auf den hohen Ammoniumanteil am Stickstoffeintrag zurückzuführen. Während das NO₃-N/S-Verhältnis nur auf 8 % der Flächen über dem Wert 1 liegt, wird diese Schwelle beim NH₄-N/S-Verhältnis von 51 % der Messflächen überschritten. Europaweit wird auf den Level II-Flächen im Mittel nur ein N/S- Verhältnis von 1 erreicht (De Vries et al., 1999). Die Wälder in Deutschland sind demnach unter den am höchsten mit Stickstoff belasteten Waldgebieten in Europa einzuordnen.

Den Einfluss von Ammoniak auf die Höhe der Stickstoffdeposition bringt das NH₄/NO₃-Verhältnis im Freilandniederschlag zum Ausdruck. Im Durchschnitt aller Flächen beträgt das Verhältnis 1,26. Auf über 80 % der deutschen Level II - Flächen in Deutschland hat das Ammonium einen höheren Anteil an der Stickstoffdeposition im Freiland als das Nitrat.

De Vries et al. (1999) fanden bei ihrer europaweiten Auswertung von Depositionsmessungen ein durchschnittliches NH₄/NO₃ - Verhältnis im Freilandniederschlag von 0,95. Der Wert würde auf

1,3 steigen, sofern man die Waldmessstationen aus Polen nicht in diese Betrachtung einbezieht. Die Gewichtung von NH_4 und NO_3 in den deutschen Level II - Proben ist insofern gut vergleichbar mit den Verhältnissen, die in den westeuropäischen hoch stickstoffbelasteten Nachbarländern herrschen.

Die in der Abb. 3.7 dargestellte Deposition basischer Kationen mit dem Freilandniederschlag wurde mit Hilfe der Chloridflüsse um meerbürtige Anteile bereinigt. Die Depositionsraten zeigen an den 80 Waldmessstationen ein sehr uneinheitliches Bild. Sie schwanken zwischen 150 und $750 \text{ mol}_c \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Der bundesweite Durchschnitt liegt bei $320 \text{ mol}_c \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Von diesem Wert heben sich besonders deutlich die Extremwerte im Westerwald (704) und im Spessart, die sowohl auf der bayerischen (914) als auch auf der hessischen Seite des Spessart (604) gemessen wurden, ab. Aber auch die Kationendeposition auf den hessischen Messflächen (601 – 607) sowie in Mecklenburg Vorpommern (1302, 1303) ist im Vergleich zu anderen Flächen noch als erstaunlich hoch zu bezeichnen.

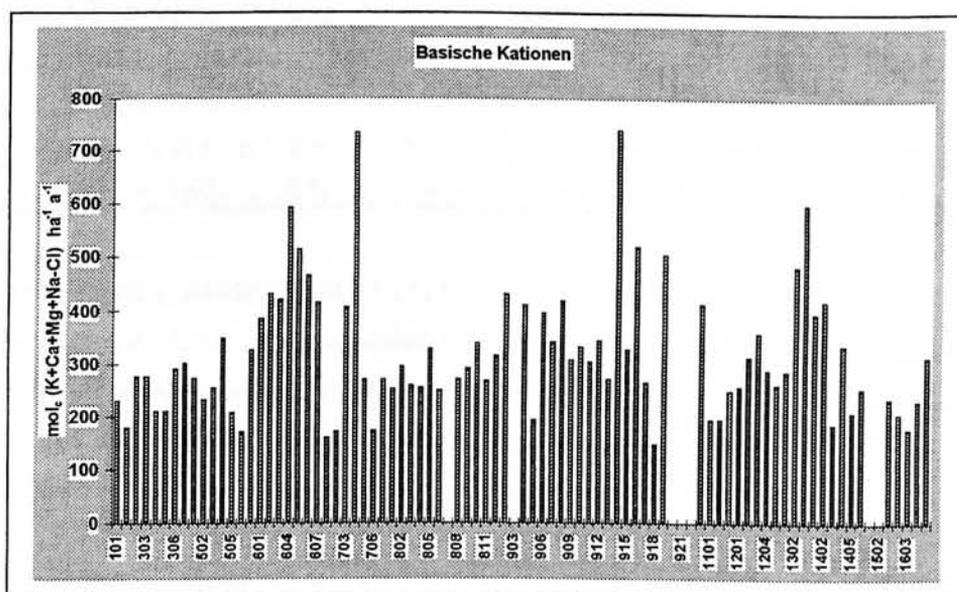


Abb. 3.7: Deposition basischer Kationen auf den Freiflächen des Level II-Programms

Der Gehalt des Niederschlagswassers an basisch wirkenden Kationen, insbesondere das Verhältnis zu den säurebildenden Stoffen SO_4 , NO_3 und NH_4 , ist eine wichtige Zwischengröße für die Berechnung der potenziellen Gesamtsäurebelastung von Ökosystemen. So erreicht die Summe der basisch wirkenden Kationen im Freilandniederschlag rund ein Viertel der Summe der säurebildenden Stoffe. Deren Mittelwert beträgt $1200 \text{ mol}_c \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$.

3.3 Depositionsmessungen im Waldbestand

3.3.1 Stoffflüsse mit dem Waldniederschlag

In Tab. 3.4 sind die im Stammablauf und in der Kronentraufe aufgefangenen Stoffflüsse zum Waldniederschlag zusammengefasst. Bedingt durch die Stoffumsätze im Kronendach, die im folgenden Kap. genauer beschrieben und quantifiziert werden, haben sich die Depositionsraten im Vergleich zum Freiland generell erhöht. Die bestandesspezifische Puffer- und Interzeptionskapazität trägt außerdem dazu bei, dass die Variationskoeffizienten, die Unterschiede zwischen den Flächen zum Ausdruck bringen, bei bestimmten Stoffen sich ebenfalls verändert haben.

Tab. 3.4: Arithmetischer Mittelwert und Kennwerte zur Variabilität der Depositionsraten im Waldniederschlag

	H	Na	K	Ca	Mg	NH ₄ -N	Cl	SO ₄ -S	NO ₃ -N
	mol _c / ha ⁻¹ a ⁻¹				kg / ha ⁻¹ a ⁻¹				
arithm. Mittel	270	5,9	15,4	8,9	2,1	10,2	12,5	14,1	8,8
Var.Koeff.	130%	56%	44%	34%	50%	51%	53%	58%	43%
P 10 %	35	2,4	6,6	5,1	1,0	4,7	5,9	7,0	4,6
P 90 %	600	10,2	23,3	12,1	3,3	18,9	20,7	26,1	14,8

Im Waldniederschlag verringern sich die Flächenunterschiede gegenüber dem Freilandniederschlag nur beim Kalium, dessen Flüsse hauptsächlich durch Auswaschung aus dem Kronenraum bedingt sind. Andererseits unterscheiden sich die Messflächen in Hinblick auf die jeweilige Sulfat-, Nitrat- und Protonendeposition stärker im Waldniederschlag. Verantwortlich hierfür ist die - für diese Stoffe entscheidende - trockene und feuchte Deposition, die eine höhere räumliche Variabilität aufweist als die Freilanddeposition. Beim Natrium, Chlorid, Calcium und Magnesium können die Varianzverschiebungen dagegen weitgehend vernachlässigt werden.

3.3.2 Kronenraumbilanzen

3.3.2.1 Kronendachdifferenzen

Im Kronendach der Waldbestände überlagern sich Prozesse der Trocken- und Feuchtdeposition, der Pflanzenauswaschung und der Pflanzenaufnahme, für deren Quantifizierung Bilanzmodelle entwickelt wurden (Kap. 2.3). Eine Ausnahme stellen die Kronendachdifferenzen für Natrium, Chlorid und Schwefel dar. Nur bei diesen Stoffen ist das Ergebnis der Kronendachdifferenz mit der jeweiligen Trocken- und Feuchtdepositionsrate annähernd identisch.

Tab. 3.5: Anreicherungsfaktoren für Stoffflüsse im Kronendach

	Buche	Eiche	Fichte	Kiefer
H+	0,7	1,6	1,7	1,3
Na	1,7	1,3	1,7	1,4
K	10,3	12,5	10,5	5,1
Ca	2,0	2,0	2,8	1,7
Mg	2,4	4,0	3,2	2,2
Mn	7,9	9,7	15,8	12,4
N-NH ₄	1,8	1,8	2,0	1,2
S-SO ₄	1,8	1,7	2,6	1,5
N-NO ₃	1,8	1,4	2,3	1,3
Cl	1,9	1,6	2,3	1,6
N _{org.}	2,6	3,6	2,5	2,6

In der Tabelle 3.5 ist das Ergebnis der Kronendachdifferenz in Form von stoffspezifischen Anreicherungsfaktoren getrennt nach den 4 Hauptbaumarten des Level II – Programms ausgewiesen. Aus der Tabelle geht hervor, dass bei den meisten Stoffen die höchsten Anreicherungsfaktoren in Fichtenbeständen auftreten. Die hohen Trockendepositionsraten dieser Baumart beruhen auf deren relativ großen Blattflächen-

index. Der Filtereffekt wird verstärkt durch die Ablagerung von Wolken- und Nebeltröpfchen an den Nadeloberflächen, wenn die Baumkronen in den höheren und exponierten Lagen der Mittelgebirge von Wolken durchzogen werden. Auf die Trocken- und Feuchtdeposition ist zurückzuführen, dass sich Natrium, Chlorid, Schwefel und Protonen im Kronenraum der Fichten um das 1,7 bis 2,6 -fache gegenüber den Stoffflüssen im Freilandniederschlag anreichern.

Deutlich positiv fallen die Kronendachdifferenzen ebenfalls für Kalium und Mangan aus. Die Anreicherung im Waldniederschlag kann bei diesen Elementen größtenteils mit Auswaschungsverlusten aus dem Blattgewebe erklärt werden. Nach der Kronenpassage steigt die Flussrate für Kalium in den Eichenbeständen auf das 12,5 -fache und für Mangan in den Fichtenbeständen auf das 15,8 -fache der Freilanddeposition an.

Etwas geringere Anreicherungsfaktoren für Natrium, Chlorid und Nitrat werden in den Buchenbeständen gefunden, die im Jahresmittel geringere Blattflächenindices aufzeigen. Da sich die Standorte von Fichten und Buchen oft überschneiden, ist davon auszugehen, dass auch die Anreicherung dieser Stoffe im Kronendach der Buchenbestände, vor allem in den höheren Lagen der Mittelgebirge, ebenfalls auf die Trocken- und Feuchtdeposition zurückzuführen ist.

Dagegen liegen die Eichen- und Kiefernflächen hauptsächlich im Flachland. In dieser Klimazone gewinnt grundsätzlich die trockene Deposition gegenüber der Feuchtdeposition von Wolken- und Nebeltröpfchen an Einfluss. Effekte dieser Art schlagen sich deutlich in den relativ kleinen Anreicherungsfaktoren für Natrium, Chlorid, Sulfat und Nitrat nieder. Zum andern ist auch der niedrigere Blattflächenindex hierfür verantwortlich. Ferner fällt im Vergleich zwischen Eichen-

und Kiefernflächen auf, dass sich im Waldniederschlag der Eichenbestände Kalium, Calcium, Magnesium und Stickstoffverbindungen, vor allem der organische Stickstoff, stärker als in den Kiefernbeständen anreichern. Eine Ursache für diese Beobachtung könnte sein, dass Frostspanner und Eichenwickler in den Jahren 1996 und 1997 in weiten Gebieten Nordwestdeutschlands eine Massenvermehrung in Eichenbeständen (z.B. 502 NW) durchlaufen haben. Zum zweiten sind die Raten der Stoffauswaschung aus Eichenkronen generell höher als die von Kiefern und anderen Baumarten.

Negative Kronendachdifferenzen sind nur auf wenigen Waldflächen aufgetreten. Unabhängig von diesen Einzelfällen ist jedoch bemerkenswert, dass die Kronendachdifferenz für die Protonenflüsse im Durchschnitt aller Flächen nur geringfügig den Wert null übersteigt. Auf rund der Hälfte aller Level II- Flächen werden somit trocken und feucht deponierte Säureeinträge bereits im Kronendach abgepuffert, ohne das es zu einer weiteren Anreicherung der Säureeinträge im Waldniederschlag kommt.

Darüber hinaus ergibt sich bei 5 Flächen eine negative Stickstoffbilanz für das Kronendach. Das bedeutet, dass dort die Kronenraumaufnahme größer ist als die Trocken- und Feuchtdeposition in den Kronenraum. Eine dieser Flächen (916 BY) liegt in der alpinen Höhenstufe der bayerischen Alpen. Sie ist mit Fichte bestockt. Eine weitere Fläche (1001 SL) befindet sich in einem Eichenbestand im Saarland. Die übrigen 3 Flächen sind Kiefernbestände, von denen eine in Bayern (912 BY) und zwei weitere im ostdeutschen Tiefland liegen. Zieht man die Standortverhältnisse dieser Flächen in Betracht, so liegt die Vermutung nahe, dass negative Kronendachdifferenzen für Stickstoff möglicherweise ein Indikator für stickstoffarme Ökosysteme sein können.

3.3.2.2 Trockene und feuchte Deposition

Die partikel- und aerosolgebundene Deposition (DD_{part}) wird in den Bilanzmodellen von ULRICH (1983, 1994) und DRAALJERS (1995) mit Hilfe der Kronendachdifferenz von Natrium abgeleitet. Somit haben plausible Ergebnisse für das Verhältnis von Trocken- und Feuchtdeposition zu Nassdeposition von Natrium, den sog. dry deposition factor (DDF), zentrale Bedeutung für weitere Bilanzgrößen.

Die Berechnung des DDF hat ergeben, dass sich Natrium bei der Kronenpassage im Durchschnitt aller Level II- Flächen um 57% gegenüber dem Eintrag mit dem Freilandniederschlag anreichert. Der DDF erreicht auf zwei Flächen (702; 703 RP) Maximalwerte von > 2 . Andererseits werden auf weiteren drei Level II- Flächen (805 BW, 912 BY, 1406 SN) negative Werte für den DDF erzielt. Obwohl an diesen Standorten die Freilanddeposition nur wenig größer ist als die Bestandesdeposition, ist eine Berechnung der Gesamtdepositionen an diesen Standorten mittels Kronenraumbilanzierung nicht möglich.

Anhand von Abbildung 3.8 ist der Vergleich des DDF über alle Level II – Flächen möglich. Dabei fällt auf, dass auf den Waldflächen in Bayern (901 – 919) und in Sachsen (1401 – 1406) die Anreicherung von Natrium im Kronendach verhältnismäßig gering ausfällt. Während in Sachsen sehr hohe Natriumeinträge im Freiland (7 kg/ha) gemessen wurden, beruht der DDF in Bayern auf unterdurchschnittlichen Eintragsraten von 2,5 kg/ha. Trotz dieser sehr unterschiedlichen Bezugsbasis wird die Auswirkung von Massenbilanzen des Kronendachs auf die Gesamt- Depositionsraten in beiden Regionen gering bleiben.

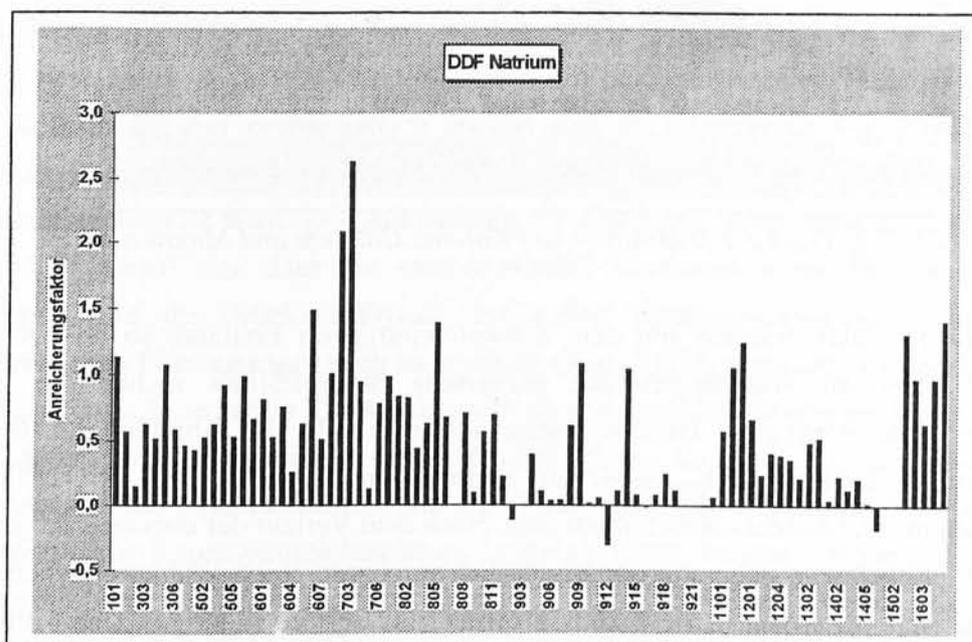


Abb. 3.8: Interzeption von Natrium als Anreicherungs faktor gegenüber der Freilanddeposition

In allen Bilanzmodellen ist die trockene Deposition (DD_{part}) von Kalium, Calcium und Magnesium sehr eng mit der Anreicherung von Natrium im Kronendach verknüpft (s. Kap. 2.3). Im Durchschnitt erreichen die Trocken- und Feuchtdepositionsraten beim Calcium 54%, beim Kalium 56% und beim Magnesium 61 % der im Freiland gemessenen Stoffflüsse. Wie aus der Abbildung 3.9 zu entnehmen ist, steigt die für basische Kationen errechnete trockene Deposition proportional mit größer werdender Trockendepositionsraten für Natrium (DDF Natrium) an. Lediglich auf drei Flächen (914 BY und 702, 703 RP) schert die trockene Deposition für Kalium aus dem generellen Trend aus. Während sich die Fläche in Bayern durch eine außergewöhnlich hohe Kaliumdeposition im Freiland auszeichnet, fällt bei den Flächen in Rheinland Pfalz die extreme Anreicherung von Natrium im Kronenraum auf. Im übrigen erbrachte die Auswertung nur bei drei Flächen negative Trockendepositionsraten, die sich zwangsläufig aus den ebenfalls negativen DDF herleiten, so dass die Bilanzierung der trockenen Deposition für basische Kationen insgesamt zufriedenstellende Ergebnisse liefert.

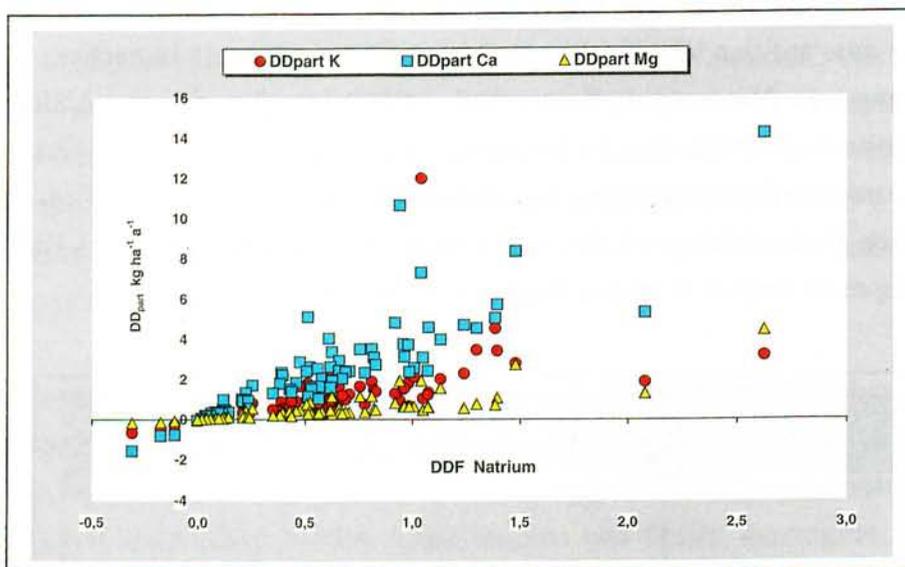


Abb. 3.9: Trockene Deposition von Kalium, Calcium und Magnesium

Verknüpft man den DDF Natrium mit dem Schwefeleintrag im Freiland, so lässt sich nach ULRICH (1993) der im Waldniederschlag gemessene Schwefelfluss rechnerisch in eine gasförmige und eine partikuläre Depositionsrates auftrennen. In der Abbildung 3.10 ist die Deposition von partikulärem ($DD_{part} SO_4$) und gasförmigem Schwefel ($DD_{gas} SO_2$) über den Schwefelflüssen im Waldniederschlag aufgetragen. Nach dem Verlauf der ebenfalls dargestellten Trendlinien zu urteilen sind hohe atmosphärische Schwefeleinträge im Wald weitgehend durch die gasförmige Deposition von Schwefeldioxid verursacht. Bei den niedrigen Depositionsraten überwiegt dagegen deutlich die Deposition von Sulfatpartikeln. Der Wendepunkt ist nach dieser Berechnung bei einer Depositionsrates von etwa $20 \text{ kg S ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ anzusetzen. Diese Angaben sind allerdings wegen der in Kap. 2.3.5 diskutierten methodischen Probleme mit Vorsicht zu bewerten.

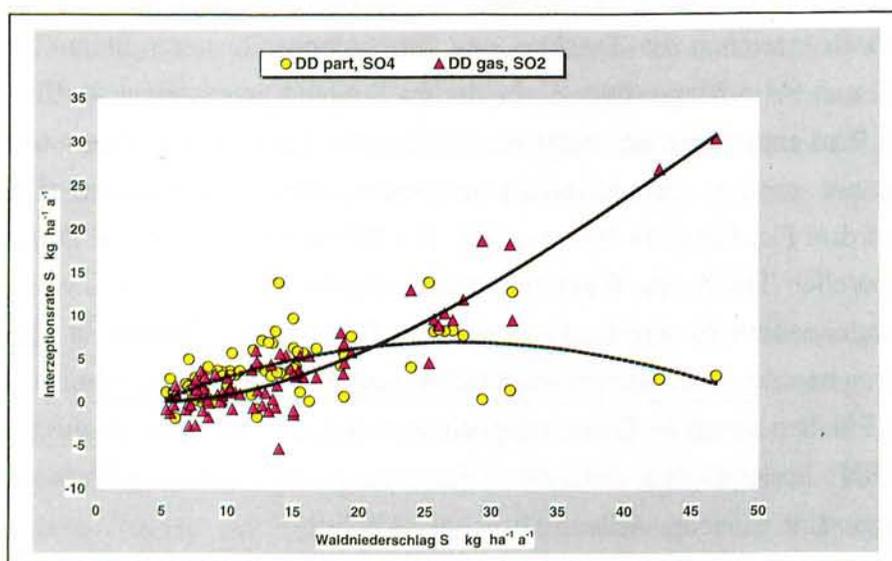


Abb. 3.10: Gasförmige und partikuläre Deposition beim Schwefeleintrag nach Ulrich (1983, 1994)

Unplausibel ist jedoch, dass auf 21 Flächen die rechnerisch ermittelte gasförmige Deposition und auf 4 Flächen die partikuläre Deposition in den negativen Bereich fällt. An diesem Befund erweist sich die begrenzte Aussagekraft des Massenbilanzmodells nach Ulrich (1983, 1994) für die Ableitung der Stoffflüsse im Kronenraum von Waldbäumen. Dies gilt speziell für die gasförmige Deposition, die bei Ulrich (1983, 1994) erst nach der partikulären Deposition und somit fehleranfällig berechnet wird (vgl. Kap. 2.3.5). Die von Ulrich häufig als negativ berechneten Trockendepositionsraten für SO_x , NO_y und NH_x kommen beim Modell von Draaijers et al. nicht vor, da sie dort unabhängig vom DDF ermittelt werden.

Als notwendig, aber problematisch erweist sich die Berechnung von Interzeptionsraten beim Stickstoff; zumal, wenn wie von ULRICH (1994) vorgeschlagen, zu diesem Zweck der DDF Natrium verwendet wird. Die Auswertung der Level II- Daten weist noch deutlicher als beim Schwefel darauf hin, dass die entsprechenden Voraussetzungen für eine Verknüpfung der Natrium- mit den Stickstoffflüssen auf vielen Waldstandorten nicht vorliegen, wie aus theoretischen Überlegungen auch zu erwarten (Kap. 2.3.5). Insgesamt wurden für Ammonium 41 und für Nitrat 31 negative Trockendepositionsraten ermittelt. Wiederum bereitet die Berechnung der gasförmigen Deposition das Hauptproblem. In Kap. 3.3.2.5 werden Ergebnisse atmosphärischer Widerstandsmodelle zur Berechnung von Stickstoff- Trockendepositionsraten alternativ zur Kronenraumbilanzierung gezeigt. Diese Modelle wurden in Kap. 2.3.6 kurz vorgestellt.

3.3.2.3 Leaching

Verbleibt bei der Kronenraumbilanz eine Differenz zwischen der im Waldniederschlag gemessenen Flussrate und der errechneten Gesamtdosition, so wird diese als Pflanzenauswaschung bzw. Leaching interpretiert (s. Kap. 2.3). Die Freisetzung von Stoffen im Kronendach ergibt häufig relevante Größenordnungen für Kalium, Calcium, Magnesium und Mangan. Negative Werte treten auf drei Flächen mit einem negativen DDF Natrium auf. Im

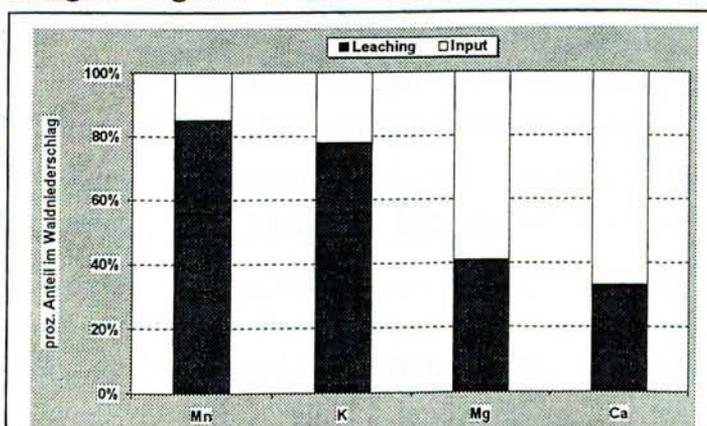


Abb. 3.11: Prozentualer Anteil der Pflanzenauswaschung am Waldniederschlag

Durchschnitt aller Level II – Flächen liegt die Auswaschungsrate bei den Nährstoffkationen Kalium, Calcium und Magnesium insgesamt bei $490 \text{ mol}_e \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Beim Mangan hat das Leaching den größten Anteil am Waldniederschlag mit 85%; für Kalium liegt der Durchschnitt bei 78%, für Magnesium bei 41% und für Calcium bei 33% (s. Abb. 3.11).

Es fällt auf, dass sich unter den Waldflächen mit den höchsten Auswaschungsraten für basische Kationen relativ viele Eichen- (910BY, 705RP, 502NW, 1001SL) bzw. Eichenmischbestände (505NW) befinden. Auf anderen Flächen werden Zusammenhänge zwischen dem Leaching von Calcium und Magnesium und dem Zustand des Waldbodens erkennbar. Waldflächen auf Karbonatböden (z.B. 910 BY, 803 BW) oder auf basenreichem geologischen Ausgangsmaterial (z.B. 505 NW) zeigen eine deutlich höhere Auswaschungsrate bei diesen Nährelementen als auf vergleichbaren Flächen mit sauren Waldböden. Eine hohe Auswaschungsrate von Mangan findet man bei manganreichen, sauren Böden (811, 506, 705, 505) oder auf staunassen Böden (809 und 810 BW, 502 NW), die ebenfalls über leicht lösliche Manganvorräte verfügen.

Relativ schwierig gestaltet sich die Berechnung des Leaching von organischen Anionen aus den deutschen Depositionsdaten. Anhand der Kronenraumbilanz nach DRAAIJERS (1998) erzielt man eine Auswaschungsrate, die im Mittel aller Level II – Flächen bei $84 \text{ mol}_c \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ liegt. Auf einer Fläche (502 NW), die im Messzeitraum von blattfressenden Insekten befallen war, steigt sie sogar bis auf $1500 \text{ mol}_c \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ an. Bei den Ergebnissen zur Freisetzung organischer Anionen im Kronenraum muss jedoch berücksichtigt werden, dass deren Berechnung immerhin auf 30 Flächen und somit bei 38 % aller untersuchten Fälle zu nicht interpretierbaren, negativen Befunden führt.

Zieht man ausschließlich die positiven Befunde in Betracht und vergleicht deren Mittelwert ($275 \text{ mol}_c \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) mit dem entsprechenden Mittelwert für die Auswaschung von Nährstoffkationen ($565 \text{ mol}_c \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$), so zeigt sich, dass bei rund 50 % der Flächen die aus dem Kronendach ausgewaschenen Nährstoffe von organischen Anionen begleitet werden. Die andere Hälfte der ausgewaschenen Kationen geht wahrscheinlich auf Säurepufferung zurück.

3.3.2.4 Kronenraumaufnahme

Eine möglichst genaue Bilanzierung der Aufnahme und Festlegung von Stoffen im Kronendach wird benötigt, um letztendlich eine Abschätzung der Gesamtdeposition von Stickstoff und Säuren vornehmen zu können. Sowohl die Massenbilanzen von ULRICH (1994) als auch DRAAIJERS (1998) liefern hierfür die Algorithmen. Wie sich jedoch bereits in Kap. 2.3 und 3.3.2.2 gezeigt hat, sind die Ergebnisse der Kronenraumbilanzen in Hinblick auf die Stickstoffumsätze des Kronendachs relativ unsicher. Die hier errechneten Daten zur Kronendachaufnahme können, solange sie nicht hinreichend verifiziert sind, daher nur tendenziell die Größenordnung der Aufnahmeraten anzeigen.

Die Massenbilanz nach ULRICH (1994) ergibt nur für die Hälfte der Level II-Flächen eine Stickstoffaufnahme des Kronendachs. Diese beträgt im Mittel $2,8 \text{ kg N}$ und erreicht eine maximale Aufnahmerate von $9,2 \text{ kg N}$. Im Durchschnitt entfällt von der gesamten Aufnahme des

Kronendachs 70 % auf NH_x und 30 % auf NO_y . Nur auf wenigen Einzelflächen, vor allem bei geringen Aufnahmeleistungen, wird rechnerisch mehr NO_y als NH_x absorbiert.

Wendet man die Massenbilanz nach DRAAIJERS (1998) an, so erhält man für 90 % der Level II - Flächen positive Aufnahmeleistungen, wobei dieser Ansatz nur die Kronendachaufnahme von NH_x erfasst. Die jährliche Aufnahmeleistung liegt hier im Durchschnitt bei 1,8 kg N und damit in einer dem ULRICH - Ansatz gut vergleichbaren Größenordnung.

Betrachtet man die Angaben zum Standort der Flächen, für die hohe Aufnahmeleistungen berechnet wurden, so lassen sich Ansatzpunkte für die Annahme finden, dass es einen Zusammenhang zwischen hoher Stickstoffaufnahme und angespannter N - Versorgung geben muss. Diese Interpretation bietet sich u.a. an in Hinblick auf das Bilanzergebnis für einen Lärchenbestand in den Alpen (904 BY), Fichtenbestände in der montanen Zone des Harzes (303 NI), des Rothaargebirges (506 NW), des Schwarzwaldes (805 BW) und der bayrischen Alpen sowie 5 Kiefernbestände im ostdeutschen Tiefland. Diese Flächen sind Fallbeispiele für die Gruppe der 20 höchsten Aufnahmeleistungen im deutschen Datenbestand.

Wie bereits aus der Kronendachdifferenz (Kap. 3.3.2) zu entnehmen war, findet bei mindestens der Hälfte der Beobachtungsbestände eine effektive Säurepufferung im Kronenraum statt. Über die Pufferraten, die sich bei unterschiedlicher Bilanzierung ergeben, informiert die Tabelle 3.5.

Tab. 3.5: Kennwerte zur Säurepufferung des Kronendachs nach ULRICH (1983) und

	$\text{CU}_{\text{H}^+}(\text{U83})$	$\text{CU}_{\text{H}^+}(\text{U83}) + \text{Cl}$	$\text{CU}_{\text{H}^+}(\text{Dra98})$
Mittelw.	238	299	261
Min.	0	0	0
P 10	0	44	32
P 25	100	146	89
Median	209	260	200
P 75	317	405	364
P 90	573	662	644
Max.	767	945	1102

Tendenziell stimmen die Ergebnisse relativ gut miteinander überein. Die Mittelwerte liegen zwischen 200 und 300 $\text{mol}_e \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Zwischen den Einzelflächen schwanken die Pufferraten im Bereich bis 1100 $\text{mol}_e \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ jedoch erheblich. Die nach ULRICH (1983) berechnete Säurepufferung nimmt in Fichtenbeständen im sächsischen Bergland (1401, 1402) sowie in den exponierteren Lagen der Mittelgebirge wie im Solling (305 NI), im Eggegebirge (504 NW), im

Schwarzwald (811 BW) und im Thüringer Wald (1604) besonders hohe Werte an. Im übrigen sind die Ergebnisse beider Bilanzmodelle nur sehr schwach untereinander korreliert. Vielmehr schwankt die Säurepufferung nach DRAAIJERS (1998) weitgehend abhängig von der Exposition einer Fläche. Daher stimmen auch die Extremwerte, ausgenommen die hohen Werte für das Erzgebirge, nicht mit den nach ULRICH (1983) berechneten Werten für die Säurepufferung überein.

3.3.2.5 Ausgewählte Depositionsprofile

Abb. 3.12 und 3.13 zeigen berechnete Gesamtsäureeinträge (nach Definition (1) aus Kap. 2.3.7, das heißt 1 mol NH_4^+ entspricht einem Säureäquivalent!) für 13 Beispielstandorte. Abb. 3.12 zeigt Ergebnisse des Modells von ULRICH (1994), Abb. 3.13 Ergebnisse des Modells von DRAAIJERS & ERISMAN (1995).

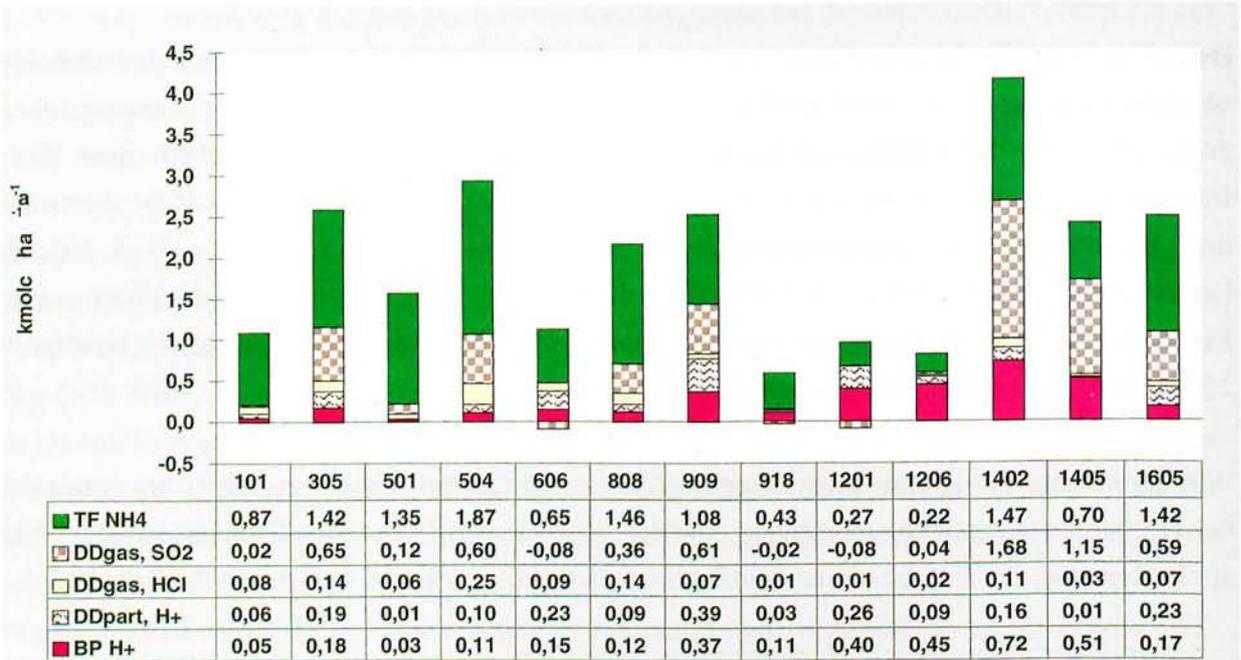


Abb. 3.12: Säurebilanz für den Kronenraum nach ULRICH (1983); BP H^+ = Protonen im Freilandniederschlag, DDpart H^+ = Protonen in trockener Deposition, DDgas HCl = Chlorid in trockener Deposition, DDgas SO_2 = Schwefeldioxid in trockener Deposition, TF NH_4 = Ammonium im Waldniederschlag

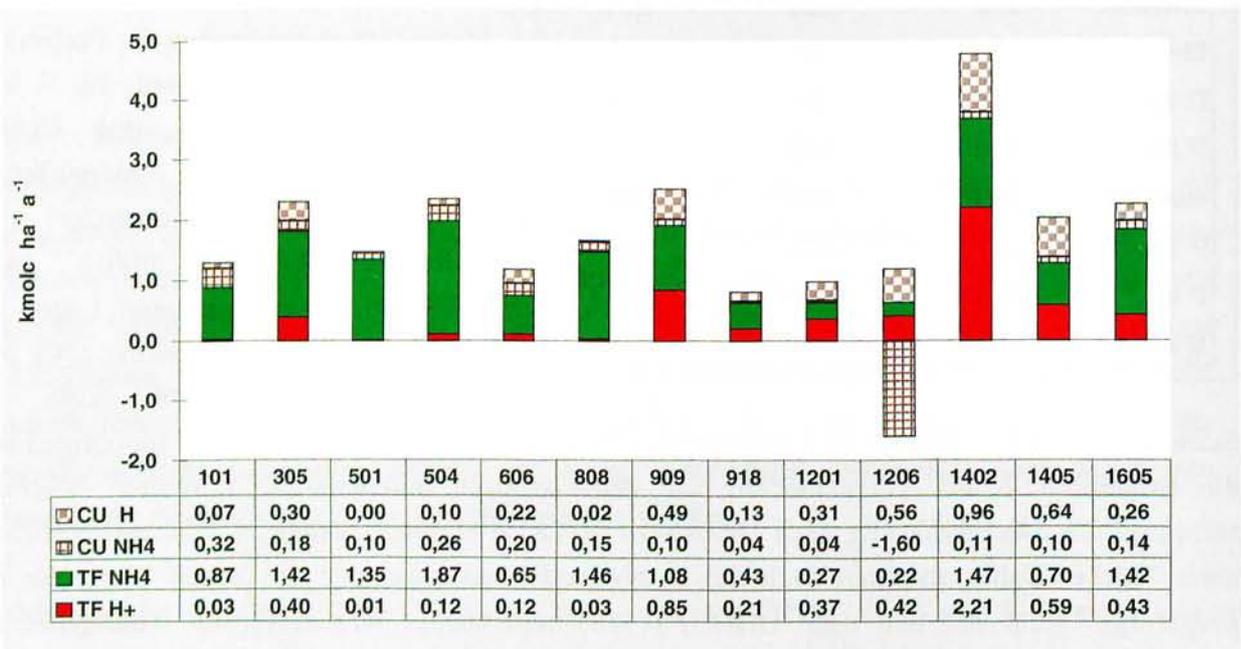


Abb. 3.13: Säurebilanz für den Kronenraum nach DRAAIJERS & ERISMAN (1995); TF H^+ = Protonen im Waldniederschlag, TF NH_4 = Ammonium im Waldniederschlag, CU $\text{NH}_4 + \text{H}$ = Pufferung von Ammonium und Protonen im Kronenraum

Die für diese Standorte berechneten Säureeintragsraten variieren zwischen etwa 0,6 und 4,2 kmol_c ha⁻¹ a⁻¹, sie sind damit höher als die Mittelwerte aller Level II-Standorte (je nach Berechnungsmethode zwischen 1,3 und 1,5 kmol_c ha⁻¹ a⁻¹).

Werden dem Eintrag eines Mols Ammonium zwei Säureäquivalente zugeordnet (potentielle Azidität, vgl. Kap. 2.3.7), und wird die Kronenraumaufnahme berücksichtigt, so sind die durchschnittlichen Einträge an diesen 13 Standorten ca. 2,7 kmol_c ha⁻¹ a⁻¹ (Mittel aller Standorte ca. 2,5 kmol_c ha⁻¹ a⁻¹). Hierbei sind neutralisierende Einträge von M_b-Kationen bereits berücksichtigt, die an diesen 13 Standorten zwischen 0,2 und 1,2 kmol_c ha⁻¹ a⁻¹ variieren (Mittelwerte: 0,5 kmol_c ha⁻¹ a⁻¹).

Aus der Vielzahl interessanter Beobachtungen seien drei Phänomene herausgehoben:

1. Die nach den beiden Kronenraumbilanzmodellen berechneten Säureeinträge stimmen nur an solchen Standorten gut überein, an denen Schwefeleinträge eine große Rolle spielen (Sachsen und Thüringen).
2. Die Flüsse von Ammonium dominieren den Säureeintrag an den meisten Standorten.

Daraus folgt:

3. Die Unterschiede zwischen den Ergebnissen der beiden Methoden werden noch wesentlich größer, wenn dem Eintrag von Ammonium zwei statt ein Säureäquivalent(e) zugeordnet werden (vgl. Kap. 2.3).

Der Stickstoffhaushalt ist somit nicht nur für den Nährstoffhaushalt von Waldökosystemen entscheidend, sondern auch für deren Säurehaushalt. Unglücklicherweise ist gerade die Bestimmung der Stickstoffflüsse mit den größten Unsicherheiten behaftet (vgl. Kap. 2.3). Schwerpunkt der folgenden Analyse ist daher der Vergleich verschiedener Methoden zur Bestimmung des Stickstoffeintrages an verschiedenen Standorten.

Tabelle 3.6 zeigt Ergebnisse der Berechnung der Stickstoffdeposition an 35 Standorten¹ mittels der Kronentraufenmethode und der Verwendung von Widerstandsmodellen. Es ergaben sich Mittelwerte von 25 kg ha⁻¹ a⁻¹ bzw. 33 kg ha⁻¹ a⁻¹. Vergleicht man diese Raten mit den Bestandesdepositionsraten, so ergibt sich aus den Kronenraumbilanzmodellen eine Stickstoffaufnahme von lediglich 1-3 kg N ha⁻¹ a⁻¹ bei Modellierung der trockenen Deposition dagegen ca. 10 kg N ha⁻¹ a⁻¹. Dieser Unterschied hat entscheidende Auswirkungen auf den Stoffhaushalt von Waldökosystemen.

¹in Schleswig-Holstein (1), Niedersachsen (7), Nordrhein-Westfalen (1), Hessen (7), Rheinland-Pfalz (8), Baden-Württemberg (11) und Sachsen (2). Fast alle diese Standorte sind Level II-Standorte.

*Tab. 3.6: Stickstoffdeposition: Vergleich von Messung/Trockendepositionsmodellierung mit Messung/Kronenraumbilanz an 35 deutschen Level II-Standorten (alle Angaben in kg N / (ha*a))*

	Kronenraumbilanzmode	Trockendepositionsmode	Differenz
	II	II	
Mittel (n= 35)	25	33	8
<i>Standardabweichg</i>	6	6	6
Mittel Fichte (n=17)	28	33	5
Mittel Buche (n=13)	22	32	10
<i>Mittel Kiefer</i> (n=3!)	27	41	14
<i>Mittel Eiche</i> (n=2!)	20	30	9

Interessant ist eine Betrachtung der Standorte mit besonders großen Differenzen zwischen Eintragsraten, die auf modellierter Trockendeposition basieren und solchen, die auf modellierter Kronenraumaufnahme basieren. Die größten Unterschiede (Angaben in kg N ha⁻¹ a⁻¹ zeigen sich in Augustendorf (Kiefer, NI; 26 kg!), Hünfeld und Biebergen (Buche, HE; 15 bzw. 14), Laußnitz (Kiefer, SN; 14), Altenstein (Fichte, BW, 13), Göttinger Wald (Buche, NI, 13), Bornhöved (Buche, SH, 12), Solling (Buche, NI, 12), Neuhäusel (Buche, RP, 12). Es ist damit zu rechnen, dass auch an ostdeutschen Kieferstandorten die Unterschiede groß sind (s.u.). Zusammenfassend ergibt die Trockendepositionsmodellierung besonders an Kiefern- und relativ hochbelasteten Buchenstandorten wesentlich höhere Depositionsraten als die Kronenraumbilanzierung.

Pflanzenphysiologische Untersuchungen haben hohe Raten der Stickstoffaufnahme durch Buchen nachgewiesen, die mittels der Kronenraumbilanz (auch durch die Methode von DRAAIJERS & ERISMAN (1995)) nicht vollständig erfasst werden, so die Aufnahme von NH₃ über die Stomata sowie von deponiertem HNO₃ und HNO₂ über Stomata und Kutikula. Auch schätzten Stoffhaushaltsuntersuchungen für den Standort Bornhöved (STOMOD-Modell, Reiche et al. 199?), dass eine Deposition von ca. 40 kg N / (ha*a) die bodeninternen und biologischen Speicher und Flüsse erklären würde. Dies entspricht der mittels Trockendepositionsmodell geschätzten Deposition für diesen Standort.

Auch bezüglich der hier betrachteten und weiterer Kiefernstandorte ist anzunehmen, dass die Kronenraumbilanz die tatsächlichen Stickstoffeinträge stark unterschätzt; so berechneten DÄMMGEN ET AL. (2000) für Kiefernstandorte Nordost-Brandenburgs Depositionsraten, die etwa das Fünffache der gemessenen Bestandesdeposition betragen.

In diesem Zusammenhang interessant ist die nach DRAAIJERS & ERISMAN (1995) berechnete Aufnahme von NH_4^+ : Sie ist hoch an einigen hochbelasteten Standorten NW-Deutschlands (z.B. Velmerstot und Bornhöved), einigen bayrischen Standorten und Mecklenburg-Vorpommern. Niedrige Werte werden an fast allen Kieferstandorten (z.B. Kleve/NW, Augustendorf/NI, alle Standorte in BE und BB) berechnet, was den o.g. Ergebnissen widerspricht. Hier besteht noch Forschungsbedarf.

Fast gleich berechnete Eintragsraten (basierend auf modellierter Trockendeposition – basierend auf modellierter Kronenraumaufnahme) finden sich vor allem an Fichten-Standorten, so Solling (Fichte, 0) und den baden-württembergischen Standorten Walldürn (Fichte, 0) und Heidelberg (Fichte, -1). Kleine Differenzen (<4) zeigen sich auch an anderen südwestdeutschen Standorten: Ochsenhausen und Welzheim (BW, Fichte; 3 und -3) sowie Kirchheim und Johanniskreuz (RP, Buche, Kiefer; -2 bzw. 2).

Allein am Standort Velmerstot im Weserbergland zeigt die Kronenraumbilanzmethode wesentlich höhere Ergebnisse (Fichte, -4). Dies könnte mit einer durch das Trockendepositionsmodell unterschätzten Immissionskonzentration und/oder mit einer durch die Kronenraumbilanz überschätzten N-Aufnahme erklärt werden.

Die o.g. fast identisch berechneten Raten der N-Deposition am Standort Solling (Fichte) deuten darauf hin, dass die verwendeten Trockendepositionsmodelle EUTREND und EDACS eine konservative Schätzung der tatsächlichen Deposition darstellen: Ibrom et al. (1995) berechneten mit einem an den Standort angepassten Depositionsmodell unter Verwendung lokaler Messungen eine Depositionsrate von etwa $70 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ². Sowohl die hier angewandte Trockendepositionsmodellierung als auch die Kronenraumbilanz führen dagegen zu Depositionsraten von knapp $40 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$.

Wie bereits oben erwähnt, gilt ähnliches auch für Kiefernstandorte in Nordost-Brandenburg (DÄMMGEN ET AL. 2000): den mittels Trockendepositionsmodell berechneten $47 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ stehen ca. $10 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ gegenüber, die sich aus der Kronenraumbilanz ergeben.

Falls die Ergebnisse von EDACS und EUTREND tatsächlich die wahren Trockendepositionsraten unterschätzen, so sind die aufgrund von Kronenraumbilanzen berechneten Depositionsraten (Mittel aller hier betrachteten Standorte: $25 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) noch stärker unterschätzt. Dies hätte erhebliche Konsequenzen für u.a. für die Luftreinhaltepolitik und den Waldbau.

² Die Nassdeposition trägt demnach etwa 25%, die Trockendeposition von Partikeln 35%, die Trockendeposition von Gasen 30% und die Feuchtdeposition von Nebel-/Wolkenwasser 10% zur gesamten N-Deposition am Standort Solling (Fichte) bei. 90% des gasförmig deponierten Stickstoffes werden in Form von HNO_3 oder NH_3 auf der Waldoberfläche abgelagert; die NO_x -Deposition hat keine große Bedeutung.

Allerdings ergab ein Vergleich der Modellergebnisse von EDACS und EUTREND für Stickstoffverbindungen eine gute Übereinstimmung im nationalen Maßstab mit den Ergebnissen des EMEP-Modells (Gauger et al. 1999). Das EMEP-Modell bezieht Emissionen, atmosphärischen Transport und Deposition ein und ist annähernd massenkonsistent. Daraus kann man ableiten, dass auch EUTREND und EDACS zumindest im nationalen Maßstab realistische Stickstoff-Depositionsraten berechnen und dass ein durchschnittlicher Depositionswert von $33 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ zutrifft. Ob diese Zuverlässigkeit für einzelne Standorte ebenso gilt, muss offen bleiben. Angesichts der erheblichen Unsicherheiten, mit denen Kronenraumbilanz und Widerstandsmodellierung behaftet sind, sollten an jedem Standort beide parallel angewandt werden. Dies gilt insbesondere für Level II-Fallstudien, bei denen Depositions-, Immissions- und meteorologische Messungen vor Ort erhoben werden.

3.3.3 Gesamteinträge

Die atmosphärischen Gesamteinträge für Waldflächen setzen sich aus der im Freiland gemessenen nassen Deposition und der akzeptorabhängigen trockenen und feuchten Deposition zusammen. Letztere werden im deutschen Level II- Programm indirekt durch Kronenraumbilanzen erfasst. Die Schwefel- Gesamtdeposition ist identisch mit den im Bestandesniederschlag gemessenen Stoffflüssen.

3.3.3.1 Schwefel

Die Sulfatbelastung unter Wald liegt im bundesweiten Durchschnitt bei 14 kg (875 mol_e) S je ha und Jahr. Höhere Sulfateinträge als 16 kg (1000 mol_e) S zeichnen rund 23% der Level II- Flächen aus. Rund 30% der Messflächen in den anderen europäischen Staaten überschreiten diesen Schwellenwert. Allgemein sind die Sulfateinträge auf den deutschen Waldflächen mit den europäischen Regionen im Westen und Süden vergleichbar. Niedrigere Schwefeleinträge als in Deutschland werden in den nördlichen Teilen Skandinaviens, Schottlands und Irlands gemessen. Deutlich höhere Schwefeldepositionen finden sich in den zentraleuropäischen, östlichen Staaten.

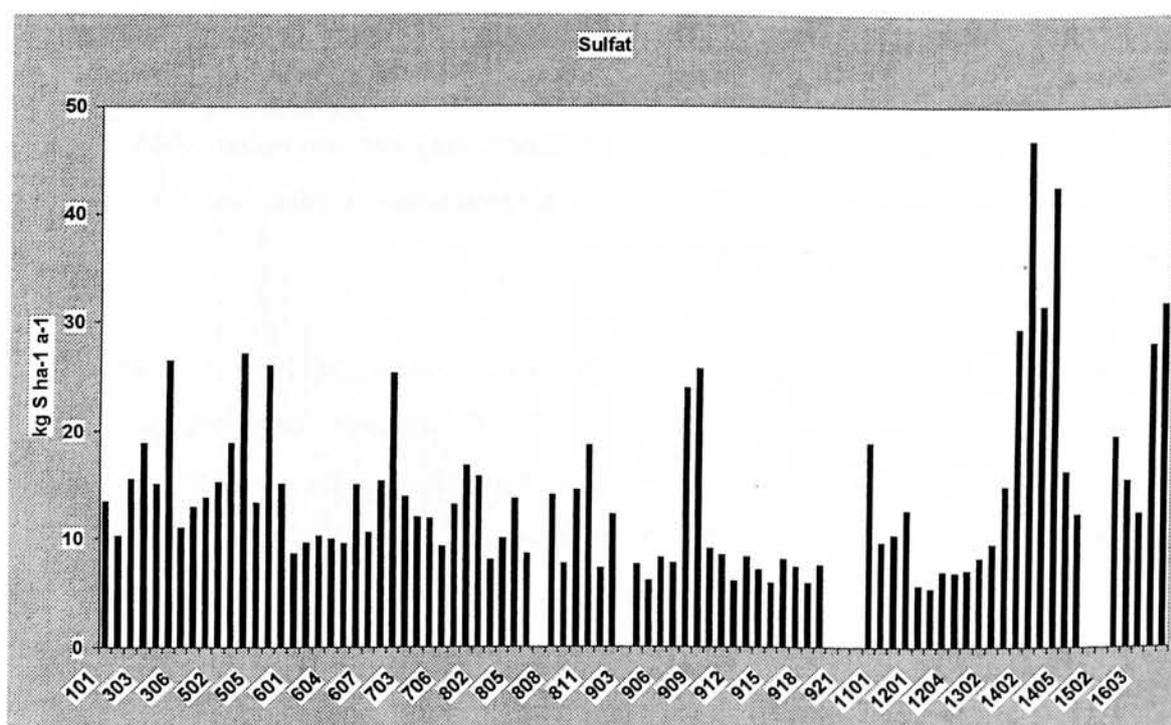


Abb. 3.14: Sulfat- Schwefel Gesamtdeposition auf den deutschen Level II- Flächen

Die niedrigsten Schwefeleinträge in Deutschland wurden im Bezugszeitraum in den brandenburger Kiefernbeständen (5,4 - 8,2 kg S) gemessen. Auch die bayrischen Waldflächen zeichnen sich durch relativ geringe Schwefeleinträge, die eine Spannweite von 5,9 - 9,1 kg S umfassen, aus. Die Beobachtung, dass die Schwefelbelastung in den süddeutschen Waldgebieten insgesamt auf einem niedrigen Niveau liegt, ist auch deutlich an den Daten aus den bayrischen Alpen (7,6 und 8,1 kg S) sowie einigen Fichtenbeständen Baden-Württembergs (7,6 - 7,6 kg S) zu erkennen (Abb. 3.14).

Für die mit Fichten bestockten, immissionsexponierten Lagen der Mittelgebirge sind Sulfateinträge um 25 kg S typisch. Exemplarisch für diese Gruppe stehen der Solling (305) die Egge (504) und das Rothaargebirge im Sauerland (506), die Osteifel in Rheinland Pfalz (702) ebenso wie der Oberpfälzer Wald (908) und das Fichtelgebirge (909) in Bayern. Durch außergewöhnlich hohe Sulfateinträge von 28 bis 44 kg S je ha und Jahr sind schließlich die sächsischen Waldflächen (1401 - 1404) im Erzgebirge, Elbsandsteingebirge und in der Oberlausitz sowie im Thüringer Gebirge (1604, 1605) gekennzeichnet. Diese sind die am höchsten belasteten Waldflächen in Deutschland.

3.3.3.2 Stickstoff

Die Stickstoff- Gesamtdeposition wurde einerseits aus den Messungen von Ammonium, Nitrat und organischem Stickstoff in den Niederschlägen abgeleitet. Zusätzlich wurde auf Kronenraumbilanzen zurückgegriffen, um die Größenordnung der atmosphärischen Einträge abzuschätzen, die unmittelbar vom Kronendach aufgenommen werden und daher in der Kronentraufe nicht erfasst werden (vgl. Kap. 2.3).

Aus Fallstudien z.B. von IBROM ET AL. (1995) im Solling, DÄMMGEN (1999) in Brandenburg sowie in den Niederlanden und in Großbritannien ist bekannt, dass Trockendepositionsmodelle wesentlich größere Einträge liefern als die Kronentraufemethode und Massenbilanzen des Kronendachs. Auch liegen für Level II-Standorte berechnete Gesamtdepositionen unter Zuhilfenahme von Inferentialmodellen um durchschnittlich ca. 11 kg / (ha*a) höher als die Flüsse im Bestandesniederschlag (Kap. 3.3.2.5). Um dieser Erfahrung zumindest teilweise Rechnung zu tragen, wurden die Modellrechnungen von ULRICH (1994) und DRAAIJERS (1998) auf allen Level II- Flächen angewendet und der jeweils größere Betrag aus diesen Modellrechnungen den Ammonium- und Nitratflüssen im

Bestandesniederschlag hinzugerechnet. Zusätzlich wurden die im Freiland gemessenen Einträge organischen Stickstoffs mit einem Durchschnittswert von 1,5 kg N je ha und Jahr berücksichtigt. Da über die Aufteilung der im Waldniederschlag gemessenen N_{org} - Flüsse keine zuverlässigen Angaben gemacht werden können, wurde die Kronendachdifferenz für N_{org} pauschal den ökosysteminternen Quellen zugeteilt.

Organischer Stickstoff wurde auf 46 Flächen in Niederschlägen bestimmt. Die entsprechenden Messdaten stammen aus den westdeutschen Ländern, ausgenommen Bayern und Saarland, sowie aus Berlin und Thüringen. Danach betragen die Eintragsraten mit dem Waldniederschlag im Durchschnitt 3,1 kg und mit den Freilandniederschlägen 1,3 kg N_{org} je ha und Jahr.

Für die Stickstoffaufnahme des Kronendachs hat das Bilanzmodell von DRAAIJERS (1998) auf 51 der 80 Level II- Flächen einen größeren Betrag als das Modell von ULRICH (1994) geliefert. Vom Gesamteintrag entfallen demnach durchschnittlich 13% auf die Kronendachaufnahme. 80% der Gesamteinträge werden von den Ammonium- und Nitratflüssen im Waldniederschlag bestimmt. Die organischen Stickstoffverbindungen tragen rund 7% zum Gesamteintrag bei.

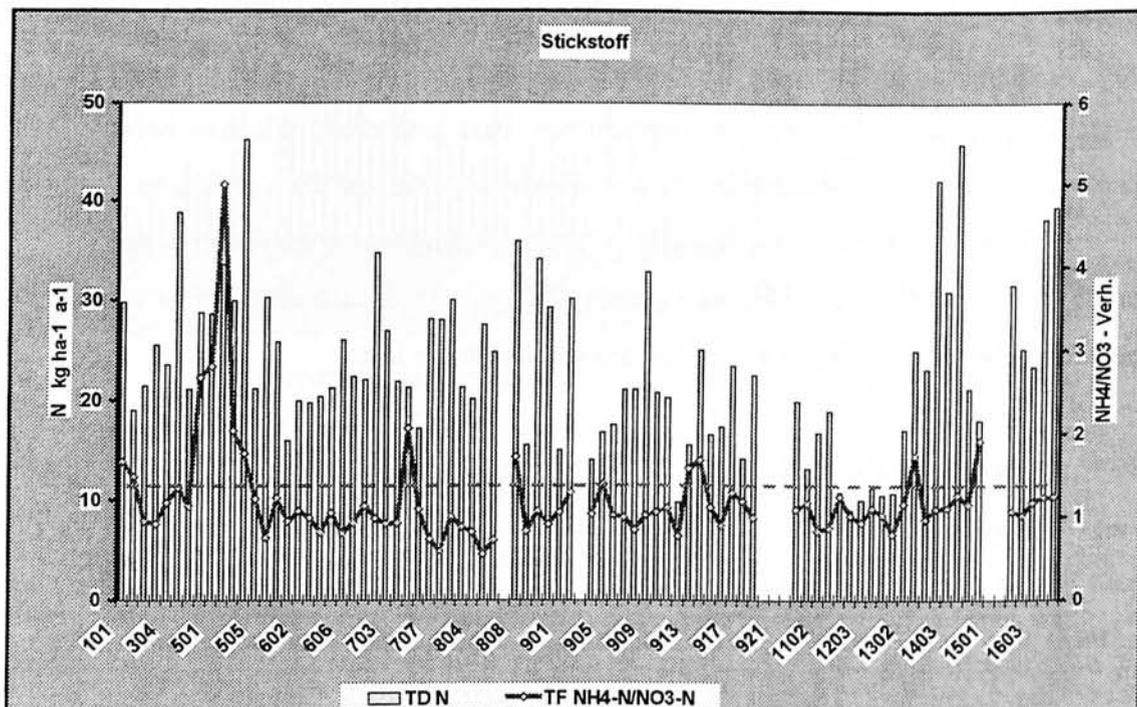


Abb. 3.15: Stickstoff- Gesamteintragung (siehe Text) und das Verhältnis von NH_4 zu NO_3 in der Kronentraufe (Beschriftung rechts) auf den deutschen Level II- Flächen

Im Durchschnitt liegt die mittels Kronenraumbilanzmodellen berechnete Stickstoff-Gesamtdeposition im deutschen Messnetz bei 25 kg N je ha und Jahr. Die Abb. 3.15 weist große Unterschiede zwischen den einzelnen Flächen aus. Die höchsten Eintragsraten sind in den nordwestlichen und südöstlichen Mittelgebirgswäldern zu finden. In dieser Hinsicht hebt sich besonders der Solling (305) und der exponierte Oberhang des Eggegebirges im Westen (504) sowie das Erzgebirge (1402), das Oberlausitzer Bergland (1404) und das Thüringer Gebirge (1604, 1605) im Osten Deutschlands ab. Auf einigen Waldflächen (z.B. Osteifel 702 und Fichtelgebirge 909) treffen die hohen Stickstoffeinträge mit hohen Schwefeleinträgen zusammen. Mit großer Vorsicht sind die scheinbar sehr niedrigen Depositionsraten für Kiefernbestände in Brandenburg (1201 bis 1206) zu interpretieren. Dort wurden nur Einträge von 9 bis 11 kg N je ha und Jahr ermittelt. Insbesondere bei diesen und anderen Waldflächen im kontinentalen Klimabereich muss jedoch berücksichtigt werden, dass Messungen des Bestandesniederschlags und Kronenraumbilanzen die trockene Deposition sowie die Stickstoffaufnahme des Kronendachs wahrscheinlich unvollständig erfassen. Die dargestellten Ergebnisse sind somit nur eine konservative Schätzung der real deutlich höheren Stickstoff-Gesamtdeposition.

Zusätzlich kann aus Abb. 3.15 das Ammonium/Nitrat- Verhältnis entnommen werden. Es zeigt sich, dass dem Stickstoffeintrag generell annähernd gleiche Anteile von Ammonium und Nitrat im Bestandesniederschlag zugrunde liegen. Auf 13 Flächen ist das Verhältnis jedoch deutlich zugunsten des Ammoniums verschoben. Fast jede dieser Flächen befindet sich in räumlicher Nähe zu landwirtschaftlichen Betrieben, die größere Mengen Ammoniak emittieren können. Überwiegend sind diese Flächen im norddeutschen Raum zu finden. Einige von ihnen (101, 307, 501 – 504) sind gleichzeitig mit einer Gesamtdeposition verknüpft, die über dem bundesweiten Durchschnitt der Stickstoffeinträge liegt.

Die Einordnung von Level II- Daten in europaweite Zusammenhänge nehmen DE VRIES ET AL. (1999) vor und verwenden hierzu Klassengrenzen für die Deposition von 14 kg (1000 mol_c) N und 28 kg (2000 mol_c) N je ha und Jahr. Diese Depositionsraten werden immerhin auf 90 % bzw. auf 29 % der Messflächen in Deutschland noch überschritten. Von allen Level II- Flächen außerhalb Deutschlands erreichen 45 % einen N-ges. Eintrag von mehr als 14 kg und 18 % von mehr als 28 kg N je ha und Jahr. Somit zählen die Waldflächen in Deutschland zu den am höchsten belasteten Regionen Europas.

3.3.3.3 Basische Kationen

Durch zusätzliche Trocken- und Feuchtdeposition in die Waldkronen haben sich die Gesamteinträge von Kalium, Calcium und Magnesium gegenüber dem Freilandniederschlag mehr als verdoppelt. Der Median für die Gesamtdeposition basischer Kationen beträgt, seesalzbereinigt, 385 mol_c je ha und Jahr. 50 % der Gesamteinträge schwanken zwischen 300 und 535 mol_c. Mit Blick auf die Abb. 3.16 heben sich einzelne Spitzenwerte vom bundesweiten Datenbestand ab. Einzelfälle lassen sich durch die Kontamination der Probe im Gelände, z.B. bedingt durch die Kalkung einer angrenzenden Waldfläche (703, 704) oder den Einsatz von Tausalz auf einer nahegelegenen Straße (914), u.U. leicht erklären. Aus dem Rahmen fallen jedoch die hohen Kationeneinträge in Hessen (601-607), die sämtlich in Buchenbeständen gemessen wurden. Bei diesen Proben werden Verunreinigungen bei der Feldmessung ausgeschlossen.

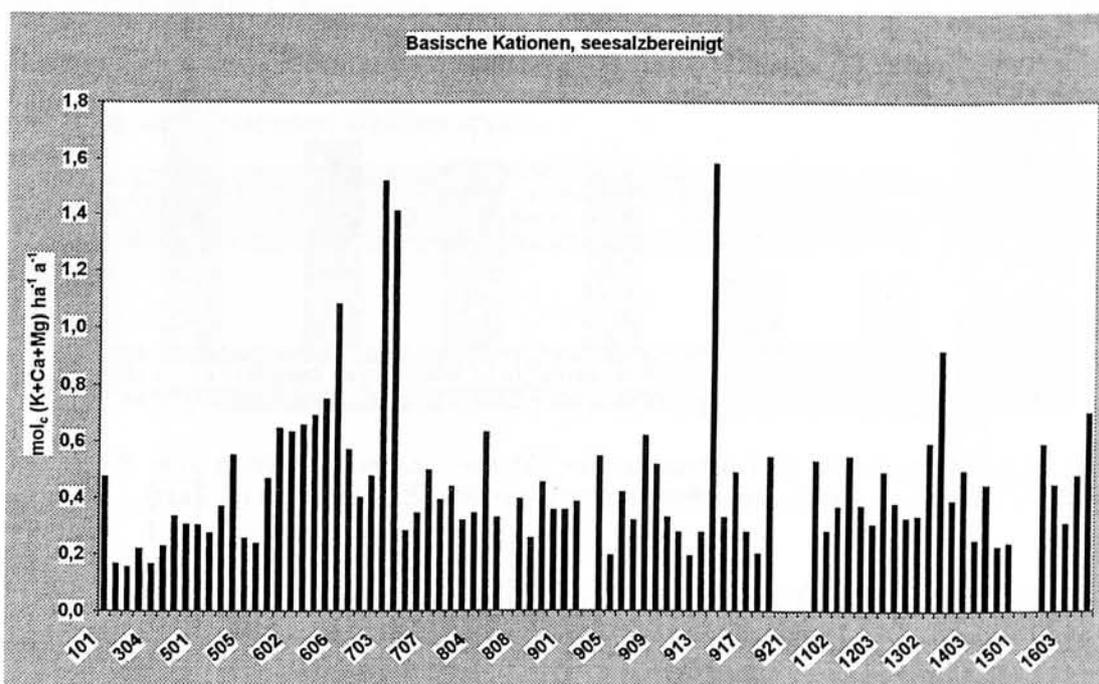


Abb. 3.16: Gesamtdeposition der seesalzbereinigten basischen Kationen K, Ca und Mg auf den deutschen Level II- Flächen

Vergleicht man die ermittelten Gesamteinträge mit den entsprechenden Ergebnissen aus anderen europäischen Staaten, so zeigt sich, dass die Wälder in Deutschland einen relativ geringen Input von basischen Kationen aus der Atmosphäre erhalten. Während die Depositionsraten europaweit auf 35 % der Level II- Flächen bei 500 mol_c ha und Jahr und darüber liegen, wird dieser Schwellenwert nur auf 25 % der deutschen Messflächen überschritten.

3.3.3.4 Säuren

Die atmosphärische Säuredeposition ist nicht direkt messbar. Man erhält den Säure-Gesamteintrag ausschließlich durch die Ergänzung der Depositionsmessungen mit nachgeschalteten Kronenraumbilanzen. Zudem ist die Zuordnung der verzögerten Säurewirkung von Ammonium- und Ammoniaketrägen Definitionssache. Die angewandten Modelle und ihre Annahmen wurden in Kap. 2.3 vorgestellt. Die Ergebnisse von 80 deutschen Level II- Flächen sind in der Abb. 3.17 zusammengefasst.

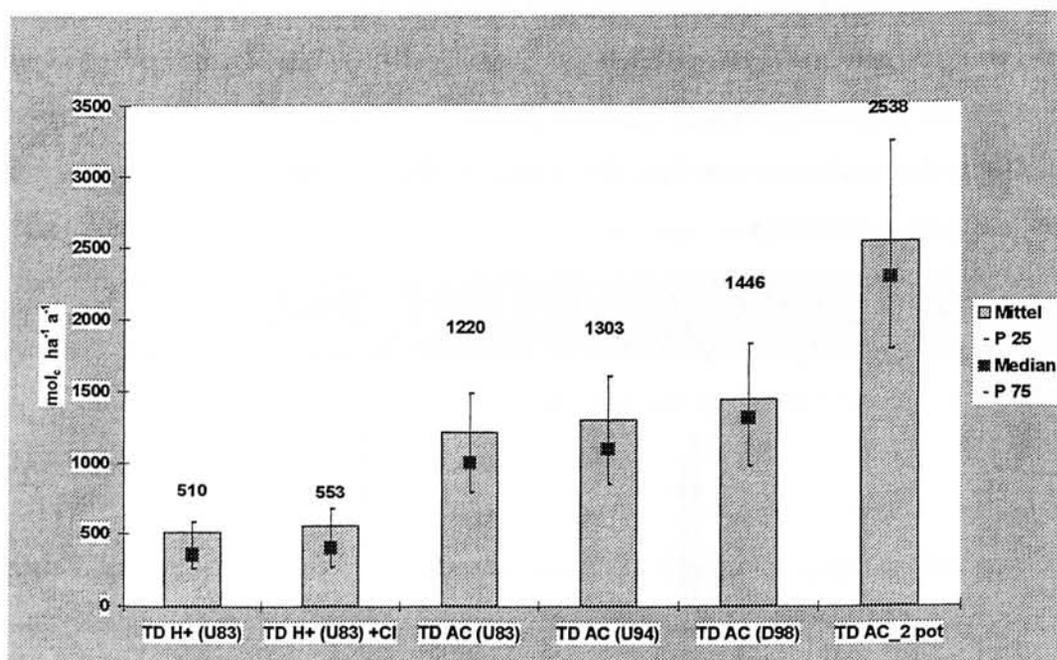


Abb. 3.17: Mittelwerte und Streuung der Säure- Gesamtdeposition von 80 Level II- Flächen, berechnet nach unterschiedlichen Modellen (Erklärungen im Text)

Im allgemeinen liefert die Methode ULRICH (1983) die niedrigsten Werte, da dieser Ansatz nur den säurebildenden Schwefel bzw. Schwefel und Chlorid betrachtet und deren Trocken-/Feuchtdepositionsraten für das Kronendach modelliert. Immerhin sind die Werte aufgrund der Bilanzierung doppelt so hoch wie die im Bestandesniederschlag gemessenen Protonenflüsse (Kap. 3.3.1). Um einen weiteren Faktor 2 erhöhen sich die Werte für die Säure-Gesamtdeposition, wenn die Stickstoffumsätze im Kronendach zusätzlich mit erfasst werden. Für diesen Zweck wurden drei Modelle gerechnet. Am stärksten wirkt sich der Stickstoffeffekt bei der von DRAAIJERS ET AL. (1998) vorgeschlagenen Methode aus. Hiernach bilanziert erreicht der Gesamtsäureeintrag im Mittel aller 80 deutschen Level II- Flächen 1,45 kmol_c pro ha und Jahr. Die höchsten Säuregesamteinträge ergibt erwartungsgemäß die Definition TD AC (2) (vgl. Kap. 2.3.7.), die alle potenziell und langfristig säurewirksamen Stoffe umfasst. Deren Mittelwert beträgt 2,5 und das Maximum liegt auf der Fläche 1404 in Sachsen bei 4,6 kmol_c pro ha und Jahr. Die Daten zum potenziellen Gesamtsäureeintrag zeigen vor allem auch,

dass die Versauerung mittlerweile primär durch Stickstoffeinträge bedingt ist. Der Stickstoffanteil, kronenraumbilanziert liegt immerhin bei 69%.

Im europäischen Umweltmonitoring wird die Modellrechnung nach DRAAIJERS ET AL. (1998) angewendet. DE VRIES ET AL. (1999) kommen so zu dem Ergebnis, dass der Säure-Gesamteintrag auf 55% von insgesamt 144 betrachteten Messflächen weniger als 1 kmol_c pro ha und Jahr und auf 25% der Flächen mehr als 2 kmol_c pro ha und Jahr beträgt. Während der höchste Säureeintrag in Europa bei 10 kmol_c je ha und Jahr liegt, schwanken die meisten Depositionsraten in einem Band zwischen 0,2 und 4 kmol_c pro ha und Jahr.

Von den deutschen Waldmessstationen unterschreiten nur 28% eine Depositionsrate (nach DRAAIJERS ET AL. 1998) von 1 kmol_c. Ein Säure- Gesamteintrag von mehr als 2 kmol_c pro ha und Jahr wird hier von 20% der Flächen überschritten. Obwohl auf den deutschen Level II-Flächen vergleichbare Extremwerte wie in einigen osteuropäischen Gebieten nicht erreicht werden, erfasst das Messnetz in Deutschland doch ein sehr breites Spektrum von gering bis zu sehr hoch säurebelasteten Waldbeständen.

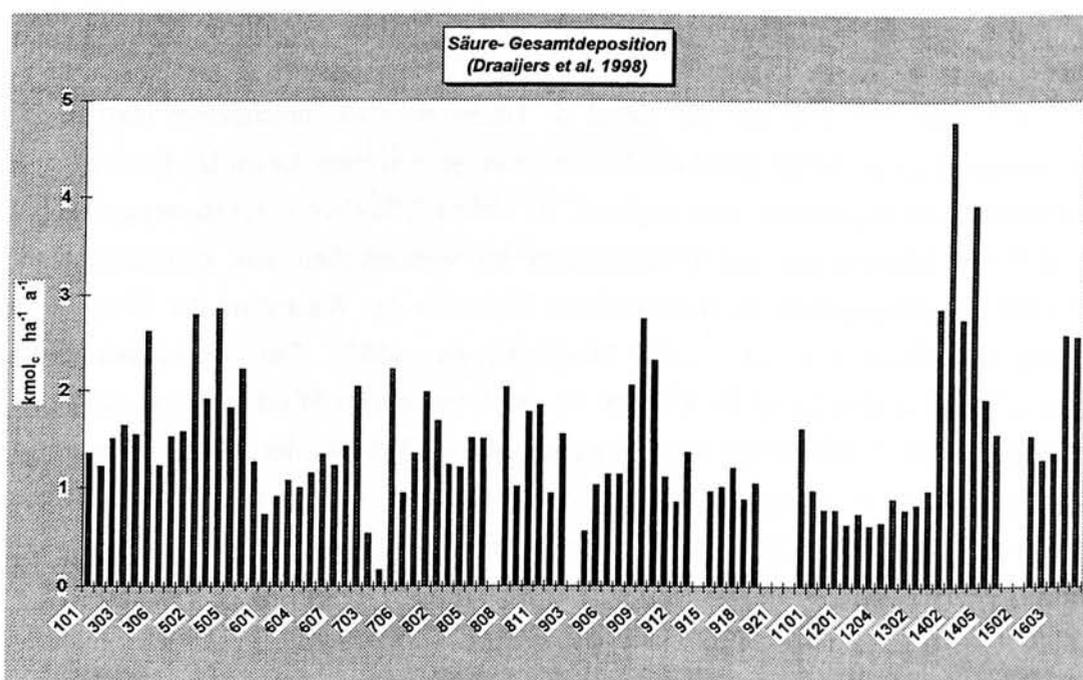


Abb. 3.18: Säure- Gesamteintrag auf den deutschen Level II- Flächen, berechnet nach DRAAIJERS ET AL. (1998)

Die Höhe der atmosphärischen Säureeinträge wird maßgeblich über den Stickstoff- und Schwefeleintrag reguliert. Daher ist das räumliche Muster, das aus den Depositionsraten der 80 Level II- Flächen entsteht und aus Abb. 3.18 zu entnehmen ist, mit dem der Stickstoff- und Schwefeleinträge sehr ähnlich. Der mit Abstand höchsten Säuredeposition in Deutschland

unterliegen Fichtenbestände im Erzgebirge (1402) und im Oberlausitzer Bergland (1404), während sehr niedrige Säurebelastungen auf Buchenflächen in Rheinland - Pfalz (703, 704), auf mehreren bayrischen Flächen unter Kiefer (901, 905, 912) und Buche (907, 911, 915) und ter Lärchen und Fichten in den Alpen (904, 916) als auch auf den Waldflächen im ostdeutschen Tiefland (1101 – 1303) gemessen werden.

3.3.4 Großräumige Unterschiede

Depositionsmessungen werden auf Level II- Flächen in erster Linie als Einzelfallstudien betrieben. Insofern steht nicht der Anspruch, atmosphärische Stoffeinträge für größere Waldgebiete darzustellen, bei diesem Programm im Vordergrund. Wie die Besprechung der Einzelergebnisse jedoch gezeigt hat, sind nicht nur Unterschiede zwischen den Messflächen, sondern auch regional vergleichbare Depositionsraten zu beobachten gewesen.

Um diesen Aspekt, der sich aus den Level II- Daten ebenfalls erschließen lässt, deutlicher hervorzuheben, werden nachfolgend die Messergebnisse einzelner Level II- Flächen größeren Landschaftsräumen zugeordnet und regional zu einem Mittelwert zusammengefasst. Dabei ergibt sich die Abgrenzung der Waldregionen im wesentlichen aus geographischen und klimatischen Gesichtspunkten, die in besonderer Weise für das Wachstum der Waldbäume von Bedeutung sind (WOLFF ET AL., 1999; MARX ET AL., 1999). Darüber hinaus wurde die Zuordnung bei einzelnen Level II- Flächen an der Grenze von Waldregionen auch nach der jeweiligen Höhe der Stoffeinträge vorgenommen, um die Varianz der Depositionsraten in der Waldregion gering zu halten. Nach diesem Verfahren ließen sich 9 unterschiedliche Waldregionen ausscheiden. Die Aufteilung der Level II- Flächen auf diese Waldregionen geht aus nebenstehender Tab. 3.7 hervor.

Waldregion	Anzahl	Geographische Lage	Levei II- Flächen
Norddeutsches Tiefland (Tland N)	8	Schleswig Holstein; nordwestl. Niedersachsen; Niederrhein, Westfälische Bucht; Mecklemburg	101; 301, 307 501 - 503; 1302, 1303
Nordwestdeutsche Mittelgebirge (Mgeb. NW)	13	Süd-niedersachsen, Harz; Weserbergland, Sauerland, Nordeifel; Westerwald, Vogelsberg, Nordwesthessen	302 - 306 504 - 507 603, 605 - 607
Westdeutsche Mittelgebirge (Mgeb. W)	14	Vogelsberg, Rhön, Spessart, Hunsrück, Osteifel, Pfälzerwald, Westerwald, Saarland; Odenwald	601, 602, 604; 903, 914; 701 - 705, 707; 1001; 802, 811
Südwestdeutsche Mittelgebirge (Mgeb. SW)	9	Schwarzwald, Neckarland, Schwäbische Alb,	801, 803 - 810
Süddeutsche Mittelgebirge (Mgeb. S)	14	Frankenalbvorland, Fränkische Platte, Bayerisches Hügelland, Bayerische Schotterplatte, Bayerischer Wald	901, 902, 905 - 907, 910- 913, 915, 917- 919, 921
Alpen (Alpen)	3	Bayerische Alpen	904, 916, 922
Ober-rheingraben (Rhein Graben)	1	Rhein Main Ebene	706
Ostdeutsches Tiefland (Tland O)	13	Nord- u. Mittelbrandenburg, Altmark, Nordbrandenburg, Fläming, Niederlausitz, Sächsisch- Thüringer Hügelland	1101 - 1103; 1201 - 1206; 1405, 1406
Ostdeutsches Mittelgebirge (Mgeb. O)	12	Oberpfalz, Fichtelgebirge; Erzgebirge, Elbsandstein, Oberlausitz; Thüringer Gebirge	908, 909, 920 1401 - 1405; 1601 - 1605

Nachfolgend werden die durchschnittlichen Stoffeinträge in diesen Waldregionen veranschaulicht und erläutert.

Eine auffällige Zonierung zeigt sich vor allem bei den Natrium- Einträgen im Freilandniederschlag. Am stärksten sind die Waldgebiete im norddeutschen Tiefland und in den nordwestdeutschen Mittelgebirgen dem atlantischen Einfluss der Meersalzemission ausgesetzt. Während die Natriumfrachten mit dem Freilandniederschlag in diesen Gebieten im Durchschnitt mehr als $5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ betragen, verbleiben die jährlichen Natrium-Einträge in den übrigen Waldregionen West- und Süddeutschlands deutlich unter $5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Die ostdeutschen Waldgebiete, insbesondere die Waldflächen in den ostdeutschen Mittelgebirgen, heben sich wiederum durch höhere Depositionsraten ab. Die Natriumeinträge dort sind nicht auf maritimen Einfluss, sondern wahrscheinlich auf die Emission salzhaltiger Kohlestäube zurückzuführen.

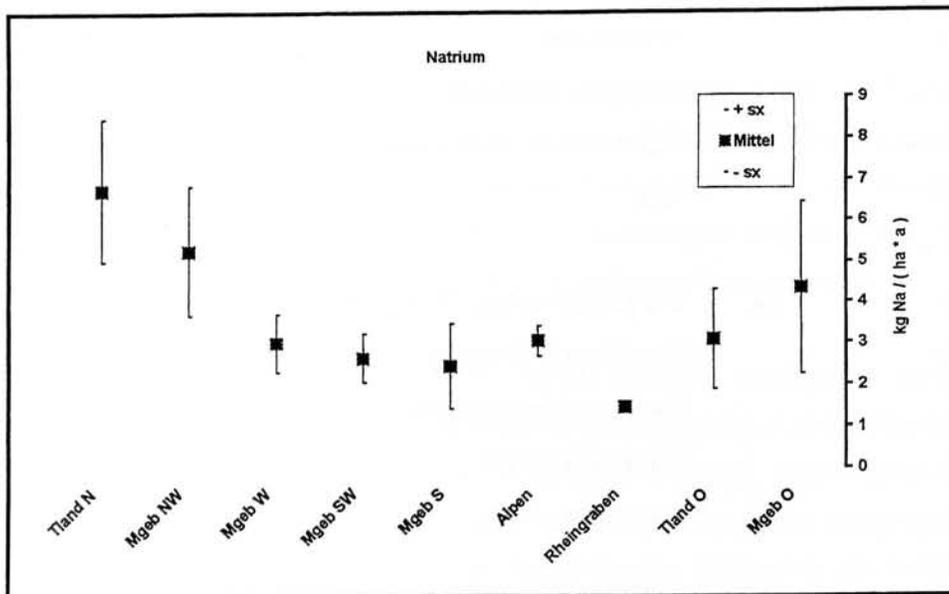


Abb. 3.20: Natrium- Deposition nach Waldregionen

Die mittleren Stickstoff- Einträge (Abb. 3.21 u. 3.22) fallen tendenziell von den norddeutschen zu den süddeutschen Waldgebieten und von den westdeutschen Mittelgebirgen zu den Kieferngebieten im ostdeutschen Tiefland ab. Die in den ostdeutschen Mittelgebirgen gemessenen und kronenraumbilanzierten Depositionsraten lassen sich nicht in das allgemeine Muster einordnen. Sie liegen im Mittel bei $30 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und übersteigen damit signifikant die mittleren Eintragsraten aller anderen Waldregionen. Hinterlegt man die regionalen Stickstoff- Einträge mit dem jeweiligen mittleren Ammonium/Nitrat- Verhältnis, so erhält man für das norddeutsche Tiefland mehr als doppelt so hohe Ammonium- wie Nitratreinträge. In dieser Hinsicht unterscheiden sich die norddeutschen Waldgebiete eindeutig von allen übrigen großen Waldgebieten in Deutschland, deren mittleres Ammonium/Nitrat- Verhältnis nur wenig um den Wert 1 schwankt. Dies ist durch hohe Ammoniakemissionen aus der nordwestdeutschen, niederländischen und belgischen Intensivtierhaltung zu erklären.

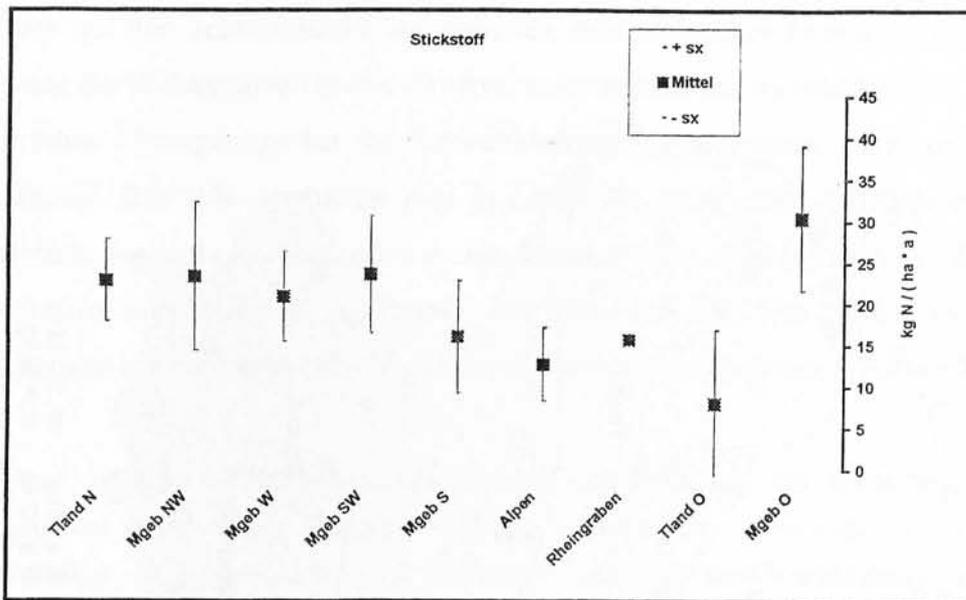


Abb. 3.21: Stickstoff- Deposition, kronenraumbilanziert nach Waldregionen

Bei den Sulfateinträgen wiederholt sich im wesentlichen das schon beim Stickstoff gesehene, regionale Muster (Abb. 3.23 u 3.24), in dem sich zum einen die hohe Belastung der ostdeutschen Mittelgebirge und zum anderen die von den bayerischen Alpen zu den nordwestdeutschen Mittelgebirgen graduell ansteigenden Depositionsraten wiederfinden. Im direkten Vergleich fällt jedoch auf, dass anders als beim Stickstoff die Varianz der Sulfatdepositionen eine gewisse Abhängigkeit von der durchschnittlichen Depositionsrate der Waldregionen zeigt. Entsprechend dieser Beobachtung sind in den ostdeutschen und den westdeutschen Mittelgebirgen größere Unterschiede zwischen den Depositionsraten einzelner Waldflächen zu erwarten als auf den süddeutschen Waldflächen, die einheitlich relativ niedrige Sulfateinträge aufweisen

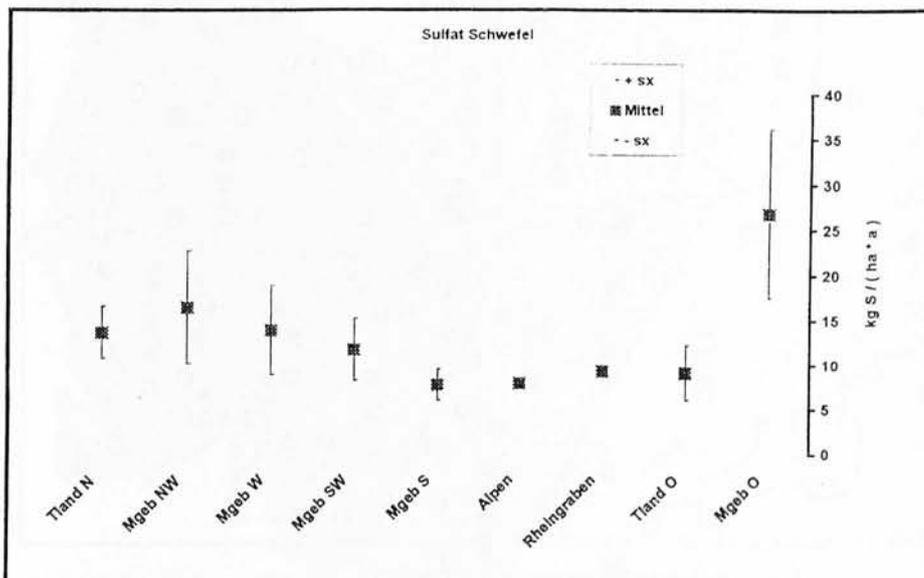


Abb.: 3.23: Schwefel- Einträge nach Waldregionen

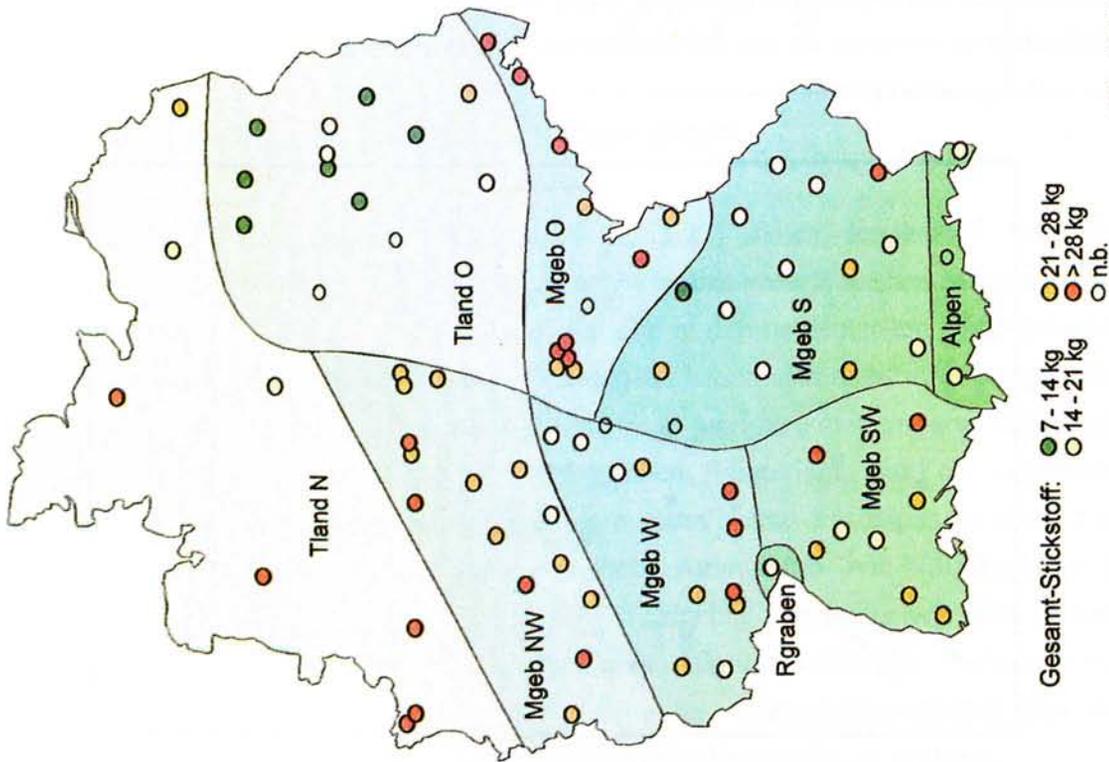


Abb. 3.22: Gesamt-Stickstoffflüsse im Bestandesniederschlag.

W. Lux, H. Kürbis

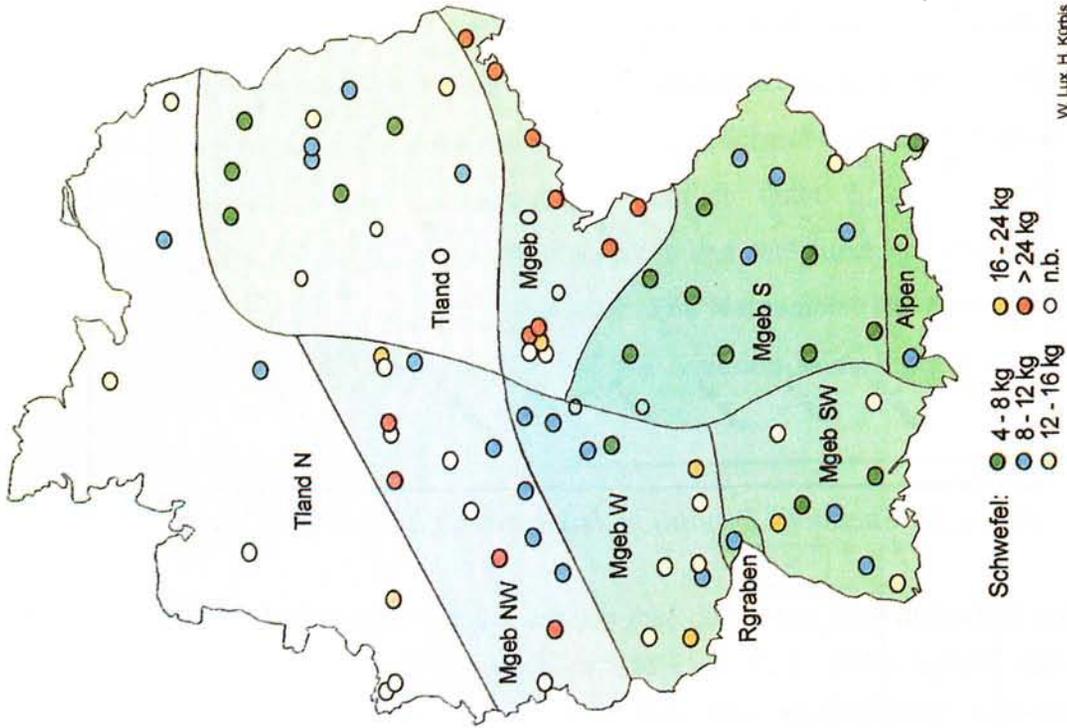


Abb. 3.24: Schwefelflüsse im Bestandesniederschlag

W. Lux, H. Kürbis

Mit Blick auf den Schwefelanteil am gesamten atmosphärischen Eintrag von Säurebildnern lassen sich die Waldregionen in drei Gruppen zusammenfassen. Im ostdeutschen Tiefland und ostdeutschen Mittelgebirge hat die Schwefeldeposition den größten Anteil am potenziellen Säureeintrag. Das N/S- Verhältnis liegt in beiden Regionen unter 1,5. Andererseits ist das Verhältnis in den südwest- und süddeutschen Mittelgebirgen aufgrund niedriger Sulfateinträge am weitesten zum Stickstoff verschoben. Der Mittelwert liegt hier bei 2,4. In den übrigen Waldregionen schwankt das N/S- Verhältnis in einer engen Bandbreite zwischen 2,0 und 1,8.

Reiht man die regional zusammengefasste stoffliche Belastung der deutschen Waldgebiete unter anderen europäischen Waldregionen (DE VRIES ET AL., 1999) ein, so lassen sich die Sulfateinträge der süddeutschen Mittelgebirgen gut mit den Verhältnissen im südlichen Skandinavien vergleichen. Die in den ostdeutschen Mittelgebirgen gemessenen Sulfateinträge fügen sich andererseits nahtlos zwischen den wesentlich höheren Schwefeldepositionen West- und Osteuropas ein.

Die Stickstoffeinträge liegen allgemein in einer Größenordnung, die für Waldlandschaften in West- sowie in Osteuropa typisch sind. Dies gilt in besonderem Maße wieder für die Waldregionen im Süddeutschen Raum. Lediglich im ostdeutschen Flachland fallen die mittels Kronenraumbilanzen berechneten Stickstoffeinträge – anscheinend – so niedrig aus, dass diese mit den Verhältnissen im Süden Skandinaviens gleich zu setzen sind. Jedoch ist hier von einer erheblichen Unterschätzung der tatsächlichen Einträge auszugehen (Kap. 3.3.2 und 3.3.3).

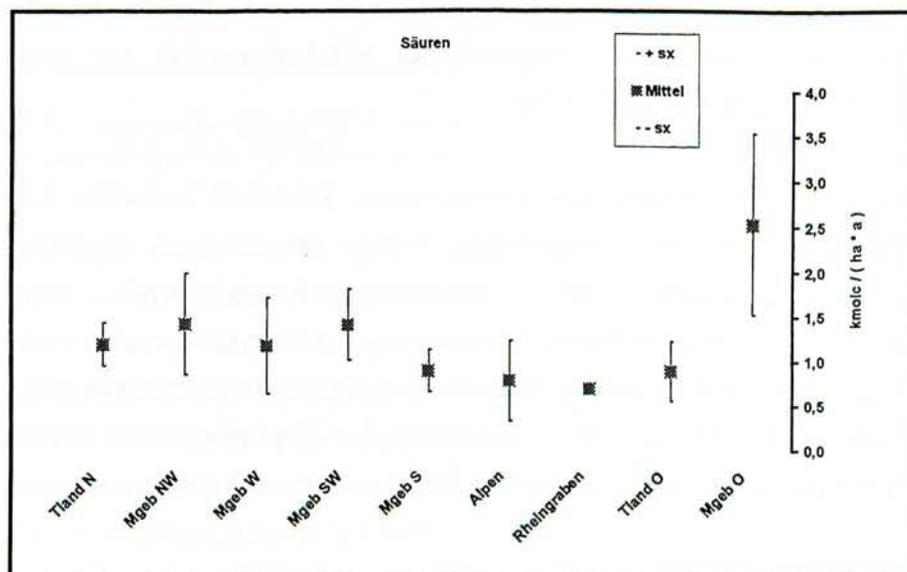


Abb. 3.25: Säureeinträge (TD AC U94) nach Waldregionen

Die mit Abstand höchste atmosphärische Säurebelastung (ULRICH, 1994) unter den Waldregionen findet sich erwartungsgemäß in den ostdeutschen Mittelgebirgen (Abb. 3.25). Während die durchschnittliche Depositionsrate für diese Waldregion $2,5 \text{ kmol}_e \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ beträgt, steigt die Säuredeposition in anderen Waldregionen des westdeutschen Berglandes nicht über $1,4 \text{ kmol}_e \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ an. In den süddeutschen Mittelgebirgen, den Alpen und im Rheingraben überschreiten die berechneten mittleren Säureeinträge ebenso wie im ostdeutschen Tiefland nicht einmal die Schwelle von $0,9 \text{ kmol}_e \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$.

3.3.5 Zeitliche Entwicklungen

Für eine umfassende Beurteilung der derzeitigen atmosphärischen Stoffeinträge sollten die Einzelergebnisse nicht nur in einen großräumigen Zusammenhang eingeordnet, sondern auch in ihrer zeitlichen Entwicklung gesehen werden. Eine durchgehende Messreihe von mindestens 10 Jahren wäre im allgemeinen vorauszusetzen, um trendmäßige Entwicklungen an jährlichen Depositionsraten zu erkennen. Diese Voraussetzung liegt jedoch nur bei wenigen Level II-Flächen bislang vor.

Daher wurden gezielt fünf Fichtenbestände aus der submontanen/ montanen Höhenzone der deutschen Mittelgebirge und ein Kiefernbestand aus dem ostdeutschen Tiefland ausgewählt, um deren Depositionsdaten exemplarisch einer Zeitreihenauswertung zu unterziehen. Diese Flächen repräsentieren typische Verhältnisse aus unterschiedlichen Waldlandschaften Deutschlands. Während die Daten aus Rheinland- Pfalz, Nordrhein- Westfalen und Niedersachsen unmittelbar dem Level II- Programm entnommen wurden, tragen auch die Ergebnisse aus Witzenhausen in Hessen, Tharandter Wald in Sachsen und Hammelspring in Brandenburg, die mit vergleichbaren Messmethoden erhoben wurden, zur übersichtlichen Darstellung von zeitlichen Entwicklungen bei.

Inwieweit die jährlichen Depositionsraten von Schwefel, Stickstoff, basischen Kationen und potenziellen Säuren einem Trend unterliegen, wurde anhand eines einfachen linearen Regressionsmodells untersucht. Die Beurteilungskriterien sind Standardfehler, Bestimmtheitsmaß und die mittlere lineare Veränderung der Depositionsraten zwischen 1983 und 1998. Das Ergebnis der statistischen Analyse ist in Tab. 3.8 zusammengestellt. Nach den genannten Kriterien soll eine zeitliche Veränderung der Depositionsraten immer dann als gerichteter Trend interpretiert werden, wenn das Bestimmtheitsmaß den Wert 0,3 erreicht bzw. überschreitet.

Element	Messort	Trend	Standardfehler	Bestimmtheitsmaß
SO ₄ -S	RP (702)	-66%	3,23	0,52
	NW(506)	-68%	1,97	0,84
	HE (WH)	-75%	2,05	0,81
	NI (305)	-75%	1,90	0,85
	BB (HA)	-98%	1,14	0,94
	SN (TW)	-89%	0,91	0,95
NO ₃ -N	RP (702)	20%	4,21	0,18
	NW(506)	-17%	4,60	0,13
	HE (WH)	3,5%	4,61	0,01
	NI (305)	-24%	3,42	0,52
	BB (HA)	-63%	3,51	0,44
	SN (TW)	-29%	3,39	0,31
NH ₄ -N	RP (702)	31%	3,77	0,34
	NW(506)	-3%	4,92	0,00
	HE (WH)	66%	2,88	0,42
	NI (305)	-8%	4,89	0,02
	BB (HA)	-70%	3,38	0,48
	SN (TW)	-38%	3,34	0,32
BC	RP (702)	-32%	3,49	0,43
	NW(506)	-21%	3,10	0,61
	HE (WH)	-21%	3,98	0,26
	NI (305)	-51%	2,43	0,76
	BB (HA)	-63%	1,79	0,85
	SN (TW)	-92%	1,41	0,88
AC _{pot.}	RP (702)	-32%	3,99	0,26
	NW(506)	-48%	2,75	0,69
	HE (WH)	-46%	3,3	0,24
	NI (305)	-53%	2,46	0,75
	BB (HA)	n.b.	n.b.	n.b.
	SN (TW)	-66%	1,63	0,84

Tab. 3.8: Statistische Kenngrößen zur zeitlichen Entwicklung der Depositionsraten im Waldniederschlag von 6 Waldmessstationen.

Insgesamt überwiegen im Beobachtungszeitraum rückläufige Depositionsraten. Bedingt durch verbesserte Emissionswerte und die Schließung von Altanlagen lässt sich dieser Trend am deutlichsten auf den ostdeutschen Messflächen und dort beim Schwefel und bei den basischen Kationen nachweisen. Im Extremfall haben sich die gemessenen Depositionsraten auf der Fichtenfläche in Sachsen von 129 kg ha⁻¹ a⁻¹ 1986 auf 23 kg ha⁻¹ a⁻¹ 1998 reduziert. Zeitgleich sind die Schwefeleinträge in den westdeutschen Mittelgebirgen, ebenfalls auf den entsprechenden Weiserflächen in der Kronentraufe gemessen, von durchschnittlich 70 kg je ha im Jahr 1983 um rund 66 bis 75% bis 1998 zurückgegangen.

Die Entwicklung bei der Stickstoffflüsse im Bestandesniederschlag (ohne Kronenraumbilanz) ist dagegen uneinheitlich verlaufen. Sie kann in drei Kategorien eingeteilt werden. Exemplarisch sind die Verhältnisse für die Ammoniumflüsse in Abb. 3.25 dargestellt. Im Tharandter Wald und auf der Kiefernfläche Hammelspring ist ein deutlicher Rückgang der Flussraten im Waldniederschlag zu verzeichnen. In Sachsen sind die Flussraten von Nitrat und Ammonium im Durchschnitt um 29 bzw. 38% und in Brandenburg um 63 bzw. 70% zurück-gefallen.

Die zweite Kategorie ist durch eine indifferente Entwicklung der Stickstoffflüsse in Niedersachsen und Nordrhein- Westfalen gekennzeichnet. Während sich die Nitratflüsse im Solling zwar weniger als auf den ostdeutschen Flächen, aber immer noch deutlich verringert hat, weisen die Ammoniumflüsse im Solling und die Nitratflüsse im Rothaargebirge schon keinen eindeutigen Trend mehr auf.

Einer dritten Kategorie lassen sich die Stickstoffflüsse auf den Fichtenflächen in Rheinland Pfalz und in Hessen zuordnen. Auf beiden Flächen nimmt die Ammoniumdeposition im Waldniederschlag deutlich um 31% bzw. 66% zu, während sich die Nitratflüsse tendenziell schwach aufwärts bewegen.

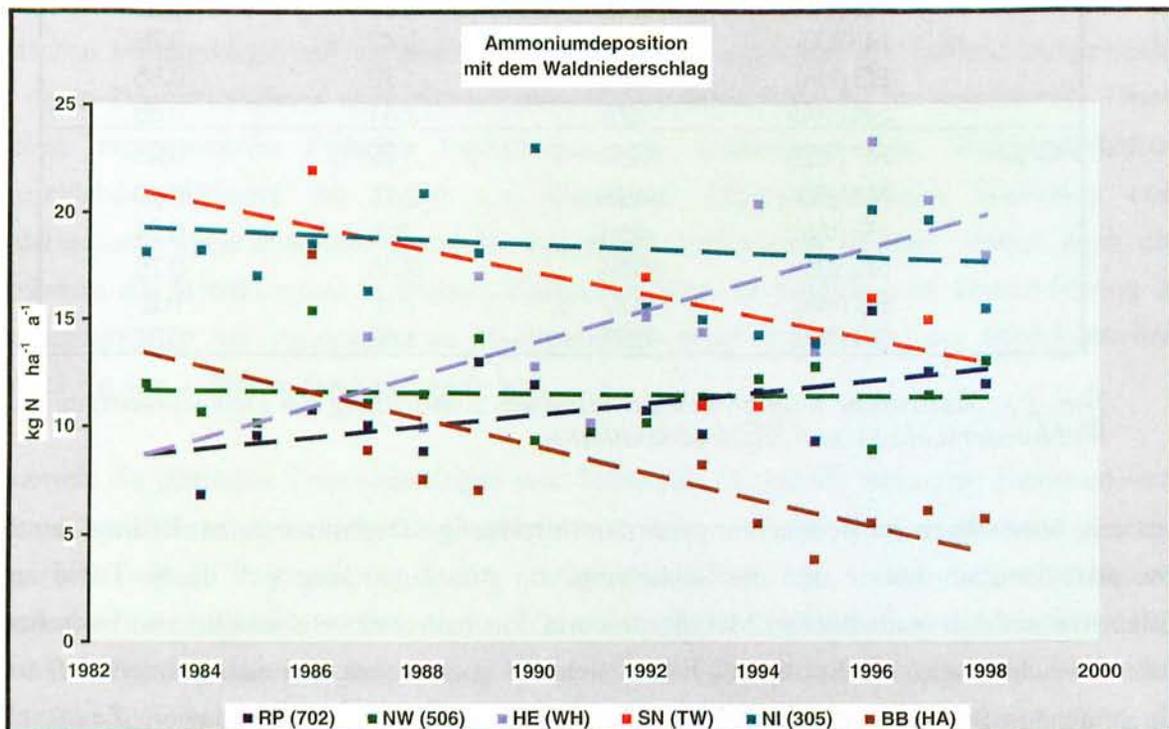


Abb. 3.25: Zeitliche Entwicklung der Ammoniumdeposition

Für die basischen Kationen und potenziellen Säuren ist durchgängig ein Rückgang der Depositionsraten festzustellen. Bei den basischen Kationen hat sich dieser Trend am stärksten in Sachsen und am schwächsten in Hessen ausgebildet.

Ein ähnliches Bild zeigen die Säureeinträge (gem. Def. (1) in Kap. 2.3.7). Wie aus der Abb. 3.26 zu entnehmen ist, hängt die Stärke des Trends von der jeweiligen Höhe der Depositionsraten am Beginn der Messreihe ab. Die im Messzeitraum eingetretenen, einschneidenden Veränderungen im Umweltbereich haben die Bandbreite der Depositionsraten, die anfänglich von $8,8 \text{ kmol}_c \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ in Sachsen bis $3,5 \text{ kmol}_c \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ in Rheinland Pfalz reichte, am Ende der Beobachtungszeit auf $2,5$ bis $3,5 \text{ kmol}_c \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ zusammenschmelzen lassen.

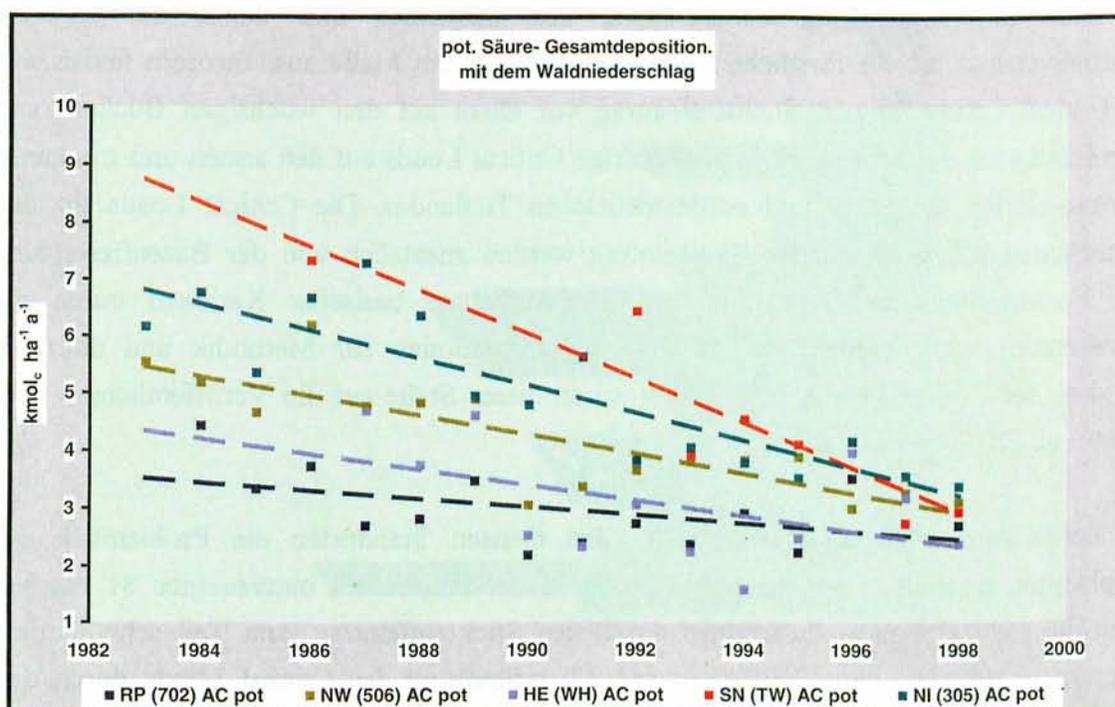


Abb. 3.26: Zeitliche Entwicklung der potenziellen Säure- Gesamtdeposition, ohne Kronenraumbilanzierung

3.3.6 Überschreitung von Critical Loads

Neben der raum- zeitlichen Einordnung wird abschließend eine ökologische Beurteilung der aktuellen Depositionsraten anhand der Überschreitung von Critical Loads- Funktionen vorgenommen. Das Ergebnis dieser Auswertung ist in Abb. 3.27 dargestellt.

BECKER ET AL. (2000) haben die Critical Loads für den eutrophierenden Stickstoff- und den Schwefeleintrag für 75 Level II- Flächen und weitere 6 Dauerbeobachtungsflächen in Niedersachsen, Nordrhein- Westfalen und Rheinland- Pfalz nach der Massenbilanzmethode berechnet und aus der Differenz zwischen der aktuellen Depositionsrate und der jeweiligen Critical Loads- Funktion deren Überschreitung abgeleitet. Die Höhe der Critical Loads richtet sich bei der Massenbilanzmethode nach den bestandes- und standortsspezifischen Eigenschaften der Waldökosysteme. Auf den Critical Load für den eutrophierenden Stickstoff wirkt sich die Netto- Stickstoffaufnahme des Bestandes und damit der reguläre Stickstoffexport durch die forstliche Nutzung in besonderem Maße aus. Insofern finden sich hohe Critical Loads für den Stickstoffeintrag vor allem auf den wüchsigen Buchen- und Fichtenstandorten der Mittelgebirge und niedrige Critical Loads auf den armen und trockenen Kiefernstandorten des nord- und nordostdeutschen Tieflandes. Die Critical Loads für den stickstoff- und schwefelbedingten Säureeintrag werden zusätzlich von der Basenfreisetzung durch Verwitterung, die Deposition und der Aufnahme basischer Kationen durch die Waldvegetation stark beeinflusst. Für weitere Informationen zur Methodik und über die Ergebnisse der Critical Loads- Berechnung sei an dieser Stelle auf die Veröffentlichung von Becker et al. (2000) verwiesen.

Nach deren Auswertungen überwiegt bei den meisten Standorten die Problematik der Eutrophierung gegenüber der Versauerung. An 75 der bundesweit untersuchten 81 Flächen werden die Critical Loads- Funktionen durch den Stickstoffeintrag zum Teil sehr deutlich überschritten, während nur 37 Flächen eine Überschreitung der Critical Loads durch den Schwefeleintrag aufweisen. Aufgrund dieser Belastungskombination werden die Critical Loads- Funktionen an 4 Flächen (Erzgebirge und Oberlausitz in Sachsen, Eggegebirge und Nordeifel in Nordrhein- Westfalen) um mehr als $3 \text{ kmol}_e \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und an weiteren 10 Flächen in Niedersachsen, Nordrhein- Westfalen, Rheinland- Pfalz, Baden- Württemberg, Sachsen und Thüringen punktuell um mehr als $2 \text{ kmol}_e \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ überschritten.

Wie dieser Vergleich aktueller Depositionsdaten mit den Critical Loads- Funktionen eindrucksvoll belegt, wurden durch die internationalen Übereinkommen zur Begrenzung der Schwefelemissionen große Erfolge erzielt. Weitere Anstrengungen in diesem Bereich sind aber noch notwendig. Andererseits stellt die Reduzierung von oxidierenden und reduzierenden Stickstoffverbindungen auch nach der Vereinbarung des UN/ECE- Multipollutant- Protokolls (Göteborg 1999) eine wichtige Zukunftsaufgabe dar, die im vorsorgenden Umweltschutz ein größeres Gewicht als bisher bekommen sollte.

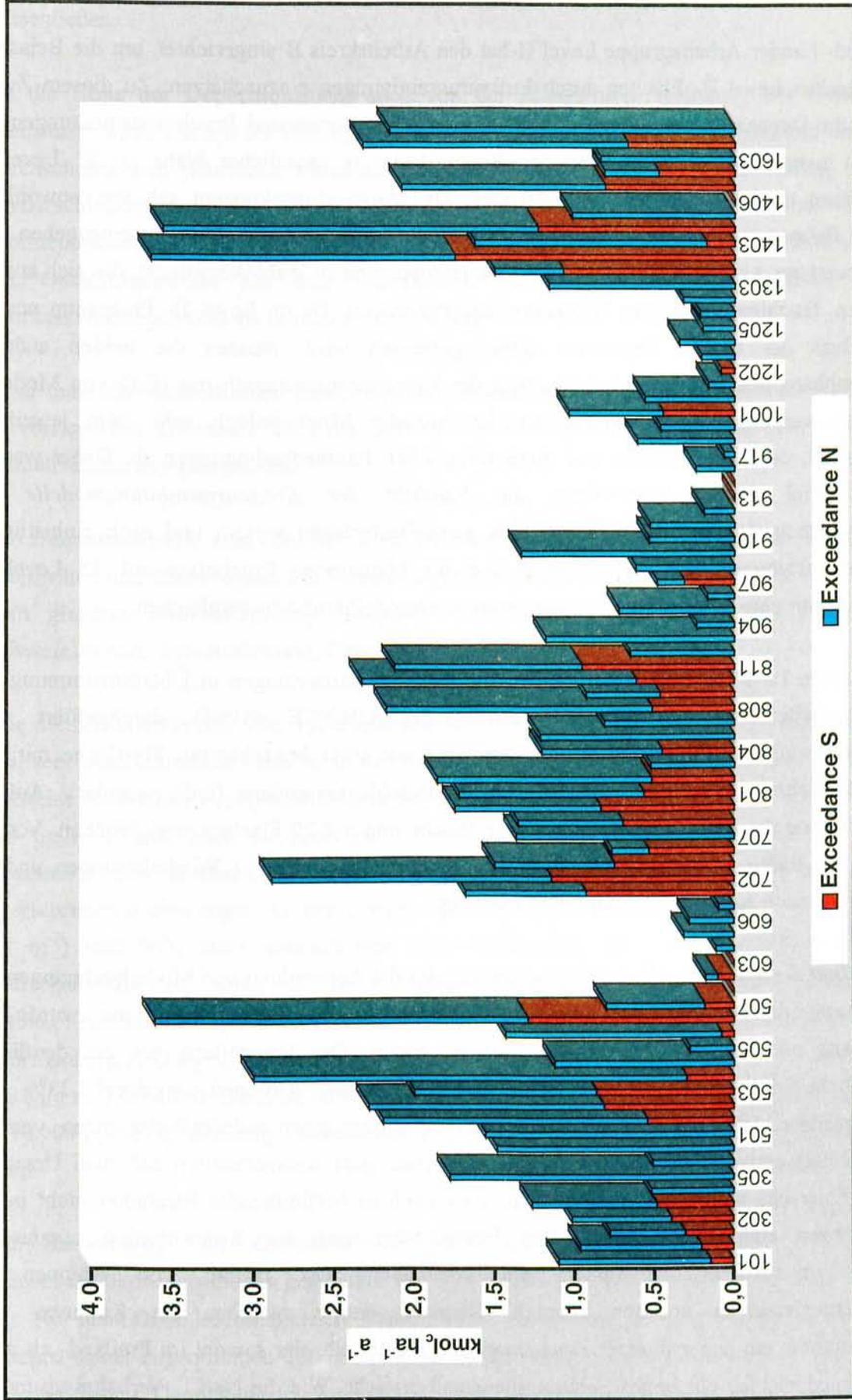


Abb. 3.27: Überschreitung der Critical Loads- Funktionen durch die Stickstoff- und Schwefeldepositionen der Messjahre 1996/97.

4. Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Die Bund- Länder Arbeitsgruppe Level II hat den Arbeitskreis B eingerichtet, um die Belastung der deutschen Level II- Flächen durch Luftverunreinigungen einzuschätzen. Zu diesem Zweck wurden die Depositionsmessungen von 80 Level II- Standorten und Immissionsmessungen, die von den zuständigen Einrichtungen der Bundesländer in räumlicher Nähe zu 22 Level II- Waldflächen betrieben werden, herangezogen. Das Auswertungskonzept sah vor, sowohl die **aktuelle Belastungssituation** darzustellen als auch auf **zeitliche Entwicklungen** einzugehen. Ziel der Auswertung war die Bestimmung der Gesamtdeposition in Waldökosysteme, die sich aus der trockenen, feuchten und nassen Deposition zusammensetzt. Da im Level II- Programm nur der Massenfluss der nassen Deposition direkt gemessen wird, müssen die beiden anderen, akzeptorabhängigen Depositionspfade sowie der Kronenraumaustausch mit Hilfe von Modellen berechnet werden. Die Anwendbarkeit der Modelle hängt jedoch sehr vom jeweiligen Waldbestand, den standörtlichen und meteorologischen Rahmenbedingungen ab. Daher war ein weiteres Ziel dieser Auswertung, die **Validität der Kronenraumbilanzmodelle** mit Depositionsdaten, die auf Messflächen über ganz Deutschland verteilt und nach einheitlichen Methoden gewonnen wurden, zu testen und die bilanzierten Ergebnisse auf 35 Level II- Standorten mit einer alternativen Trockendepositionsmodellierung zu vergleichen.

Im deutschen Level II- Programm wurden die Depositionsmessungen in Übereinstimmung mit dem Methodenhandbuch des ICP Forsts der UN/ECE (1998) durchgeführt. Die Eintragsmessungen erfolgten im Waldbestand und auf einer benachbarten Freifläche mit drei unterschiedlichen Gerätetypen von offenen Niederschlagssammlern (bulk sampler). Auf 51 Flächen betrug die Probenahmefrequenz eine Woche und auf 29 Flächen zwei Wochen. Vor der Analyse im Labor wurden die Wasserproben räumlich zu 2 oder 3 Wiederholungen und im allgemeinen auch zu Monatsmischproben vereinigt.

Die **Qualität der Wasseranalyse** ist Voraussetzung für die Anwendung von Modellrechnungen zur Bestimmung der Gesamtdeposition in Waldbeständen. Zu deren Beurteilung wurde die Ionenbilanz und das Na/Cl- Verhältnis herangezogen. Die Ionenbilanz hat ein deutliches Übergewicht der in den Niederschlägen gemessenen Kationen ergeben. 33% der Freilandniederschläge und 45% der Bestandesniederschläge lagen außerhalb der engen, von der WMO (1992) empfohlenen Grenzwerte. Dieser Befund geht wahrscheinlich auf zwei Ursachen zurück. Einerseits wurde die Alkalinität als analytisch zu bestimmender Parameter nicht in die Ionenbilanzen einbezogen. Andererseits fehlen Messungen zur Konzentration organischer Anionen im Niederschlagswasser, die vor allem das Defizit von Anionen im Bestandesniederschlag erklären könnten. Dennoch wurde zwischen der Kationen- und Anionensumme ein enger linearer Zusammenhang festgestellt, der sowohl im Freiland- als auch im Waldniederschlag ein hohes Bestimmtheitsmaß erreicht. Wie die Na/Cl- Verhältnisse in den

Depositionsdaten zeigen, lassen sich mit Natrium kontaminierte Proben im deutschen Datensatz ausschließen.

Da die Höhe der Depositionsraten auch von der Menge und Verteilung der **Niederschläge** beeinflusst wird, wurden die Eintragungsmessungen der Jahre 1996 und 1997 gemittelt und zu einer durchschnittlichen jährlichen Flussrate zusammengefasst. Trotz Mittelwertbildung liegen die Niederschlagsmengen der beiden Jahre unter den langfristig gültigen Klimawerten. Die Stoffdeposition auf den Freiflächen wird somit für die ausgewerteten Jahre leicht unterschätzt. Bei der Gesamtdeposition auf den Waldflächen ist wahrscheinlich ein höheres Verhältnis Trocken/Nassdeposition als normal zu unterstellen.

Fasst man alle methodischen Gesichtspunkte zusammen, so stellen die Depositionsdaten einen hervorragenden Datensatz dar, der sowohl für überregionale Vergleiche als auch für die Modellvalidierung geeignet ist.

Die **Immissionswerte** sind ebenfalls über die Messorte hinweg gut vergleichbar. Sie wurden auf Freiflächen und überwiegend mit halbstündiger Auflösung erfasst. Alle Messgeräte arbeiten nach dem gleichen Funktionsprinzip. Eingang in die Auswertung fanden die Luftschadstoffe Schwefeldioxid, Stickstoffdioxid, Ozon und Schwebstaub.

Wie die Mittelwerte und 98er Perzentile des Jahres 1997 zeigen, sind die Level II- Flächen zum Teil sehr unterschiedlich belastet. In der Nähe der Ballungsräume Ruhrgebiet und Berlin werden teilweise die höchsten Jahresmittelwerte von SO₂ (12 µg m⁻³), NO₂ (33 µg m⁻³) und Schwebstaub (44 µg m⁻³), aber auch die niedrigsten Ozonmittelwerte (33 µg m⁻³) festgestellt. Die NO₂-Konzentrationen kommen hier dem Critical Level für NO_x (30 µg m⁻³) sehr nahe und überschreiten diesen sogar. An den übrigen Messstationen werden die Critical Level für SO₂ (20 µg m⁻³) und NO_x nicht überschritten. Eine Gefährdung der Waldökosysteme durch diese Luftschadstoffe ist somit in Normaljahren nicht mehr wahrscheinlich. Die höchsten Ozonkonzentrationen (98er Perzentil) wurden an höher gelegenen Messorten in Baden Württemberg (192 µg m⁻³), Rheinland - Pfalz (155 µg m⁻³), Thüringen (130 µg m⁻³) und Sachsen (131 µg m⁻³) ermittelt. Ozon ist derzeit der einzige Luftschadstoff, dessen Critical Level (AOT40 = 10.000 ppb-h) großräumig, insbesondere in den höheren Lagen der Mittelgebirge überschritten wird.

Die **Auswertung von Zeitreihen** hat einen deutlichen Rückgang der SO₂- und der Schwebstaubkonzentrationen gegenüber den 80er Jahren ergeben. Geringer fällt dieser beim NO₂ aus. Nur beim Ozon ist festzustellen, dass die Konzentrationen auf der Mehrzahl der untersuchten Flächen bisher zugenommen oder sich zumindest über mehr als ein Jahrzehnt auf hohem Niveau gehalten haben. Damit unterscheidet sich die Entwicklung beim Ozon deutlich von den anderen

untersuchten Luftschadstoffen. Die Wahrscheinlichkeit einer direkten Schädigung der Waldbäume durch Ozoneinwirkung ist unvermindert hoch.

Ebenso wie die Immissionswerte weisen die meisten in der Kronentraufe ausgewählter Nadelholzbestände gemessenen Stoffflüsse seit den 80er Jahren auf rückläufige atmosphärische Einträge hin. Besonders deutlich ist dieser Trend an Waldflächen in Ostdeutschland zu erkennen. Beispielsweise sind die Schwefeldepositionen auf einer Fichtenfläche in Sachsen von 129 kg S im Jahr 1986 auf 23 kg S ha⁻¹ a⁻¹ im Jahr 1998 zurückgegangen. Einen vergleichbaren Trend zeigen die Kronentraufenflüsse von Säuren und basischen Kationen. Die einschneidenden Veränderungen im Umweltbereich haben die Bandbreite der Säuredepositionen, die anfänglich von 8,8 kmol_e ha⁻¹ a⁻¹ in Sachsen bis 3,5 kmol_e ha⁻¹ a⁻¹ in Rheinland Pfalz reichte, am Ende der Beobachtungszeit auf 2,5 bis 3,5 kmol_e ha⁻¹ a⁻¹ zusammenschmelzen lassen. Uneinheitlich verlief dagegen die Entwicklung der Stickstoffflüsse mit der Kronentraufe. Auf der Kiefernfläche in Brandenburg konnte ein deutlicher Rückgang der Nitrat- (-63%) und Ammoniumflüsse (-70%) festgestellt werden, während sich ein Anstieg bei den Ammoniumflüssen in Rheinland Pfalz (+31%) und Hessen (+ 66%) beobachten ließ.

Die **Depositionsmessungen** auf den 80 deutschen Level II- Flächen haben ein breites Spektrum unterschiedlich hoher Stoffeinträge ergeben. Die Sulfatdepositionen schwanken zwischen 3,0 und 13,5 kg ha⁻¹ a⁻¹ auf Freiflächen und zwischen 5,4 und 46,9 kg ha⁻¹ a⁻¹ in der Bestandesdeposition. Beim Stickstoff wurden Freilanddepositionen von 5,6 bis 22,4 kg ha⁻¹ a⁻¹ und Bestandesdepositionen, kronenraumbilanziert von 9,1 bis 46,2 kg ha⁻¹ a⁻¹ gemessen. Der Stickstoffeintrag übersteigt mittlerweile die Schwefeldeposition. Dies kommt beim N/S-Verhältnis in der Freilanddeposition zum Ausdruck. Auf allen Flächen liegt das Verhältnis über 1 und auf 30% der Flächen sogar über der Schwelle von 2. Dies ist im wesentlichen auf den hohen Ammoniumanteil in der Deposition zurückzuführen. Ammonium übersteigt den Nitratanteil in der Freilanddeposition auf über 80% der Level II- Flächen. Bei den basischen Kationen reicht die Spanne der Depositionsraten im Bestandesniederschlag, kronenraumbilanziert und seesalzkorrigiert von 0,16 bis 1,58 kmol_e ha⁻¹ a⁻¹.

Stellt man die aktuellen Depositionsraten den kritischen Belastungsgrenzen gegenüber, so zeigt sich, dass bei den meisten Standorten die Problematik der Eutrophierung gegenüber der Versauerung überwiegt. An 75 der bundesweit untersuchten 80 Flächen werden die Critical Loads- Funktionen durch den Stickstoffeintrag zum Teil sehr deutlich überschritten, während nur 37 Flächen eine Überschreitung der Critical Loads durch den Schwefeleintrag aufweisen.

Regional gesehen sind die Waldökosysteme in den ostdeutschen Mittelgebirgen den höchsten und Waldflächen im ostdeutschen Tiefland und in Süddeutschland sehr niedrigen atmosphärischen

Stoffeinträgen ausgesetzt. Im Erzgebirge (44 kg S) und im Thüringer Wald (32 kg S) wurden außergewöhnlich hohe Sulfateinträge mit dem Bestandesniederschlag gemessen. Die niedrigsten Schwefeleinträge fanden sich in den brandenburger Kiefernbeständen (5,4 - 8,2 kg S). Die bayrischen Waldflächen zeichneten sich ebenfalls durch geringe Schwefeleinträge, die eine Spannweite von 5,9 - 9,1 kg S umfassen, aus.

Die Depositionsmessungen auf den Level II- Flächen weisen ein typisches Nord/Süd- Gefälle auf. Zunächst steigen die meisten Depositionsraten vom norddeutschen Tiefland zur nordwestdeutschen Mittelgebirgsschwelle an. Eine Ausnahme stellen die Natrium- und Chloriddepositionen dar. Unter nachlassendem Einfluss der Meerwasserverdunstung nehmen sie landeinwärts ab. Das allgemein hohe Niveau der Schwefel-, Säure- und Stickstoffeinträge in den westdeutschen Mittelgebirgen übertrifft deutlich die Depositionsraten auf süddeutschen Waldflächen. Andererseits liegen auch die Depositionsraten im ostdeutschen Tiefland etwas niedriger als im nordwestdeutschen Tiefland. Sowohl die in westöstlicher wie in nordsüdlicher Richtung aufgezeigten Depositionsgradienten sind besonders deutlich beim Stickstoff ausgeprägt. Dies ist wahrscheinlich durch hohe Ammoniakemissionen aus der nordwestdeutschen, niederländischen und belgischen Intensivtierhaltung zu erklären.

Vergleicht man die atmosphärischen Stoffeinträge *in Deutschland und Europa*, so lässt sich folgendes feststellen: Die Sulfateinträge auf den deutschen Level II- Flächen entsprechen dem Niveau der Einträge im Westen und Süden Europas. Niedrigere Schwefeleinträge als in Deutschland werden in den nördlichen Teilen Skandinaviens, Schottlands und Irlands gemessen. Deutlich höhere Schwefeldepositionen finden sich in den zentraleuropäischen, östlichen Staaten. In Hinblick auf die Stickstoffdeposition zählen die Waldflächen in Deutschland zu den am höchsten belasteten Regionen in Europa. Vergleichbar mit den Verhältnissen in den hoch stickstoffbelasteten, westeuropäischen Nachbarländern hat Ammonium auch an den deutschen Messstationen einen hohen Anteil an der Stickstoffdeposition. Obwohl die hohen Säuredepositionen der osteuropäischen Waldflächen auf den Level II- Flächen nicht erreicht werden, erfasst das Messnetz in Deutschland sowohl sehr hoch (Sachsen) als auch gering (Süddeutschland) säurebelastete Waldbestände. Die Deposition basischer Kationen, kronenraumbilanziert und seesalzbereinigt, beträgt in den deutschen Waldökosystemen im Mittel $385 \text{ mol}_e \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Sie ist im europäischen Vergleich als niedrig zu bezeichnen.

Bei den Ergebnissen der Depositionsmessung und den aufgezeigten Unterschieden darf nicht verkannt werden, dass die Bestandesdeposition durch Kronenraumaustausch, das Leaching und die Aufnahme von Stoffen überlagert ist, während die Depositionsraten auf der Freifläche überwiegend durch die Prozesse des Rainout und Washout zu erklären sind. Es hat sich als notwendig erwiesen, die gemessene Bestandesdeposition um den Effekt der Kronenraumprozesse und den Einfluss der trockenen und feuchten Deposition zu erweitern. Daher wurden grundsätzlich Kronenraumbilanzen an den gemessenen Stoffflüssen durchgeführt.

Im Durchschnitt aller Level II- Flächen wurde bei den Nährstoffkationen Kalium, Calcium und Magnesium eine Auswaschungsrate von $490 \text{ mol}_c \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ermittelt. Beim Mangan hat das **Leaching** den größten Anteil am Waldniederschlag mit 85%. Für Kalium liegt der Durchschnitt bei 78%, für Magnesium bei 41% und für Calcium bei 33%.

In Hinblick auf die Stickstoffumsätze hat sich jedoch gezeigt, dass die Ergebnisse der Kronenraumbilanzen relativ unsicher sind. Die Massenbilanz nach Ulrich (1994) ergab nur für die Hälfte aller Level II- Flächen eine **Stickstoffaufnahme des Kronendachs**. Diese beträgt im Mittel $2,8 \text{ kg N}$. Wendet man die Massenbilanz nach DRAAIJERS (1998) an, so erhält man für 90% der Level II- Flächen positive Aufnahmeraten. Die jährliche Aufnahmerate liegt hier im Durchschnitt bei $1,8 \text{ kg N}$. An 35 Waldstandorten wurden Kronenraumbilanzen und Widerstandsmodelle parallel verwendet. Während sich aus den Kronenraumbilanzmodellen eine Stickstoffaufnahme von lediglich $1\text{-}3 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ergab, hat die Modellierung der trockenen Deposition dagegen ca. $10 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ geliefert. Dieser Unterschied hat entscheidende Auswirkungen auf den Stoffhaushalt von Waldökosystemen. Er zeigt, dass die Stickstoffdeposition im Level II- Programm wahrscheinlich systematisch unterschätzt wird.

Mit der Stickstoffaufnahme ist die **Kronenraumbilanz für Säuren** eng verknüpft. Die Kronendachdifferenz für die Protonenflüsse übersteigt im Durchschnitt aller Level II- Flächen nur geringfügig den Wert null. Auf rund der Hälfte der Flächen werden somit trocken und feucht deponierte Säureeinträge bereits im Kronendach abgepuffert, ohne dass es zu einer weiteren Anreicherung der Säureeinträge im Waldniederschlag kommt. Die Mittelwerte, die sich für die Säurepufferung aus der Kronenraumbilanz ergeben, liegen zwischen 200 und $300 \text{ mol}_c \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Zwischen den Einzelflächen schwanken die Pufferraten im Bereich bis $1100 \text{ mol}_c \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ jedoch erheblich.

Die Quantifizierung der atmosphärischen Säureeinträge hängt u.a. auch von der zugrundeliegenden Säuredefinition ab. Erwartungsgemäß hat die potenzielle **Gesamtsäuredeposition** (NH_3 mit 2 Säureäquivalenten) von den alternativen Bilanzmethoden und Definitionen die höchsten Werte geliefert. Dies ist die maximal mögliche, bei vollständiger Sättigung der Ökosysteme langfristig auch wahrscheinlichste Annahme der Säurewirksamkeit. Deren Mittelwert liegt bei $2,5$ und das Maximum auf der Fläche 1404 in Sachsen bei $4,6 \text{ kmol}_c \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. An den Daten zum potenziellen Gesamtsäureeintrag lässt sich vor allem zeigen, dass die Versauerung mittlerweile primär durch Stickstoffeinträge bedingt ist. Der Stickstoffanteil, kronenraumbilanziert schwankt auf den deutschen Level II- Flächen zwischen 43% und 96% und liegt im Mittel bei 65%.

Aus der Vielzahl interessanter Beobachtungen seien drei Phänomene herausgehoben:

-
1. Die nach den beiden Kronenraumbilanzmodellen berechneten Säureeinträge stimmen insbesondere an solchen Standorten gut überein, an denen Schwefeleinträge eine große Rolle spielen (Sachsen und Thüringen).
 2. Die Flüsse von Ammonium dominieren den Säureeintrag an den meisten Standorten. Der Stickstoffhaushalt ist somit nicht nur für den Nährstoffhaushalt von Waldökosystemen entscheidend, sondern auch für deren Säurehaushalt.

Daraus folgt:

3. Die Unterschiede zwischen den Ergebnissen der alternativen Methoden werden noch wesentlich größer, wenn dem Eintrag von Ammonium zwei statt ein Säureäquivalent(e) zugeordnet werden.

Es ist anzunehmen, dass der tatsächliche Stickstoff- und Säureeintrag wegen der Kronendachaufnahme noch stark unterschätzt wird. Die hier errechneten Daten zur Kronendachaufnahme können, solange sie nicht hinreichend verifiziert sind, daher nur tendenziell die Größenordnung der Aufnahmeraten bzw. der Gesamtdepositionen anzeigen.

Aus den Immissions- und Depositionsmessungen lassen sich bereits einige **Schlussfolgerungen und Empfehlungen** ableiten:

- Die Gesamtdeposition in Waldökosysteme ist nicht mit den auf Freiflächen und im Bestandesniederschlag gemessenen Stoffflüssen gleichzusetzen. Um atmosphärische Stoffeinträge zu bestimmen, müssen Messungen im Verbund mit Bilanzmodellen durchgeführt werden.
- Die Anwendung der in der Literatur beschriebenen Kronendachmodelle von ULRICH (1983, 1994) und DRAAIJERS et al. (1998) auf das Datenmaterial des deutschen Level II-Programms hat auch deren Grenzen aufgezeigt. Die Kronendachbilanzen liefern wenig aussagefähige Ergebnisse, wenn die Rahmenbedingungen, für die diese Modelle entwickelt wurden, nicht gegeben sind. Insbesondere die Stickstoff- und Säuredeposition im ostdeutschen Tiefland und einigen Waldgebieten Süddeutschlands dürften noch deutlich höher als mit der Kronentraufenmethode/Kronenraumbilanz bestimmt ausfallen.
- Angesichts der großen Unsicherheiten sollten, dort wo es möglich ist, Kronenraumbilanz- und Trockendepositionsmodelle parallel angewandt werden. Dieses Vorgehen empfiehlt sich bei Level II-Flächen, auf denen Depositions-, Immissions- und meteorologische Messdaten schon jetzt erhoben werden.
- Eine deutliche Verbesserung der Datenlage zur Luftqualität an Level II- Standorten ließe sich durch den Einsatz von Passivsammlern erreichen. Darüber hinaus wird angeregt, Passivsammler verstärkt zu verwenden, um weitere hoch zeitauflösende Immissionsmessstationen an das Level II- Netz anzubinden.

-
-
- Immissionsmessungen an Level II- Flächen ermöglichen, die Gefahr von Schäden an der Waldvegetation durch Luftschadstoffe, vor allen durch Ozon konkret zu beurteilen. Darüber hinaus werden weitere Immissionsdaten vom Waldstandort als Eingangsgrößen für Trockendepositionsmodelle dringend benötigt. In dieser Hinsicht sind die atmosphärischen Stickstoffkomponenten NH_3 , HNO_3 , Partikel NO_3^- und Partikel NH_4^+ hervorzuheben.
 - Die Säurebilanz des Kronendachs lässt sich darüber hinaus durch die analytische Bestimmung der Alkalinität und eines weiteren Parameters zur Abschätzung der Konzentration von organischen Anionen in den Niederschlägen verbessern. Die Beurteilung der Datenqualität hat gezeigt, dass hier Nachholbedarf bei den deutschen Depositionsdaten besteht. Es wird empfohlen, einheitliche Kriterien für die Bestimmung der Alkalinität zu einführen und neben der Alkalinität z.B. der TOC- Wert oder die UV- Extinktion in das Routinemessprogramm aufzunehmen.

Im übrigen beinhalten die Immissionswerte und Depositionsraten noch erhebliches Potenzial, deren Aussagekraft zu steigern. Da bestimmte Wirkungen im Waldökosystem erst mit zeitlicher Verzögerung eintreten (Schäden an der Vegetation) und messbar (Konsequenzen für den Stoffhaushalt) werden, sollten die Messungen zur atmosphärischen Stoffbelastung langfristig fortgeführt und die Ergebnisse integrierend ausgewertet werden.

4. Summary and conclusions

The Working Group Level II of the Federal Government and the Federal States established the research group B to assess the airborne pollution load on German Level II plots. For this purpose the group used the deposition measurements on 89 Level II sites and immission measurements conducted by the competent State Agencies in a geographical proximity to 22 Level II forest plots. The analytical concept provided for an account of the **current air pollution input**, as well as the **temporal development**. The analysis aimed at determining total depositions in forest ecosystems consisting of dry, moist and wet deposition. Since the Level II programme only directly measures the mass flow of wet deposition, models must be used to calculate the two other acceptor-dependent deposition paths as well as the canopy exchange. Yet, the applicability of models greatly depends on the respective forest stands and on site-specific and meteorological framework conditions. This analysis, therefore, also aimed at testing the **validity of canopy budget models** with deposition data gathered according to uniform methods on measuring plots throughout Germany and comparing the reported results from 35 Level II plots with alternative dry deposition modelling.

In the German Level II programme the deposition measurements were carried out according to the methods manual of ICP Forests of UN/ECE (1998). The inputs were measured in forest stands and in an adjacent open area with three different types of bulk precipitation samplers. On 51 plots the sampling frequency was one week; on 29 plots two weeks. Prior to laboratory analysis, the water samples were spatially pooled to 2 or 3 repeats, with monthly mixed samples as well, in general.

The **quality of water analysis** is a precondition for applying the model calculations to determine total deposition in forest stands, for the assessment of which the ionic balance and Na/Cl ratio is used. The ionic balance revealed a clear predominance of cations measured in precipitation. 33% of precipitation in open areas and 45% of forest stand precipitation exceed the narrow limits recommended by WMO (1992). This finding is probably due to two factors. On the one hand, alkalinity as a parameter to be analytically determined was not included in the ionic balances. On the other hand, no measurements on the concentration of organic anions in precipitation water were made, which could explain the anion deficit in stand precipitation. Yet, a close linear relation was established with reasonable certainty between the cation and anion sums in open area precipitation as well as in forest precipitation. The Na/Cl ratios in the deposition data show that sodium-contaminated samples can be ruled out in the German data record.

As the level and distribution of **precipitation** also exerts an influence on the deposition levels, the input measurements from 1996 and 1997 were averaged and compiled to an average annual flux rate. Despite averaging, the precipitation levels of both years fall short of climate levels with a long-term validity. The element deposition rate in open areas is, therefore, slightly underrated for

the years being analysed. Regarding the total deposition in forest areas, a higher dry/wet deposition ratio can be assumed as normal.

To sum up all methodical aspects, the deposition data constitute an excellent data record suitable for supra-regional comparisons as well as for model validation.

Immission levels are also comparable all across the measuring sites. They were recorded in open areas, mostly with a half-hour resolution. All measuring instruments operate according to the same functional principle, with the air pollutants sulphur dioxide, nitrogen dioxide, ozone and air dust being included in the analysis.

The mean values and 98 percentiles of 1997 show widely differing loads on the Level II sites in some cases. In the vicinity of the conurbations of the Ruhr region and Berlin, the highest annual averages of SO₂ (12 µg m⁻³), NO₂ (33 µg m⁻³) and air dust (44 µg m⁻³), but also the lowest ozone averages (33 µg m⁻³) have been established in some cases. Here, the NO₂ concentrations closely approximate and even exceed the critical level for NO_x (30 µg m⁻³). The critical SO₂ levels (20 µg m⁻³) and NO_x have not been exceeded at the other measuring stations. Therefore, these air pollutants most probably no longer jeopardize forest ecosystems in normal years. The highest ozone concentrations (98 percentile) were determined on measuring sites at a higher altitude in Baden Württemberg (192 µg m⁻³), Rhineland-Palatinate (155 µg m⁻³), Thuringia (130 µg m⁻³) and Saxony (131 µg m⁻³). Ozone is currently the only air pollutant, whose critical level (AOT40 = 10.000 ppb-h) is extensively exceeded, especially in the higher elevations of the lower mountain ranges.

The **evaluation of time series** revealed a substantial decline in SO₂ and air dust concentrations compared with the 1980s, with a lower decrease in NO₂ concentrations. Only in the case of ozone was it established that the concentrations have so far increased on most examined sites or have remained at a high level at least for over a decade. The development of ozone thus clearly differs from that of the other air pollutants under examination. There is still a great likelihood of direct damage to forest trees through the ozone impact.

Just as the immission levels, most substance flows measured in crown throughfall of selected coniferous stands indicate declining atmospheric inputs since the 1980s. This trend is particularly visible in the eastern German forest areas. For example, the sulphur depositions in a spruce stand in Saxony decreased from 129 kg S in 1986 to 23 kg S ha⁻¹ a⁻¹ in 1998. The throughfall flux of acids and basic cations show a similar trend. The drastic changes in the environment narrowed the fluctuation range of acid depositions from initially 8.8 kmol_c ha⁻¹ a⁻¹ in Saxony to 3.5 kmol_c ha⁻¹ a⁻¹ in Rhineland-Palatinate and at the end of the monitoring period from 2.5 to 3.5 kmol_c ha⁻¹ a⁻¹. The development of nitrogen flows with crown throughfall was uneven in contrast. Whereas a clear decline in nitrate (-63%) and ammonium flows (-70%) could be observed on the pine site in

Brandenburg, an increase in ammonium flows was recorded in Rhineland-Palatinate (+31%) and Hesse (+ 66%).

The *deposition measurements* on the 80 German Level II plots revealed a wide range of differing rates of element inputs. The sulphate depositions ranged from 3.0 to 13.5 kg ha⁻¹ a⁻¹ in open areas and from 5.4 to 46.9 kg ha⁻¹ a⁻¹ in stand deposition. In the case of nitrogen, open area depositions from 5.6 to 22.4 kg ha⁻¹ a⁻¹ and stand depositions, in terms of crown canopy exchange from 9.1 to 46.2 kg ha⁻¹ a⁻¹ were measured. Meanwhile the nitrogen input exceeds the sulphur deposition. This manifests itself in the N/S ratio in open area deposition. On all sites, the ratio exceeded 1 and even the ratio 2 on 30% of the plots. This is mainly due to the high ammonium share in the deposition. Ammonium tops the nitrate share in open area deposition on over 80% of Level II plots. With respect to basic cations, deposition levels in stand precipitation, in terms of canopy exchange and corrected for sea salt input, range from 0.16 to 1.58 kmol_c ha⁻¹ a⁻¹.

Having compared the current deposition rates with the critical loads, it turns out that the eutrophication problem outweighs acidification on most sites. On 75 of the 80 plots examined nationwide, the nitrogen input partly considerably exceeded the critical loads functions, whereas sulphur input surpassed critical loads only on 37 plots.

Seen in regional terms, the forest ecosystems in the eastern German lower mountain ranges are exposed to the highest atmospheric substance inputs, where as forest areas in the eastern German lowlands and in southern Germany are only exposed to minor atmospheric element inputs. In the Erzgebirge (44 kg S) and the Thuringian forests (32 kg S), extremely high sulphate inputs were measured in stand precipitation. The lowest sulphur inputs were found in the pine stands of Brandenburg (5.4 - 8.2 kg S). The Bavarian forest areas are also marked by low sulphur inputs, ranging from 5.9 - 9.1 kg S.

The deposition measurements on the Level II plots show a typical North-South disparity. First most deposition rates are rising from the northern German lowlands to the North-West German threshold of lower mountain ranges. Sodium and chloride depositions constitute an exception. They decline inland under the receding influence of oceanic water evaporation. The generally high levels of sulphur, acid and nitrogen inputs in the lower mountain ranges of western Germany clearly exceed the deposition rates in the southern German forest areas. However, the deposition rates in the eastern German lowlands are slightly lower than in the North-West German lowlands. The deposition gradients, indicated in the West-East as well as North-South directions, are particularly marked in the case of nitrogen. This can probably be attributed to the high ammonia

emissions from intensive livestock production in North-West Germany, the Netherlands and Belgium.

Comparing atmospheric air pollution inputs **in Germany and in Europe**, the following may be noted: the sulphate inputs on the German Level II plots correspond to the level of inputs in Western and Southern Europe. Lower sulphur inputs, than in Germany, are measured in the northern parts of Scandinavia, Scotland and Ireland. Substantially higher sulphur depositions can be found in the Central European and Eastern states. In terms of nitrogen deposition, the German forest areas have, compared to other European regions, the highest load. Comparable the ratios in the West European neighbouring countries with a high nitrogen load, ammonium also has a high share in nitrogen deposition at German measuring stations. Even though the high acid depositions in East European forest areas are not reached on the Level II plots, the German measuring network records very high (Saxony) as well as negligible (Southern Germany) acid loads in forest stands. The deposition of basic cations, in terms of crown canopy exchange and corrected for sea salt input, averages $385 \text{ mol}_c \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ in German forest ecosystems. It can be rated low by European standards.

With respect to the findings of deposition measurement and the indicated disparities, it should not be overlooked that stand deposition is superposed by canopy exchange, leaching and element uptake, whereas the deposition rates in open areas can chiefly be explained by rainout and washout processes. It has proved necessary to extend the measured stand deposition by the effect of canopy processes and the influence of dry and wet deposition. Therefore, canopy exchanges were always established in measured element flows.

On all Level II plots, an average leaching rate of $490 \text{ mol}_c \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ was established for the nutrient cations potassium, calcium and magnesium. In the case of manganese, **leaching** at 85% has the highest share in forest precipitation. The average value for potassium was 78%, followed by magnesium at 41% and calcium 33%.

However, for nitrogen turnover it has turned out that the results of canopy exchanges are relatively uncertain. The mass balance according to Ulrich (1994) recorded a **nitrogen uptake of the tree canopy** only on half of all Level II plots, averaging 2.8 kg N. The application of the mass balance according to DRAAIJERS (1998) has resulted in positive uptake rates for 90% of Level II plots. The annual uptake rate averages 1.8 kg N. On 35 forest sites, canopy budget models and inferential models were used in parallel. Whereas the canopy budget models showed a nitrogen uptake of merely $1\text{-}3 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, the modelling of dry deposition yielded ca. $10 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. This difference has a decisive impact on the nutrient cycle of forest ecosystems, demonstrating that nitrogen deposition is probably systematically underrated in the Level II programme.

The **canopy exchange of acids** is closely linked with the nitrogen uptake. The canopy difference of proton flux only slightly exceeds the zero value on all Level II plots on average. Thus, on around half of the sites dry and wet acid depositions are already buffered off in the canopy, without there being a further accumulation of acid inputs in forest precipitation. The average values, resulting from the crown canopy exchange for acid buffering, range from 200 to 300 mol_c ha⁻¹ a⁻¹. Yet, the buffer rates totalling up to 1100 mol_c ha⁻¹ a⁻¹ vary widely among the individual plots.

The quantification of atmospheric acid inputs also depends on the underlying definition of acids. As expected the potential **total acid deposition** (NH₃ with 2 acid equivalents) from the alternative exchange methods and definitions yielded the highest values. This is the maximum possible and also most likely assumption of acid potency in the long run given a complete saturation of ecosystems. Its average value is 2.5, with the maximum being 4.6 kmol_c ha⁻¹ a⁻¹ on the 1404 plot in Saxony. It can be gathered, from the data on potential total acid input, that acidification is now primarily due to nitrogen inputs. The share of nitrogen, in terms of crown canopy exchange, ranges between 43% and 96% on German Level II plots, averaging 65%.

Three phenomena may be stressed from the host of interesting observations:

1. The acid inputs calculated according to both canopy budget models largely agree notably on those sites where sulphur inputs play a great role (Saxony and Thuringia).
2. The ammonium flows prevail over the acid input on most sites. The nitrogen cycle is thus not only decisive for the nutrient cycle of forest ecosystems, but also for their acid cycle.

From this ensues:

3. that the differences between the results of the alternative methods become much larger when two acid equivalents instead of one acid equivalent are being assigned to the ammonium input.

It can be assumed that the actual nitrogen and acid inputs are still largely underestimated due to the canopy uptake. The data on canopy uptake calculated here, if they have not been sufficiently verified, can therefore only show the trends in magnitude of uptake rates or of total depositions.

Some **conclusions and recommendations** can be derived from the immission and deposition measurements though:

- The total deposition in forest ecosystems cannot be equated with the element flux measured in open areas and in stand precipitation. To determine atmospheric element inputs, measurements must be conducted in combination with budget models.
- Applying the budget models described in literature, cf. ULRICH (1983, 1994) and DRAAIJERS et al. (1998), to the data material of the German Level II programme also

showed its limits. The canopy exchanges yield results with little informative value, if the framework conditions for which these models were developed do not exist. Especially the nitrogen and acid deposition in the eastern German lowlands and some forest areas in southern Germany are probably much higher than determined by the throughfall measurement/ canopy budget models.

- Due to the great uncertainties, canopy budget models and dry deposition models should be used in parallel wherever possible. This procedure can be recommended for Level II plots where measuring data on depositions, immissions and the meteorological situation are already collected today.
- The use of passive samplers could markedly improve the data situation on air quality at Level II sites. It is also suggested to increasingly use passive samplers to tie other immission measuring stations with a high resolution to the Level II network.
- Immission measurements on Level II plots allow concrete assessments of the danger to forest vegetation caused by air pollutants, especially by ozone. In addition, further immission data from forest sites are urgently required as input variables for dry deposition models. In this respect the atmospheric nitrogen components NH_3 , HNO_3 , particle NO_3^- and particle NH_4^+ should be stressed in particular.
- The acid balance of the canopy can also be improved by the analytical determination of alkalinity and a further parameter to estimate the concentration of organic anions in precipitation. The evaluation of the data quality has shown that there is a backlog demand here in the German deposition data. It is recommended to adopt uniform criteria to determine alkalinity and to include the TOC level or UV extinction in the routine measuring programme besides alkalinity.

The immission levels and deposition rates incidentally also harbour considerable potential for enhancing their informative value. As certain impacts on forest ecosystem only occur (damage to vegetation) and become measurable (implications for nutrient cycle) with a certain delay, the measurements on atmospheric element input should be continued in the long run, with an integrated analysis of the results.

5. Literaturverzeichnis:

- AG Deposition" der Ökosystemforschungszentren (1995): Gemeinsames Konzept der langfristigen Erfassung von Stofftransporten zwischen terrestrischen Ökosystemen und der Atmosphäre. Ergebnisse eines Workshops im Schloß Nienover, Solling, 24.2.-27.2. 1994. Ber. Forschungszentr. Waldökosyst./ Waldsterben; B ??, 1995, Göttingen.
- Becker, R.; Block, J.; Schimming, C.-G.; Spranger, T.; Wellbrock, N. 2000: Critical Loads für Waldökosysteme – Methoden und Ergebnisse für Standorte des Level II-Programms. Bericht des Arbeitskreises A der Bund-Länder-Arbeitsgruppe Level II. Hrsg. BML, Bonn.
- BMELF, 1997: Dauerbeobachtungsflächen zur Umweltkontrolle im Wald Level II. Erste Ergebnisse. 148 Seiten, Bonn.
- Bredemeier 1988: Forest canopy transformation of atmospheric deposition. *Water, Air and Soil Pollution* 40: 121-138.
- Dämmgen, U. (Hrsg.) 2000: Versauerung und eutrophierende Luftverschmutzung in Nordost-Brandenburg. *Landbauforschung Völkenrode, Sonderheft 213* (2000).
- De Vries, W.; Reinds, G.J.; Deelstra, H.D.; Klap, J.M.; Vel, E.M. 1999: Intensive Monitoring of Forest Ecosystems in Europe. 1999 Technical Report. EC, UN/ECE, Brussels, Geneva, 160 pp., ISSN 1020-6078
- Draaijers, G.P.J.; J.W. Erisman; E.P. van Leeuwen; P.G.H. de Jong; J.W. Erisman 1986: Deposition of base cations in Europe and its role in acid neutralization and forest nutrition. RIVM Report no. 722108017
- Draaijers G.P.J. and J.W. Erisman 1995: A canopy budget model to assess atmospheric deposition from throughfall measurements. *Water, Air and Soil Pollution* 85: 2253-2258
- Draaijers, G.P.J.; Erisman, J.W.; Lövblad, G.; Spranger, T. and Vel, E. 1998: Quality and uncertainty aspects of forest deposition estimation using throughfall, stemflow and precipitation measurements. TNO-report. TNO-MEP-R98/093
- DVWK (Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau) (Hrsg.): Grundsätze zur Ermittlung der Stoffdeposition.. In DVWK-Merkblätter; Heft 229, 23 S., 1994, Hamburg: Paul Parey.
- Eder, B.K. & Dennis, R.L. 1990: On the use of scavenging ratios for the inference of surface level concentrations and subsequent dry deposition of Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ and K^+ . *Water Air and Soil Pollut.* 52: 197-215
- Erisman, J.W. et al. 2002: Abschlussbericht UBA-F+E-Vorhaben Nr. 29942210, Teilbericht Trockendeposition (in Vorbereitung)
- Erisman, J.W. 1992: Atmospheric deposition of acidifying compounds in the Netherlands. Diss., Univ. Utrecht, NL.

-
- Führer, H.-W.; Brechtel, H.-M.; Ernstberger, H.; Erpenbeck, C. 1988: Ergebnisse von neuen Depositionsmessungen in der Bundesrepublik Deutschland und im benachbarten Ausland. Mitteilungen des Deutschen Verbandes für Wasserwirtschaft und Kulturbau, H. 14, Bonn DVWK, ISBN 3-924063-09-5
- Gauger, Th.; Köble, R.; Anshelm, F. 1999. Kritische Luftschadstoff-Konzentration und Eintragsraten sowie ihre Überschreitung für Wald- und Agrarökosysteme sowie naturnahe waldfreie Ökosysteme. Teil 2: Kartierung von Critical Levels. Endbericht zum Forschungsvorhaben FE-Nr. 297 85 079 im Auftrag des Umweltbundesamtes. Institut für Navigation. Universität Stuttgart, 65 S.
- Hicks, B. ; McMillen, R. ; Turner, R.S.; Holdren, G.R.jr.; Strickland, T.C. 1993: A national critical loads framework for atmospheric deposition effects assessment: III. Deposition characterization. Environmental Management Vol. 17, No. 3: 343-353.
- Ibrom A. 1993 : Die Deposition und die Pflanzenauswaschung (Leaching) von Pflanzennährstoffen in einem Fichtenbestand im Solling. Ph.D. thesis, Göttingen, Germany
- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (Hrsg.): Atmosphärische Deposition - Richtlinie über Beobachtung und Auswertung der Niederschlagsbeschaffenheit. 65.S; 1998, Berlin: Kulturbuchverlag.
- Lindberg, S.E.; Lovett, G.M.; Richter, D.D.; Johnson, D.W. 1986: Atmospheric deposition and canopy interaction of major ions in a forest. Science 231: 93-102
- Lindberg, S.E.; Lovett, G.M.; Meiwes, K.-J. 1987: Deposition and forest canopy interactions of airborne nitrate. In: NATO ASI Series, Vol. G16: Effects of atmospheric pollutants on forests, wetlands and agricultural ecosystems. 117-130.
- Lindberg S.E.; Bredemeier, M.; Schaefer, D.A.; Qi, L. 1990: Atmospheric concentrations and deposition of nitrogen and major ions in conifer forests in the United States and Federal Republic of Germany. Atmospheric Environment 24: 2207-2220.
- Lövblad, G.; Erisman, J.W.; Fowler, D. 1993: Models and methods for the quantification of atmospheric input to ecosystems. Report No. Nord 1993: 573, Göteborg, Schweden, 3.-7.November 1992. Nordic Council of Ministers, Copenhagen, Denmark.
- Meiwes, K.J.; Hauhs, M.; Gerke, H.; Asche, N.; Matzner, E.; Lamersdorf, N. : Die Erfassung des Stoffkreislaufs in Waldökosystemen - Konzept und Methodik.. In Ber. Forschungszentr. Waldökosyst./ Waldsterben; B 7, 1984, Göttingen.
- Nihlgard 1985: The ammonium hypothesis - an additional explanation to the forest dieback in Europe. Ambio 14: 2-8.
- Parker, G.G. 1983: Throughfall and stemflow in the forest nutrient cycle. In: A. McFayden & E.D. Ford (eds.): Advances in Ecological Research, Vol. 13: 57-134.

-
- Reuss, J.O. & Johnson, D.W. 1985: Acid deposition and the acidification of soils and waters. Ecological Studies: Vol. 59. Springer Verlag.
- Roelofs, J.G.M.; Kempers, A.J.; Houdijk, A.L.F.M.; Jansen, J. 1985: The effect of airborne ammonium sulphate on *pinus nigra* var. *maritima* in the Netherlands. *Plant and Soil* 84, 45-56.
- Shepard J.P.; Mitchell, M.J.; Scott, T.J.; Zhang, Y.M.; Raynal, D.J. 1989: Measurements of wet and dry deposition in a Northern hardwood forest. *Water, Air, and Soil Pollution* 48, 225-238.
- Spranger, T. 1992: Erfassung und ökosystemare Bewertung der atmosphärischen Deposition und anderer oberirdischer Stoffflüsse im Bereich der Bornhöveder Seenkette. Diss., Univ. Kiel.
- Spranger, T. und Köble, R. (1998): Methodik der Erfassung von Critical-level- und Critical-load-Überschreitungen. In: Nagel, H.-D. und Gregor, H.-D.: *Ökologische Belastungsgrenzen – Critical Loads & Levels. Ein internationales Konzept für die Luftreinhaltepolitik.* Springer Verlag. S. 167-170
- UBA (1996): Manual on methodologies and criteria for mapping critical levels / loads and areas where they are exceeded. Werner, B. und Spranger, T. (Hrsg.). Texte 71/96, Umweltbundesamt, Berlin.
- Ulrich, B. 1983: Interactions of forest canopies with atmospheric constituents: SO₂, alkali and earth alkali cations and chloride. In: B. Ulrich and J. Pankrath (Eds.), *Effects of air pollutants in forest ecosystems.* Reidel Publ. Co., Dordrecht, the Netherlands: 33-45
- Ulrich, B. 1994: Nutrient and acid-base budget of central european forest ecosystems. *Effects of Acid Rain on Forest Processes.* Wiley-Liss, Inc.: 1-50
- Ulrich, B. 1985: Natürliche und anthropogene Komponenten der Bodenversauerung. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundl. Gesellschaft*, 43/I. 159-187.
- Umweltbundesamt 1997: *Daten zur Umwelt.* Erich Schmidt Verlag. 570 Seiten.
- UN ECE, 1993: *Critical Levels for Ozone.* Report from a UN ECE workshop held at Bern, Switzerland, 1-4 November, 1993. Swiss Federal Office of Environment, Forests and Landscape and Federal Research Station for Agricultural Chemistry and Environmental Hygiene (FAC). Liebefeld/Bern, Switzerland.
- UN ECE, 1996: *Critical Levels for Ozone in Europe: Testing and Finalising the Concepts.* Report from a UN ECE workshop held in Kuopio, Finland, 15-17 April, 1996. University of Kuopio, Department of Ecology and Environmental Science. Kuopio, Finland.

6.1 Messflächen

6.2 Deposition mit dem Freilandniederschlag

6.3 Deposition mit dem Waldniederschlag

6.4 Depositionsraten aus Kronenraumbilanzen

Fläche Nr.	Land	Wuchsbezirk	Höhenlage	Baumart	reg. Wald-landschaften*
101	SH	Schleswig-Holstein Nordwest	<= 50	Buche	Tland N
301	NI	Ostniedersächs. Tiefland	101- 150	Buche	Tland N
302	NI	Harz	551- 600	Fichte	Mgeb NW
303	NI	Harz	651- 700	Fichte	Mgeb NW
304	NI	Mitteldeutsches Trias-Berg- und Hügelland	501- 550	Buche	Mgeb NW
305	NI	Mitteldeutsches Trias-Berg- und Hügelland	501- 550	Fichte	Mgeb NW
306	NI	Mitteldeutsches Trias-Berg- und Hügelland	401- 450	Buche	Mgeb NW
307	NI	Mittelwestniedersächs. Tiefland	<= 50	Kiefer	Tland N
501	NW	Niederrheinisches Tiefland	<= 50	Kiefer	Tland N
502	NW	Niederrheinisches Tiefland	<= 50	Eiche	Tland N
503	NW	Westfälische Bucht	51- 100	Buche	Tland N
504	NW	Weserbergland	401- 450	Fichte	Mgeb NW
505	NW	Sauerland	501- 550	Buche	Mgeb NW
506	NW	Sauerland	651- 700	Fichte	Mgeb NW
507	NW	Nordwesteifel	401- 450	Buche	Mgeb NW
601	HE	Vogelsberg u. östlich angrenzende Sansteingebirge	401- 450	Buche	Mgeb W
602	HE	Rhön	401- 450	Buche	Mgeb W
603	HE	Vogelsberg u. östlich angrenzende Sansteingebirge	351- 400	Buche	Mgeb NW
604	HE	Spessart	401- 450	Buche	Mgeb W
605	HE	Westerwald	301- 350	Buche	Mgeb NW
606	HE	Nordwesthessisches Bergland	401- 450	Buche	Mgeb NW
607	HE	Nordosthessisches Bergland	351- 400	Buche	Mgeb NW
701	RP	Hunsrück	601- 650	Fichte	Mgeb W
702	RP	Osteifel	551- 600	Fichte	Mgeb W
703	RP	Saar-Nahe-Bergland	551- 600	Buche	Mgeb W
704	RP	Westerwald	351- 400	Buche	Mgeb W
705	RP	Pfälzerwald	501- 550	Eiche	Mgeb W
706	RP	Oberrheinisches Tiefland und Rhein-Mainebene	101- 150	Eiche	Rhein Graben
707	RP	Pfälzerwald	501- 550	Kiefer	Mgeb W
801	BW	Schwarzwald	551- 600	Fichte	Mgeb SW
802	BW	Odenwald	501- 550	Fichte	Mgeb W
803	BW	Schwäbische Alb	701- 750	Fichte	Mgeb SW
804	BW	Neckarland	601- 650	Fichte	Mgeb SW
805	BW	Schwarzwald	1001-1050	Fichte	Mgeb SW
806	BW	Schwarzwald	801- 850	Fichte	Mgeb SW
808	BW	Südwestdeutsches Alpenvorland	651- 700	Fichte	Mgeb SW
809	BW	Schwarzwald	501- 550	Fichte	Mgeb SW
810	BW	Neckarland	551- 600	Fichte	Mgeb SW
811	BW	Odenwald	501- 550	Fichte	Mgeb W
901	BY	Fränkischer Keuper und Albvorland	401- 450	Kiefer	Mgeb S
902	BY	Schwäbisch-Bayrische Schotterplatten- und Altmoränenlandschaft	401- 450	Fichte	Mgeb S
903	BY	Rhön	801- 850	Buche	Mgeb W
904	BY	Bayrische Alpen	1451-1500	Lärche	Alpen
905	BY	Fränkischer Keuper und Albvorland	451- 500	Kiefer	Mgeb S

Fläche Nr.	Land	Wuchsbezirk	Höhenlage	Baumart	reg. Wald-landschaften*
906	BY	Schwäbisch-Bayrische Schotterplatten- und Altmoränenlandschaft	501- 550	Fichte	Mgeb S
907	BY	Fränkischer Keuper und Albvorland	401- 450	Buche	Mgeb S
908	BY	Oberpfälzer Wald	801- 850	Fichte	Mgeb O
909	BY	Frankenwald und Fichtelgebirge	751- 800	Fichte	Mgeb O
910	BY	Bayrisches Tertiäres Hügelland	301- 350	Eiche	Mgeb S
911	BY	Bayrischer Wald	1001-1050	Buche	Mgeb S
912	BY	Oberpfälzer Jura, Frankenalb	401- 450	Kiefer	Mgeb S
913	BY	Oberpfälzer Jura, Frankenalb	451- 500	Eiche	Mgeb S
914	BY	Spessart	451- 500	Eiche	Mgeb W
915	BY	Schwäbisch-Bayrische Schotterplatten- und Altmoränenlandschaft	751- 800	Buche	Mgeb S
916	BY	Bayrische Alpen	1151-1200	Fichte	Alpen
917	BY	Bayrisches Tertiäres Hügelland	501- 550	Fichte	Mgeb S
918	BY	Oberpfälzer Becken- und Hügelland	351- 400	Kiefer	Mgeb S
919	BY	Bayrisches Tertiäres Hügelland	451- 500	Buche	Mgeb S
920	BY	Frankenwald und Fichtelgebirge	651- 700	Fichte	Mgeb O
921	BY	Fränkische Platte	301- 350	Eiche	Mgeb S
922	BY	Bayrische Alpen	1051-1100	Fichte	Alpen
1001	SL	Saar-Hügel- und Bergland	301- 350	Eiche	Mgeb W
1101	BE	Mittelbrandenburger Talsand- und Moränenland	51- 100	Kiefer	Tland O
1102	BE	Mittelbrandenburger Talsand- und Moränenland	51- 100	Kiefer	Tland O
1103	BE	Mittelbrandenburger Talsand- und Moränenland	<= 50	Kiefer	Tland O
1201	BB	Ostniedersächsisch-altmärkisches Altmoränenland	51- 100	Kiefer	Tland O
1202	BB	Ostmecklenburger-Nordbrandenburger Jungmoränenlandschaft	51- 100	Kiefer	Tland O
1203	BB	Ostmecklenburger-Nordbrandenburger Jungmoränenlandschaft	51- 100	Kiefer	Tland O
1204	BB	Hoher Fläming	101- 150	Kiefer	Tland O
1205	BB	Düben-Niederlausitzer Altmoränenland	51- 100	Kiefer	Tland O
1206	BB	Mittelbrandenburger Talsand- und Moränenland	51- 100	Kiefer	Tland O
1302	MV	Ostholsteinisch-westmecklenburger Jungmoränenland	51- 100	Buche	Tland N
1303	MV	Ostmecklenburger-Nordbrandenburger Jungmoränenlandschaft	<= 50	Kiefer	Tland N
1401	SN	Erzgebirge	801- 850	Fichte	Mgeb O
1402	SN	Erzgebirge	701- 750	Fichte	Mgeb O
1403	SN	Elbsandsteingebirge	401- 450	Fichte	Mgeb O
1404	SN	Oberlausitzer Bergland	401- 450	Fichte	Mgeb O
1405	SN	Düben-Niederlausitzer Altmoränenland	151- 200	Kiefer	Tland O
1406	SN	Sächsisch-Thüringisches-Löß-Hügelland	151- 200	Eiche	Tland O
1501	ST	Ostniedersächsisch-altmärkisches Altmoränenland	51- 100	Kiefer	Tland O
1502	ST	Mittleres Nordostdeutsches Altmoränenland	101- 150	Kiefer	Tland O
1601	TH	Südthüringisches Trias-Hügelland	601- 650	Fichte	Mgeb O
1602	TH	Thüringer Gebirge	801- 850	Buche	Mgeb O
1603	TH	Thüringer Gebirge	701- 750	Buche	Mgeb O
1604	TH	Thüringer Gebirge	801- 850	Fichte	Mgeb O
1605	TH	Thüringer Gebirge	901- 950	Fichte	Mgeb O

Fläche Nr.	H ⁺ kmol _e ha ⁻¹ a ⁻¹	Na	K	Ca kg ha ⁻¹ a ⁻¹	Mg	N-NH ₄	Mn
101	0,052	8,94	1,78	3,53	1,40	8,46	0,20
301	0,117	5,62	1,49	1,88	0,57	6,32	0,07
302	0,185	7,45	1,55	2,60	0,75	8,10	0,11
303	0,185	7,45	1,55	2,60	0,75	8,10	0,11
304	0,180	6,33	1,16	2,28	0,58	7,50	0,09
305	0,180	6,33	1,16	2,28	0,58	7,50	0,09
306	0,055	4,00	1,08	3,58	0,70	6,02	0,09
307	0,020	9,65	1,99	4,05	0,97	11,07	0,07
501	0,028	7,05	1,60	3,57	1,01	10,47	0,15
502	0,014	6,65	1,40	3,15	0,87	9,86	0,15
503	0,082	5,40	1,07	4,25	0,70	9,00	0,18
504	0,112	6,70	1,40	5,25	0,90	7,45	0,20
505	0,122	4,45	1,35	2,89	0,55	4,73	0,18
506	0,257	5,62	0,68	2,42	0,65	6,46	0,29
507	0,123	6,04	2,44	4,46	0,90	8,49	0,33
601	0,100	2,97	2,33	4,35	1,43	2,95	0,04
602	0,088	2,96	2,47	5,03	1,68	4,56	0,07
603	0,094	3,07	2,18	4,64	1,52	2,64	0,05
604	0,197	3,78	3,27	6,74	2,18	5,46	0,08
605	0,082	4,36	3,76	5,40	1,83	3,73	0,06
606	0,153	3,68	1,88	5,64	1,84	5,27	0,05
607	0,097	3,10	2,01	4,75	1,55	3,82	0,04
701	0,187	2,57	2,11	2,56	0,64	2,68	0,10
702	0,155	3,69	0,90	2,56	0,62	6,11	0,07
703	0,086	1,65	1,20	5,40	1,69	3,00	0,19
704	0,105	2,82	1,02	11,32	2,06	5,51	0,10
705	0,135	3,25	1,84	3,81	0,68	7,35	0,20
706	0,113	1,46	0,96	3,00	0,48	3,03	0,08
707	0,135	3,25	1,84	3,81	0,68	7,35	0,20
801	0,361	3,06	1,69	3,29	0,57	6,21	0,13
802	0,202	3,55	1,83	3,76	0,64	5,75	0,11
803	0,085	1,73	2,14	3,20	0,39	2,91	0,14
804	0,117	2,15	1,69	3,16	0,50	3,56	0,11
805	0,237	3,36	3,27	3,65	0,52	4,58	0,18
806	0,150	2,99	1,80	3,04	0,47	6,27	0,14
807							
808	0,123	1,97	1,79	3,43	0,51	5,70	0,15
809	0,122	3,03	2,34	3,38	0,55	4,33	0,14
810	0,137	2,82	2,07	4,56	0,59	5,51	0,30
811	0,291	3,28	1,47	3,45	0,53	3,94	0,17
901	0,180	2,92	2,23	4,59	0,54	5,58	
902	0,281	2,57	2,50	6,86	0,76	7,37	
903							
904	0,211	2,79	2,25	6,03	0,86	4,42	

Fläche Nr.	H ⁺ kmol _c ha ⁻¹ a ⁻¹	Na	K	Ca kg ha ⁻¹ a ⁻¹	Mg	N-NH ₄	Mn
905	0,237	2,05	0,93	3,03	0,35	4,70	
906	0,274	2,34	1,91	6,58	0,74	6,67	
907	0,226	2,62	1,91	4,61	0,78	6,63	
908	0,224	2,54	1,69	6,62	0,53	5,43	
909	0,367	3,17	1,26	4,27	0,55	6,17	
910	0,102	1,68	1,17	5,46	0,57	4,29	
911	0,249	3,34	2,76	3,61	0,67	8,10	
912	0,195	5,36	2,17	5,00	0,54	5,12	
913	0,105	1,71	1,41	4,06	0,40	3,62	
914	0,031	1,60	11,53	7,03	1,88	6,07	
915	0,187	1,83	1,22	4,85	0,71	5,08	
916	0,576	3,32	2,58	7,59	1,12	6,61	
917	0,115	2,12	1,67	3,91	0,58	4,64	
918	0,114	1,42	1,27	2,37	0,38	6,19	
919	0,153	1,84	1,41	8,52	0,61	5,16	
920							
921							
922							
1001	0,277	3,83	5,57	5,57	1,59	8,32	
1101	0,131	2,25	1,01	2,94	0,45	3,91	0,05
1102	0,131	2,25	1,01	2,94	0,45	3,91	0,05
1103	0,110	2,29	1,85	3,80	0,45	4,30	0,05
1201	0,400	2,86	1,33	3,73	0,51	2,97	0,06
1202	0,335	3,94	1,50	4,03	0,72	3,60	0,05
1203	0,340	2,66	1,40	5,63	0,86	2,79	0,05
1204	0,420	2,49	1,12	4,68	0,56	3,84	0,08
1205	0,405	2,08	1,44	3,79	0,56	3,90	0,06
1206	0,445	2,59	1,67	4,54	0,54	4,35	0,06
1302	0,039	5,78	3,53	6,04	1,03	5,78	
1303	0,011	4,87	3,53	9,99	0,99	8,35	
1401	0,710	7,13	1,73	5,65	1,60	8,69	0,07
1402	0,713	8,09	2,21	5,60	1,73	9,13	0,07
1403	0,431	5,80	1,59	3,52	0,86	10,01	0,07
1404	0,296	6,39	3,78	4,54	1,16	12,42	0,18
1405	0,418	5,73	1,99	3,41	0,80	10,15	0,05
1406	0,143	4,80	2,54	4,28	0,73	6,91	0,12
1501							
1502							
1601	0,071	2,63	2,66	3,50	0,58	10,69	0,15
1602	0,117	2,41	1,62	3,26	0,67	6,30	0,13
1603	0,141	2,85	1,46	3,11	0,43	7,29	0,13
1604	0,154	3,85	1,60	3,92	0,69	8,92	0,06
1605	0,165	2,98	2,45	4,10	0,77	6,90	0,08

Fläche Nr.	Cl kg ha ⁻¹ a ⁻¹	N-NO3 kg ha ⁻¹ a ⁻¹	S-SO4 kg ha ⁻¹ a ⁻¹	N org. kg ha ⁻¹ a ⁻¹	Kationen kmol _c ha ⁻¹ a ⁻¹	Anionen kmol _c ha ⁻¹ a ⁻¹	H ₂ O mm
101	17,64	4,83	6,15		1,38	1,23	623
301	8,67	4,87	5,61	0,59	0,99	0,94	636
302	9,90	6,75	8,85	0,75	1,32	1,31	1092
303	9,90	6,75	8,85	0,75	1,32	1,31	1092
304	9,09	6,27	7,79	0,78	1,18	1,19	968
305	9,09	6,27	7,79	0,78	1,18	1,19	968
306	5,22	5,46	6,36	0,68	0,92	0,93	627
307	16,05	5,57	8,10	0,78	1,56	1,36	630
501	11,96	4,24	8,28	1,94	1,38	1,16	601
502	11,45	4,10	8,03	1,66	1,27	1,12	616
503	9,85	5,15	9,60	0,93	1,26	1,25	699
504	11,20	5,75	9,15	1,43	1,31	1,30	893
505	7,49	3,87	5,87	1,25	0,88	0,85	704
506	9,42	5,87	8,62	0,83	1,15	1,22	1114
507	10,53	6,19	9,63	1,49	1,35	1,34	872
601	4,98	3,18	4,81	1,17	0,83	0,67	539
602	5,35	4,34	5,81	1,03	0,99	0,82	637
603	4,50	3,39	4,85	1,12	0,83	0,67	557
604	6,17	5,61	7,08		1,35	1,02	816
605	6,93	3,68	5,72	1,38	1,05	0,82	681
606	6,32	4,63	6,61	1,07	1,17	0,92	643
607	4,92	4,06	6,26	1,31	0,92	0,82	533
701	6,60	3,20	5,91	1,85	0,72	0,78	913
702	6,76	4,68	6,73	1,19	0,95	0,95	682
703	3,78	3,65	5,31	0,98	0,81	0,70	631
704	5,37	4,99	6,50	0,53	1,38	0,91	716
705	5,82	5,26	7,15	1,72	1,09	0,99	884
706	3,68	3,41	4,74	0,78	0,61	0,64	673
707	5,82	5,26	7,15	1,72	1,09	0,99	884
801	4,80	6,22	7,59	1,68	1,19	1,05	1099
802	5,18	5,36	7,05	1,45	1,05	0,97	887
803	2,18	3,08	3,04	1,70	0,61	0,47	801
804	2,85	3,64	4,42	1,15	0,71	0,62	776
805	4,47	5,00	5,99	1,62	1,02	0,86	1110
806	4,14	5,36	6,16	1,39	0,96	0,88	1296
807							
808	2,61	4,77	4,90	1,79	0,87	0,72	967
809	4,03	3,85	4,54	2,27	0,84	0,67	905
810	3,98	5,25	5,76	1,48	0,98	0,85	889
811	4,53	5,15	6,25	1,65	0,97	0,89	864
901	5,04	5,08	6,17		1,04	0,89	670
902	5,33	4,54	6,97		1,39	0,91	911
903							
904	4,99	4,62	7,41		1,08	0,93	1378

Fläche Nr.	Cl kg ha ⁻¹ a ⁻¹	N-NO3 kg ha ⁻¹ a ⁻¹	S-SO4 kg ha ⁻¹ a ⁻¹	N org. kg ha ⁻¹ a ⁻¹	Kationen kmol _c ha ⁻¹ a ⁻¹	Anionen kmol _c ha ⁻¹ a ⁻¹	H ₂ O mm
905	3,53	3,63	4,54		0,87	0,64	615
906	5,10	4,88	6,37		1,29	0,89	918
907	4,10	5,02	6,02		1,16	0,85	684
908	3,83	4,55	6,76		1,14	0,85	748
909	4,30	5,86	7,71		1,24	1,02	928
910	3,18	3,44	5,73		0,83	0,69	697
911	5,22	6,04	7,78		1,28	1,06	1138
912	8,45	4,41	5,95		1,14	0,93	720
913	2,62	3,33	4,83		0,71	0,61	565
914	4,67	5,45	4,81		1,34	0,82	716
915	2,95	4,72	5,77		0,96	0,78	1029
916	5,74	6,19	9,18		1,73	1,18	1834
917	3,96	3,63	4,89		0,82	0,68	644
918	3,38	3,72	5,04		0,80	0,68	620
919	3,08	4,31	5,82		1,11	0,76	802
920							
921							
922							
1001	10,79	5,00	11,33		1,59	1,37	1155
1101	3,95	3,59	5,46	0,83	0,72	0,71	436
1102	3,95	3,59	5,46	0,83	0,72	0,71	436
1103	4,33	3,53	5,82	1,05	0,79	0,74	465
1201	4,49	2,68	4,19		1,00	0,58	448
1202	5,51	2,55	5,03		1,06	0,65	471
1203	5,04	3,40	5,38		1,04	0,72	514
1204	4,48	3,30	5,59		1,11	0,71	456
1205	3,54	2,87	5,31		1,05	0,64	550
1206	4,91	3,36	6,30		1,18	0,77	540
1302	8,70	4,22	6,41		1,18	0,95	447
1303	10,06	4,66	7,24		1,49	1,07	466
1401	13,26	7,61	9,69		2,10	1,52	1170
1402	14,62	7,09	12,90		2,20	1,72	945
1403	12,48	7,11	11,03		1,69	1,55	901
1404	12,77	6,80	12,36		1,88	1,62	870
1405	11,56	6,02	10,19		1,68	1,39	711
1406	10,34	4,81	8,76		1,18	1,18	619
1501							
1502							
1601	5,97	3,87	5,92	7,82	1,24	0,81	843
1602	5,57	5,72	5,97	3,61	0,93	0,94	997
1603	6,16	6,09	6,72	4,53	1,01	1,03	979
1604	8,16	7,06	8,14	5,32	1,25	1,24	1143
1605	5,20	6,76	9,23	4,64	1,12	1,21	972

Fläche Nr.	Code	H ⁺ kmol _c ha ⁻¹ a ⁻¹	Na	K	Ca kg ha ⁻¹ a ⁻¹	Mg	N-NH ₄	Mn
101	WN (1,4)	0,030	18,14	9,03	3,19	19,04	12,14	0,03
301	WN (1,4)	0,089	19,65	4,64	1,42	8,78	7,94	1,07
302	KR (1)	0,235	19,05	6,40	1,45	8,50	8,55	1,21
303	KR (1)	0,325	14,35	9,95	2,30	12,05	9,00	1,21
304	WN (1,4)	0,210	17,19	5,68	1,51	9,57	10,93	1,09
305	KR (1)	0,395	21,07	9,96	2,12	13,10	19,93	2,62
306	WN (1,4)	0,071	17,13	7,11	1,35	6,30	9,41	0,10
307	KR (1)	0,012	13,83	2,91	1,64	14,07	19,09	0,11
501	KR (1)	0,006	9,97	5,01	1,75	10,06	18,91	0,59
502	KR (1)	0,002	29,65	6,80	3,26	10,11	25,87	2,01
503	WN (1,4)	0,035	22,96	7,65	2,07	8,73	17,23	1,09
504	KR (1)	0,117	30,15	11,60	2,95	12,85	26,20	0,85
505	WN (1,4)	0,057	30,50	9,85	2,75	6,80	8,70	3,55
506	KR (1)	0,626	21,20	11,04	2,02	11,14	10,26	6,43
507	WN (1,4)	0,150	11,02	8,20	2,09	10,01	11,88	0,80
601	WN (1,4)	0,063	11,88	8,13	2,61	5,37	6,35	0,27
602	WN (1,4)	0,038	11,71	8,60	2,88	4,51	8,41	0,52
603	WN (1,4)	0,070	14,63	9,84	3,34	5,38	8,32	0,48
604	WN (1,4)	0,130	13,42	10,35	3,20	4,74	7,12	0,57
605	WN (1,4)	0,070	17,32	10,67	3,58	7,08	9,22	0,35
606	WN (1,4)	0,118	25,59	13,74	5,38	9,12	9,05	0,13
607	WN (1,4)	0,064	15,34	9,83	3,32	4,67	8,93	0,35
701	KR (1)	0,181	17,32	8,57	1,57	5,15	10,01	0,74
702	KR (1)	0,463	15,04	11,98	2,59	11,35	14,20	2,51
703	WN (1,4)	0,069	12,51	11,68	3,65	5,98	12,12	2,32
704	WN (1,4)	0,078	20,97	6,88	1,81	5,47	7,77	1,02
705	KR (1)	0,072	36,55	7,73	3,24	3,66	12,83	3,70
706	KR (1)	0,135	11,28	5,91	1,27	2,59	7,09	0,18
707	KR (1)	0,259	14,18	9,82	2,31	6,44	8,82	0,63
801	KR (1)	0,598	18,81	11,98	1,72	5,60	8,97	0,83
802	KR (1)	0,290	15,11	9,30	1,48	6,45	13,33	0,72
803	KR (1)	0,068	14,66	9,25	1,90	2,48	7,46	1,74
804	KR (1)	0,120	14,21	8,61	2,14	3,49	7,22	1,11
805	KR (1)	0,540	14,56	12,05	1,70	8,01	8,27	1,32
806	KR (1)	0,200	16,03	9,12	2,18	5,00	9,24	0,99
807	KR (1)							
808	KR (1)	0,034	16,35	8,43	1,87	3,36	20,47	1,74
809	KR (1)	0,097	15,50	6,51	1,51	3,31	5,21	2,79
810	KR (1)	0,148	14,08	11,33	1,72	4,39	15,15	3,65
811	KR (1)	0,332	17,35	9,84	1,85	5,53	12,15	7,73
901	KR (1)	0,163	10,15	7,45	1,06	3,56	6,47	
902	KR (1)	0,086	16,34	9,73	2,60	2,28	10,64	
903	KR (1)							
904	KR (1)	0,143	8,44	6,97	1,30	3,88	4,73	

WN (1,4) : Kronentraufe und Stammablauf

KR (1) : Kronentraufe

Fläche Nr.	Code	H ⁺ kmol _c ha ⁻¹ a ⁻¹	Na	K	Ca kg ha ⁻¹ a ⁻¹	Mg	N-NH ₄	Mn
905	KR (1)	0,154	8,87	4,94	0,71	2,28	7,91	
906	KR (1)	0,062	15,37	8,17	1,82	2,41	8,12	
907	KR (1)	0,134	13,32	6,81	1,38	2,71	7,91	
908	KR (1)	0,946	20,03	10,75	1,52	4,08	8,62	
909	KR (1)	0,849	15,94	15,22	3,34	6,57	15,12	
910	KR (1)	0,010	23,31	21,79	6,36	1,70	6,58	
911	KR (1)	0,134	14,89	4,93	0,87	3,53	8,47	
912	KR (1)	0,279	5,83	7,27	0,79	3,69	3,34	
913	KR (1)	0,038	20,17	8,79	1,95	1,90	7,32	
914	KR (1)	0,292	2,32	4,12	0,54	3,27	8,96	
915	KR (1)	0,059	11,63	6,69	1,86	1,98	6,77	
916	KR (1)	0,229	15,73	7,44	1,47	3,30	5,95	
917	KR (1)	0,035	12,85	6,00	1,63	2,30	10,14	
918	KR (1)	0,210	6,66	5,09	0,64	1,76	5,96	
919	KR (1)	0,030	18,29	8,81	2,03	2,05	7,27	
920	KR (1)							
921	KR (1)							
922	KR (1)							
1001	KR (1)	0,151	30,51	9,59	3,66	4,06	6,89	
1101	KR (1)	0,092	12,41	7,39	1,71	3,52	5,43	1,03
1102	KR (1)	0,167	8,30	8,02	1,65	4,61	4,17	0,91
1103	KR (1)	0,230	7,87	9,46	1,66	5,12	4,92	0,96
1201	KR (1)	0,365	3,49	5,05	1,02	4,73	3,80	0,31
1202	KR (1)	0,380	3,91	6,34	1,07	4,86	3,17	1,29
1203	KR (1)	0,355	3,74	7,48	1,38	3,70	3,05	0,87
1204	KR (1)	0,385	3,47	4,96	0,88	3,44	3,94	0,86
1205	KR (1)	0,520	4,52	6,38	0,88	2,81	3,22	0,85
1206	KR (1)	0,420	4,48	6,52	1,01	3,13	3,02	0,91
1302	WN (1,4)	0,039	14,69	10,72	1,64	8,53	6,40	
1303	KR (1)	0,052	7,53	15,11	1,71	7,37	11,96	
1401	KR (1)	1,333	16,20	11,17	2,51	7,40	10,05	1,27
1402	KR (1)	2,187	19,51	13,98	3,88	9,83	19,94	0,59
1403	KR (1)	0,961	12,55	8,64	1,86	6,53	14,10	1,79
1404	KR (1)	1,283	18,36	11,41	3,04	7,77	22,55	2,36
1405	KR (1)	0,590	9,85	7,03	1,68	5,83	9,44	0,36
1406	KR (1)	0,078	19,26	6,33	1,80	3,95	10,52	0,48
1501	KR (1)							
1502	KR (1)							
1601	KR (1)	0,213	17,86	10,20	2,03	6,05	12,02	0,79
1602	KR (1)	0,153	12,99	8,82	1,95	4,72	9,91	0,70
1603	KR (1)	0,102	14,28	7,47	1,68	4,64	10,56	1,38
1604	KR (1)	0,371	24,45	12,84	2,72	7,54	18,40	0,73
1605	KR (1)	0,434	23,32	13,52	2,95	7,13	19,85	2,21

WN (1,4) : Kronentraufe und Stammablauf

KR (1) : Kronentraufe

Fläche Nr.	Code	Cl kg ha ⁻¹ a ⁻¹	N-NO3 kg ha ⁻¹ a ⁻¹	S-SO4 kg ha ⁻¹ a ⁻¹	N.org. kg ha ⁻¹ a ⁻¹	Kationen kmol _c ha ⁻¹ a ⁻¹	Anionen kmol _c ha ⁻¹ a ⁻¹	H ₂ O mm
101	WN (1,4)	40,44	7,28	13,47		2,90	2,50	522
301	WN (1,4)	17,44	5,34	10,23	2,06	1,89	1,51	485
302	KR (1)	14,95	9,10	15,55	2,10	2,14	2,04	808
303	KR (1)	20,25	9,80	18,90	2,45	2,55	2,45	842
304	WN (1,4)	16,71	9,33	15,07	2,46	2,25	2,08	772
305	KR (1)	23,64	14,78	26,51	2,91	3,60	3,38	654
306	WN (1,4)	11,63	8,35	10,98	1,99	1,92	1,61	540
307	KR (1)	25,73	7,14	12,90	2,51	2,62	2,04	470
501	KR (1)	19,28	6,74	13,79	2,42	2,44	1,89	454
502	KR (1)	21,31	5,18	15,25	4,26	3,66	1,92	455
503	WN (1,4)	20,40	8,47	18,83	3,32	2,79	2,36	599
504	KR (1)	30,30	14,88	27,13	4,38	4,14	3,61	795
505	WN (1,4)	16,55	7,15	13,35	4,28	2,47	1,81	606
506	KR (1)	22,57	13,71	26,05	3,51	3,10	3,24	868
507	WN (1,4)	19,91	9,67	15,05	2,79	2,30	2,19	740
601	WN (1,4)	10,50	6,77	8,61	1,75	1,68	1,32	474
602	WN (1,4)	8,57	7,87	9,64	2,05	1,80	1,41	522
603	WN (1,4)	9,50	8,42	10,23	2,24	2,04	1,51	485
604	WN (1,4)	9,07	8,70	9,98	0,00	1,97	1,50	704
605	WN (1,4)	13,38	8,81	9,56	3,58	2,31	1,60	608
606	WN (1,4)	18,98	11,35	15,03	2,63	2,94	2,29	541
607	WN (1,4)	9,41	9,58	10,61	2,22	2,06	1,61	429
701	KR (1)	16,07	8,84	15,35	4,34	2,12	2,04	662
702	KR (1)	22,37	14,47	25,31	2,23	3,17	3,24	445
703	WN (1,4)	13,01	13,31	13,93	1,92	2,40	2,19	505
704	WN (1,4)	11,62	8,40	11,99	2,75	1,90	1,68	591
705	KR (1)	9,95	6,20	11,86	9,46	2,73	1,46	678
706	KR (1)	7,31	6,49	9,27	2,22	1,44	1,25	582
707	KR (1)	15,02	12,05	13,16	2,31	2,21	2,11	638
801	KR (1)	11,88	15,20	16,79	4,31	2,70	2,47	987
802	KR (1)	12,04	13,28	15,78	3,11	2,49	2,27	708
803	KR (1)	7,46	8,47	7,97	3,46	1,70	1,31	527
804	KR (1)	7,36	8,89	10,01	3,03	1,76	1,47	528
805	KR (1)	13,51	15,12	13,71	3,97	2,59	2,32	1226
806	KR (1)	10,41	12,84	8,55	3,83	2,12	1,74	776
807	KR (1)							
808	KR (1)	9,47	11,90	14,03	4,47	2,63	1,99	653
809	KR (1)	7,55	6,31	7,61	3,37	1,46	1,14	567
810	KR (1)	10,45	14,12	14,48	3,20	2,49	2,21	603
811	KR (1)	13,10	13,39	18,64	3,34	2,53	2,49	528
901	KR (1)	7,72	6,11	7,21		1,50	1,10	513
902	KR (1)	7,97	8,23	12,21		2,06	1,58	631
903	KR (1)							
904	KR (1)	8,01	4,56	7,58		1,32	1,03	1326

WN (1,4) : Kronentraufe und Stammablauf

KR (1) : Kronentraufe

Fläche Nr.	Code	Cl kg ha ⁻¹ a ⁻¹	N-NO3 kg ha ⁻¹ a ⁻¹	S-SO4 kg ha ⁻¹ a ⁻¹	N.org. kg ha ⁻¹ a ⁻¹	Kationen kmol _c ha ⁻¹ a ⁻¹	Anionen kmol _c ha ⁻¹ a ⁻¹	H ₂ O mm
905	KR (1)	5,42	5,65	6,05		1,35	0,93	494
906	KR (1)	6,97	7,94	8,18		1,70	1,28	670
907	KR (1)	5,49	7,96	7,70		1,61	1,20	546
908	KR (1)	7,70	10,17	23,94		2,91	2,44	653
909	KR (1)	11,34	14,79	25,70		3,66	2,98	748
910	KR (1)	5,13	6,21	9,10		2,76	1,16	649
911	KR (1)	5,48	7,62	8,51		1,59	1,23	878
912	KR (1)	6,99	4,32	6,05		1,26	0,88	615
913	KR (1)	4,48	4,61	8,31		1,76	0,97	445
914	KR (1)	6,57	5,31	7,08		1,38	1,01	822
915	KR (1)	3,93	6,05	5,89		1,41	0,91	782
916	KR (1)	8,80	6,60	8,13		1,69	1,23	1472
917	KR (1)	7,56	7,82	7,39		1,62	1,23	416
918	KR (1)	4,64	5,01	5,91		1,19	0,86	523
919	KR (1)	4,31	7,34	7,55		1,71	1,12	606
920	KR (1)							
921	KR (1)							
922	KR (1)							
1001	KR (1)	14,58	6,28	18,87		2,38	2,04	813
1101	KR (1)	7,91	4,63	9,66	3,12	1,46	1,16	363
1102	KR (1)	9,11	4,96	10,38	2,55	1,41	1,26	356
1103	KR (1)	10,13	5,62	12,67	2,83	1,61	1,48	353
1201	KR (1)	7,87	3,04	5,66		1,27	0,79	316
1202	KR (1)	8,17	3,11	5,37		1,32	0,79	326
1203	KR (1)	7,06	3,24	6,95		1,32	0,86	397
1204	KR (1)	6,34	3,54	6,84		1,22	0,86	327
1205	KR (1)	5,91	3,12	7,05		1,38	0,83	355
1206	KR (1)	6,57	3,78	8,20		1,29	0,97	389
1302	WN (1,4)	18,40	5,51	9,47		1,91	1,50	441
1303	KR (1)	15,42	6,86	14,85		2,31	1,85	439
1401	KR (1)	16,59	9,68	27,86		3,55	2,90	809
1402	KR (1)	21,22	17,89	43,77		5,55	4,61	695
1403	KR (1)	14,88	12,54	28,52		3,16	3,10	586
1404	KR (1)	19,11	17,64	38,73		4,52	4,22	523
1405	KR (1)	14,32	8,09	15,07		2,26	1,92	460
1406	KR (1)	10,25	5,32	11,64		1,96	1,40	441
1501	KR (1)							
1502	KR (1)							
1601	KR (1)	12,30	11,22	19,41	5,11	2,47	2,36	514
1602	KR (1)	8,65	9,71	15,45	8,17	2,00	1,90	853
1603	KR (1)	8,98	8,99	12,33	5,93	1,94	1,67	745
1604	KR (1)	15,37	14,82	27,90	12,44	3,50	3,23	909
1605	KR (1)	14,90	16,01	31,60	11,43	3,68	3,54	927

WN (1,4) : Kronentraufe und Stammablauf

KR (1) : Kronentraufe

Fläche Nr.	DDF	TD K	TD Ca	TD Mg	TD Mn	TD (K+Ca+Mg)	TD (K ⁺ +Ca ²⁺ +Mg ²⁺)
		<i>kg ha⁻¹ a⁻¹</i>				<i>kmol_c ha⁻¹ a⁻¹</i>	
101	1,13	3,79	7,51	2,97	0,43	0,72	0,48
301	0,56	2,32	2,93	0,88	0,11	0,28	0,17
302	0,14	1,77	2,97	0,86	0,12	0,26	0,16
303	0,62	2,51	4,21	1,21	0,17	0,37	0,22
304	0,51	1,76	3,44	0,87	0,14	0,29	0,17
305	1,07	2,40	4,71	1,19	0,19	0,39	0,23
306	0,58	1,70	5,64	1,10	0,13	0,42	0,34
307	0,46	2,89	5,90	1,41	0,10	0,48	0,31
501	0,43	2,27	5,09	1,43	0,22	0,43	0,30
502	0,52	2,13	4,79	1,32	0,22	0,40	0,27
503	0,62	1,73	6,87	1,13	0,29	0,48	0,37
504	0,92	2,69	10,07	1,73	0,39	0,71	0,55
505	0,53	2,06	4,42	0,84	0,28	0,34	0,26
506	0,98	1,36	4,79	1,29	0,58	0,38	0,24
507	0,66	4,05	7,39	1,50	0,55	0,60	0,47
601	0,81	4,22	7,86	2,60	0,08	0,71	0,65
602	0,52	3,77	7,66	2,55	0,11	0,69	0,63
603	0,75	3,82	8,14	2,67	0,09	0,73	0,66
604	0,25	4,10	8,44	2,73	0,10	0,75	0,69
605	0,62	6,11	8,76	2,98	0,09	0,84	0,75
606	1,48	4,67	13,98	4,56	0,12	1,20	1,08
607	0,51	3,03	7,17	2,34	0,07	0,63	0,57
701	1,01	4,22	5,12	1,27	0,19	0,47	0,40
702	2,08	2,77	7,88	1,91	0,20	0,62	0,48
703	2,62	4,35	19,57	6,11	0,67	1,60	1,52
704	0,94	1,97	21,96	4,00	0,18	1,48	1,41
705	0,13	2,07	4,29	0,76	0,23	0,33	0,28
706	0,78	1,71	5,32	0,84	0,13	0,38	0,35
707	0,98	3,63	7,53	1,34	0,40	0,58	0,50
801	0,83	3,08	6,01	1,03	0,23	0,46	0,39
802	0,82	3,32	6,83	1,16	0,19	0,52	0,44
803	0,43	3,06	4,59	0,55	0,20	0,35	0,32
804	0,62	2,73	5,11	0,81	0,18	0,39	0,35
805	1,38	7,80	8,70	1,23	0,43	0,73	0,63
806	0,67	3,01	5,08	0,79	0,23	0,39	0,33
807							
808	0,71	3,04	5,85	0,86	0,25	0,44	0,40
809	0,09	2,56	3,70	0,60	0,15	0,30	0,26
810	0,56	3,22	7,10	0,92	0,47	0,51	0,46
811	0,69	2,48	5,82	0,89	0,28	0,43	0,36
901	0,22	2,72	5,60	0,66		0,40	0,36
902	-0,11	2,21	6,09	0,68		0,42	0,39
903							
904	0,39	3,12	8,38	1,19		0,60	0,55

Fläche Nr.	DDF	TD K	TD Ca	TD Mg	TD Mn	TD (K+Ca+Mg)	TD (K ⁺ +Ca ⁺ +Mg ⁺)
		<i>kg ha⁻¹ a⁻¹</i>				<i>kmol_c ha⁻¹ a⁻¹</i>	
905	0,11	1,03	3,36	0,39		0,23	0,20
906	0,03	1,97	6,78	0,77		0,45	0,42
907	0,04	1,98	4,78	0,81		0,36	0,32
908	0,61	2,71	10,65	0,85		0,67	0,62
909	1,07	2,61	8,86	1,14		0,60	0,52
910	0,01	1,19	5,53	0,58		0,35	0,33
911	0,06	2,92	3,81	0,71		0,32	0,28
912	-0,31	1,49	3,44	0,37		0,24	0,19
913	0,11	1,57	4,52	0,44		0,30	0,28
914	1,04	23,52	14,33	3,83		1,62	1,58
915	0,08	1,31	5,23	0,77		0,36	0,33
916	-0,01	2,56	7,54	1,12		0,53	0,49
917	0,08	1,81	4,23	0,63		0,31	0,28
918	0,24	1,57	2,93	0,47		0,23	0,20
919	0,12	1,57	9,51	0,68		0,57	0,55
920							
921							
922							
1001	0,06	5,90	5,90	1,68		0,58	0,53
1101	0,56	1,57	4,60	0,70	0,08	0,33	0,28
1102	1,05	2,06	6,02	0,92	0,10	0,43	0,37
1103	1,24	4,13	8,50	1,01	0,11	0,61	0,55
1201	0,66	2,20	6,18	0,84	0,10	0,43	0,37
1202	0,23	1,85	4,97	0,89	0,07	0,37	0,31
1203	0,39	1,95	7,85	1,19	0,07	0,54	0,49
1204	0,38	1,55	6,46	0,77	0,10	0,43	0,38
1205	0,35	1,94	5,10	0,75	0,08	0,37	0,33
1206	0,21	2,01	5,47	0,65	0,07	0,38	0,34
1302	0,47	5,21	8,90	1,52		0,70	0,59
1303	0,51	5,35	15,12	1,49		1,01	0,92
1401	0,04	1,89	6,14	1,73	0,07	0,50	0,39
1402	0,22	2,82	7,36	2,33	0,09	0,63	0,50
1403	0,12	1,86	4,19	1,03	0,08	0,34	0,25
1404	0,20	4,73	6,03	1,62	0,22	0,55	0,45
1405	0,02	2,07	3,66	0,86	0,06	0,31	0,23
1406	-0,18	2,13	3,75	0,64	0,10	0,29	0,24
1501							
1502							
1601	1,30	6,11	8,05	1,34		0,67	0,59
1602	0,96	3,17	6,39	1,30		0,51	0,45
1603	0,63	2,37	5,05	0,71		0,37	0,31
1604	0,96	3,13	7,68	1,35		0,57	0,48
1605	1,39	5,87	9,82	1,83		0,79	0,70

Fläche Nr.	TD _{H*} (U83)	TD _{AC} (U83)	TD _{AC} (U91) <i>kmol_c ha⁻¹ a⁻¹</i>	TD _{AC} (1) pot	TD _{AC} (2) pot	TD _{AC} (Dra95) / EF >= 0
101	0,13	1,00	1,29	1,83	3,33	1,35
301	0,27	0,84	0,93	1,42	2,29	1,22
302	0,55	1,16	1,41	2,02	2,80	1,50
303	0,59	1,23	1,56	2,20	3,22	1,64
304	0,48	1,26	1,36	2,16	3,07	1,54
305	1,02	2,45	2,39	3,84	5,45	2,62
306	0,15	0,82	0,90	1,59	2,40	1,22
307	0,10	1,46	1,25	2,31	3,75	1,52
501	0,16	1,51	1,34	2,37	3,83	1,57
502	0,21	2,06	1,32	2,93	4,85	2,80
503	0,34	1,57	1,52	2,73	4,15	1,91
504	0,81	2,69	2,36	4,21	6,34	2,85
505	0,46	1,08	1,21	1,80	2,69	1,82
506	1,07	1,80	2,24	3,11	4,19	2,23
507	0,15	0,99	1,18	2,01	3,06	1,26
601	0,18	0,63	0,67	0,82	1,38	0,72
602	0,18	0,78	0,78	1,12	1,88	0,91
603	0,27	0,87	0,83	1,15	1,85	1,07
604	0,32	0,82	0,96	1,05	1,78	1,01
605	0,15	0,81	0,84	1,12	1,90	1,15
606	0,30	0,94	1,31	1,34	2,29	1,34
607	0,22	0,86	0,93	1,42	2,23	1,22
701	0,59	1,31	1,23	2,07	2,91	1,42
702	0,76	1,78	2,15	3,15	4,49	2,05
703	-0,02	0,85	0,75	1,20	2,06	0,54
704	0,17	0,72	0,87	0,51	1,37	0,17
705	0,39	1,31	1,10	1,89	2,86	2,23
706	0,25	0,76	0,69	1,26	1,92	0,94
707	0,20	0,83	1,46	1,88	2,92	1,35
801	0,84	1,48	2,01	2,41	3,22	1,99
802	0,55	1,50	1,62	2,43	3,51	1,69
803	0,35	0,88	1,06	1,39	2,19	1,23
804	0,37	0,88	1,07	1,44	2,14	1,21
805	0,53	1,12	1,62	1,83	2,61	1,51
806	0,14	0,80	1,27	1,79	2,54	1,50
807						
808	0,56	2,03	1,67	2,87	4,48	2,04
809	0,30	0,67	0,87	1,07	1,62	1,01
810	0,56	1,64	1,72	2,59	3,91	1,78
811	1,00	1,86	1,96	2,69	3,72	1,85
901	0,20	0,66	0,72	1,01	1,54	0,94
902	0,63	1,39	1,48	1,82	3,28	1,54
903						
904	0,12	0,46	0,46	0,60	1,17	0,55

Fläche Nr.	$TD_{H+ (U83)}$	$TD_{AC (U83)}$	$TD_{AC (U91)}$	$TD_{AC (1) pot}$	$TD_{AC (2) pot}$	$TD_{AC (DraSS) / EF \geq 0}$
	$kmol_c ha^{-1} a^{-1}$					
905	0,33	0,89	0,86	1,18	1,87	1,02
906	0,38	0,96	1,13	1,30	1,88	1,13
907	0,33	0,89	1,05	1,30	2,13	1,13
908	1,18	1,79	2,05	2,21	2,88	2,06
909	1,37	2,45	2,54	3,17	4,36	2,76
910	0,31	0,78	0,87	1,20	2,13	2,33
911	0,28	0,89	0,98	1,36	2,16	1,11
912	0,26	0,49	0,63	0,72	1,01	0,85
913	0,30	0,82	0,70	1,11	1,79	1,37
914	-0,11	0,53	0,28	-0,12	1,18	-0,38
915	0,18	0,66	0,66	0,95	1,60	0,96
916	0,51	0,94	1,10	0,98	1,64	1,01
917	0,25	0,98	0,98	1,55	2,55	1,21
918	0,12	0,55	0,71	0,98	1,53	0,88
919	0,24	0,76	0,85	0,98	1,96	1,04
920						
921						
922						
1001	0,72	1,21	1,51	1,77	2,64	1,61
1101	0,27	0,66	0,69	1,07	1,57	0,97
1102	0,22	0,52	0,65	0,93	1,67	0,78
1103	0,22	0,58	0,76	1,00	1,85	0,78
1201	0,58	0,85	0,85	0,43	0,88	0,63
1202	0,36	0,59	0,71	0,44	0,75	0,74
1203	0,44	0,66	0,61	0,38	0,77	0,61
1204	0,53	0,81	0,83	0,57	1,02	0,65
1205	0,54	0,77	0,89	0,57	1,00	0,89
1206	0,57	0,79	0,95	0,67	1,07	0,78
1302	0,06	0,52	0,77	0,89	1,61	0,83
1303	0,26	1,11	1,15	1,37	2,56	0,98
1401	1,91	2,63	2,81	2,94	1,97	2,87
1402	2,78	4,25	4,39	5,27	3,97	4,78
1403	1,67	2,72	2,86	3,75	3,04	2,75
1404	2,05	3,72	3,95	5,30	4,58	3,94
1405	0,86	1,55	1,83	2,17	2,02	1,92
1406	0,43	1,19	1,00	1,76	1,85	1,55
1501						
1502						
1601	0,53	1,39	2,41	2,29	3,64	1,53
1602	0,46	1,17	1,17	1,90	2,89	1,28
1603	0,32	1,07	1,07	1,85	2,76	1,36
1604	1,05	2,36	2,35	3,65	5,21	2,59
1605	0,99	2,41	2,23	3,86	5,42	2,57

Fläche Nr.	EF (Dra95)	CU _{H+} (Dra95)	CU _{NH4} (Dra95)	CU _{H+} (U83)	CU _{H+} (U91)
<i>kmol_c ha⁻¹ a⁻¹</i>					
101	0,15	0,07	0,32	0,10	1,26
301	0,54	0,13	0,13	0,18	0,84
302	0,18	0,37	0,16	0,32	1,18
303	0,17	0,42	0,14	0,26	1,24
304	0,40	0,20	0,13	0,27	1,15
305	0,39	0,30	0,18	0,63	2,00
306	0,68	0,06	0,13	0,08	0,83
307	1,11	0,00	-0,01	0,09	1,23
501	0,51	0,00	0,10	0,16	1,34
502	1,55	0,00	-0,52	0,21	1,32
503	0,65	0,03	0,19	0,30	1,48
504	0,59	0,10	0,26	0,70	2,24
505	0,63	0,15	0,27	0,40	1,15
506	0,23	0,56	0,34	0,44	1,62
507	0,33	0,09	0,09	0,00	1,03
601	0,13	0,08	0,10	0,11	0,61
602	0,23	0,06	0,15	0,15	0,74
603	0,55	0,08	0,11	0,20	0,76
604	-0,52	0,34	0,22	0,19	0,83
605	0,54	0,08	0,12	0,08	0,77
606	0,26	0,22	-0,80	0,18	1,20
607	0,48	0,10	0,17	0,15	0,87
701	0,40	0,19	0,12	0,41	1,05
702	-0,02	0,43	0,16	0,30	1,69
703	-0,12	-0,14	-0,30	-0,09	0,68
704	1,52	0,11	0,13	0,09	0,79
705	0,93	0,03	0,06	0,32	1,02
706	0,86	0,03	0,15	0,12	0,56
707	-0,23	0,40	0,16	-0,05	1,20
801	-0,04	0,66	0,12	0,24	1,42
802	0,14	0,25	0,13	0,26	1,33
803	0,24	0,21	0,28	0,28	0,99
804	0,24	0,25	0,18	0,25	0,95
805	-0,04	0,33	0,06	-0,01	1,08
806	0,37	0,26	-0,19	-0,06	1,07
807					
808	0,69	0,02	0,15	0,53	1,64
809	0,14	0,28	0,18	0,20	0,78
810	0,21	0,20	0,24	0,41	1,57
811	0,21	0,36	0,16	0,66	1,63
901	0,32	0,14	0,07	0,04	0,56
902	-0,68	0,47	0,70	0,54	1,40
903					
904	0,07	0,05	0,02	-0,02	0,32

Fläche Nr.	EF (Dra95)	CU _{H+} (Dra95)	CU _{NH4} (Dra95)	CU _{H+} (U83)	CU _{H+} (U91)
<i>kmol_c ha⁻¹ a⁻¹</i>					
905	-0,11	0,21	0,13	0,17	0,70
906	-0,78	0,34	-1,07	0,32	1,07
907	-0,49	0,38	0,27	0,19	0,91
908	-0,21	0,54	0,06	0,23	1,10
909	0,29	0,49	0,10	0,52	1,69
910	0,72	0,06	0,46	0,30	0,86
911	-0,20	0,25	0,19	0,15	0,85
912	-0,20	0,35	0,05	-0,02	0,35
913	0,73	0,07	0,15	0,26	0,66
914	0,49	-0,49	-0,18	-0,40	-0,01
915	0,32	0,12	0,16	0,12	0,60
916	-1,83	0,76	0,24	0,28	0,87
917	0,20	0,08	0,28	0,22	0,95
918	0,33	0,13	0,04	-0,09	0,50
919	-0,25	0,16	0,46	0,21	0,82
920					
921					
922					
1001	-0,11	0,70	0,38	0,57	1,36
1101	0,63	0,11	0,07	0,18	0,60
1102	0,52	0,12	0,03	0,05	0,48
1103	0,30	0,11	0,03	-0,01	0,53
1201	37,72	0,31	0,04	0,22	0,48
1202	-1,81	0,35	0,03	-0,02	0,33
1203	-3,94	0,19	0,02	0,09	0,26
1204	22,37	0,35	0,04	0,14	0,45
1205	-1,77	0,36	0,03	0,02	0,37
1206	-3,23	0,56	-1,60	0,15	0,53
1302	-0,18	0,13	0,26	0,02	0,73
1303	-5,33	0,12	0,33	0,21	1,10
1401	-0,60	1,10	0,09	0,51	1,41
1402	0,03	0,96	0,11	0,57	2,18
1403	-0,26	0,70	0,12	0,61	1,81
1404	-0,16	0,91	0,19	0,73	2,64
1405	-0,53	0,64	0,10	0,12	1,10
1406	0,79	0,06	0,02	0,34	0,91
1501					
1502					
1601	-1,64	0,72	0,49	0,31	2,20
1602	0,26	0,18	0,14	0,31	1,02
1603	0,59	0,09	0,11	0,21	0,97
1604	0,27	0,42	0,25	0,68	1,98
1605	0,43	0,26	0,14	0,55	1,79

Fläche Nr.	CD _N kg ha ⁻¹ a ⁻¹	TF _{NH4-N/NO3-N}	TD _{N (U94)}	TD _{N (D98)} kg ha ⁻¹ a ⁻¹	TD _{Norg.}
101	6,14	1,67	28,28	23,87	1,50
301	2,09	1,49	17,49	15,15	1,50
302	2,80	0,94	18,34	19,92	1,50
303	3,95	0,92	24,02	20,74	1,50
304	6,49	1,17	20,83	22,04	1,50
305	20,95	1,35	34,71	37,28	1,50
306	6,28	1,13	18,09	19,58	1,50
307	9,59	2,68	27,21	26,02	1,50
501	10,94	2,80	25,64	27,08	1,50
502	17,10	4,99	32,10	23,82	1,50
503	11,55	2,03	25,70	28,43	1,50
504	27,88	1,76	41,08	44,68	1,50
505	7,25	1,22	15,85	19,69	1,50
506	11,65	0,75	26,52	28,77	1,50
507	6,87	1,23	24,34	22,76	1,50
601	6,99	0,94	13,12	14,50	1,50
602	7,38	1,07	16,28	18,41	1,50
603	10,72	0,99	16,74	18,27	1,50
604	4,75	0,82	15,82	18,91	1,50
605	10,63	1,05	18,03	19,72	1,50
606	10,50	0,80	24,55	9,17	1,50
607	10,64	0,93	18,51	20,89	1,50
701	12,97	1,13	18,85	20,60	1,50
702	17,88	0,98	33,26	30,84	1,50
703	18,78	0,91	25,42	21,20	1,50
704	5,67	0,92	20,36	17,98	1,50
705	6,42	2,07	19,03	19,80	1,50
706	7,14	1,09	13,57	15,70	1,50
707	8,26	0,73	26,60	23,15	1,50
801	11,74	0,59	26,54	25,82	1,50
802	15,50	1,00	26,60	28,48	1,50
803	9,94	0,88	15,93	19,78	1,50
804	8,91	0,81	16,11	18,66	1,50
805	13,81	0,55	26,04	24,23	1,50
806	10,46	0,72	23,32	19,36	1,50
807					
808	21,90	1,72	32,36	34,41	1,50
809	3,34	0,82	11,52	14,05	1,50
810	18,52	1,07	29,27	32,62	1,50
811	16,46	0,91	25,54	27,74	1,50
901	1,93	1,06	13,00	13,54	1,50
902	6,97	1,29	18,87	28,62	1,50
903					
904	0,25	1,04	12,55	9,56	1,50

Fläche Nr.	CD _N kg ha ⁻¹ a ⁻¹	TF _{NH4-N/NO3-N}	TD _{N(U94)}	TD _{N(D98)} kg ha ⁻¹ a ⁻¹	TD _{Norg.}
905	5,23	1,40	13,56	15,34	1,50
906	4,51	1,02	16,06	1,14	1,50
907	4,22	0,99	15,87	19,60	1,50
908	8,81	0,85	18,90	19,61	1,50
909	17,87	1,02	29,91	31,36	1,50
910	5,05	1,06	12,79	19,26	1,50
911	1,96	1,11	16,16	18,75	1,50
912	-1,87	0,77	7,84	8,37	1,50
913	4,98	1,59	11,93	14,07	1,50
914	2,74	1,69	23,50	11,74	1,50
915	3,02	1,12	12,81	15,12	1,50
916	-0,25	0,90	13,17	15,86	1,50
917	9,69	1,30	17,96	21,87	1,50
918	1,07	1,19	12,67	11,56	1,50
919	5,15	0,99	14,62	21,04	1,50
920					
921					
922					
1001	-0,16	1,10	15,10	18,46	1,50
1101	2,56	1,17	11,73	11,11	1,50
1102	1,62	0,84	15,36	9,61	1,50
1103	2,72	0,88	17,52	10,94	1,50
1201	1,20	1,25	9,34	7,38	1,50
1202	0,13	1,02	7,57	6,75	1,50
1203	0,11	0,94	8,61	6,55	1,50
1204	0,34	1,11	9,86	8,06	1,50
1205	-0,43	1,03	9,12	6,71	1,50
1206	-0,92	0,80	9,30	-15,58	1,50
1302	1,91	1,16	14,76	15,62	1,50
1303	5,81	1,74	19,68	23,48	1,50
1401	3,31	0,98	20,29	21,61	1,50
1402	22,49	1,10	39,16	40,65	1,50
1403	10,13	1,12	27,80	29,42	1,50
1404	21,85	1,27	41,69	44,39	1,50
1405	1,53	1,15	19,07	19,66	1,50
1406	4,07	1,93	16,27	16,54	1,50
1501					
1502					
1601	8,69	1,07	23,24	30,05	1,50
1602	7,60	1,02	23,57	21,53	1,50
1603	6,16	1,18	21,75	21,14	1,50
1604	17,23	1,24	33,21	36,67	1,50
1605	22,20	1,24	36,02	37,87	1,50

Fläche Nr.	CL _K	CL _{Ca} kg ha ⁻¹ a ⁻¹	CL _{Mg}	CL _(K, Ca, Mg)	CL _{WA}	TF _{WA} kmol _c ha ⁻¹ a ⁻¹	BP _{WA}
101	14,34	1,52	0,21	0,45	0,07	0,40	0,16
301	17,33	1,71	0,53	0,56	0,31	0,41	0,05
302	17,28	3,43	0,59	0,65	0,12	0,13	0,01
303	11,84	5,74	1,09	0,67	0,12	0,13	0,01
304	15,44	2,23	0,64	0,55	0,22	0,21	-0,01
305	18,66	5,24	0,93	0,81	0,32	0,31	-0,01
306	15,43	1,47	0,26	0,48	0,32	0,31	-0,01
307	10,94	-2,99	0,23	0,14	0,16	0,58	0,21
501	7,70	-0,08	0,32	0,22	0,11	0,57	0,23
502	27,51	2,01	1,93	0,95	1,47	1,79	0,16
503	21,22	0,78	0,94	0,65	0,42	0,46	0,02
504	27,46	1,53	1,22	0,87	0,51	0,55	0,02
505	28,44	5,43	1,91	1,14	0,72	0,78	0,03
506	19,85	6,25	0,72	0,87	0,20	0,08	-0,06
507	6,97	0,81	0,59	0,26	0,09	0,13	0,02
601	7,67	0,27	0,02	0,21	0,03	0,36	0,17
602	7,95	0,94	0,32	0,27	0,06	0,41	0,17
603	10,80	1,70	0,67	0,41	0,22	0,54	0,16
604	9,32	1,91	0,47	0,37	-0,19	0,48	0,34
605	11,21	1,91	0,60	0,43	0,23	0,71	0,24
606	20,91	-0,24	0,82	0,58	0,15	0,66	0,25
607	12,31	2,66	0,98	0,52	0,25	0,46	0,10
701	13,10	3,44	0,30	0,52	0,21	0,10	-0,06
702	12,26	4,09	0,68	0,57	-0,01	0,01	0,01
703	8,16	-7,89	-2,46	-0,40	0,05	0,29	0,12
704	19,00	-15,08	-2,19	-0,46	-0,70	0,25	0,47
705	34,48	3,44	2,47	1,24	1,16	1,39	0,11
706	9,57	0,58	0,43	0,30	0,26	0,19	-0,03
707	10,54	2,29	0,97	0,46	-0,11	0,12	0,11
801	15,73	5,97	0,69	0,75	-0,03	0,25	0,14
802	11,78	2,46	0,31	0,44	0,06	0,24	0,09
803	11,59	4,65	1,34	0,63	0,15	0,44	0,15
804	11,47	3,50	1,33	0,57	0,14	0,32	0,09
805	6,76	3,35	0,47	0,38	-0,02	0,32	0,17
806	13,01	4,04	1,39	0,64	0,24	0,41	0,08
807							
808	13,30	2,58	1,01	0,55	0,38	0,70	0,16
809	12,94	2,81	0,91	0,54	0,08	0,41	0,17
810	10,86	4,22	0,80	0,55	0,11	0,41	0,15
811	14,86	4,02	0,96	0,65	0,13	0,31	0,09
901	7,43	1,85	0,40	0,31	0,10	0,39	0,15
902	14,13	3,65	1,92	0,70	-0,47	0,48	0,48
903							
904	5,32	-1,40	0,11	0,07	0,00	0,29	0,14

Fläche Nr.	CL _K	CL _{Ca} <i>kg ha⁻¹ a⁻¹</i>	CL _{Mg}	CL _(K, Ca, Mg)	CL _{WA}	TF _{WA} <i>kmol_c ha⁻¹ a⁻¹</i>	BP _{WA}
905	7,84	1,59	0,33	0,30	-0,03	0,41	0,22
906	13,40	1,39	1,06	0,49	-0,38	0,42	0,40
907	11,34	2,03	0,57	0,43	-0,21	0,40	0,31
908	17,32	0,10	0,67	0,49	-0,10	0,47	0,28
909	13,33	6,36	2,19	0,83	0,24	0,67	0,21
910	22,12	16,26	5,78	1,85	1,32	1,60	0,14
911	11,97	1,12	0,16	0,37	-0,07	0,35	0,21
912	4,34	3,82	0,42	0,33	-0,07	0,37	0,22
913	18,60	4,27	1,51	0,80	0,58	0,78	0,10
914	-21,20	-10,21	-3,29	-1,31	-0,64	0,38	0,51
915	10,32	1,45	1,09	0,42	0,14	0,50	0,18
916	13,16	-0,10	0,35	0,35	-0,65	0,46	0,55
917	11,04	1,77	1,00	0,45	0,09	0,38	0,15
918	5,10	2,15	0,16	0,25	0,08	0,33	0,12
919	16,72	-0,70	1,35	0,50	-0,12	0,59	0,36
920							
921							
922							
1001	24,60	3,69	1,97	0,96	-0,11	0,33	0,22
1101	10,84	2,79	1,01	0,49	0,31	0,33	0,01
1102	6,24	2,00	0,73	0,32	0,17	0,19	0,01
1103	3,73	0,96	0,65	0,20	0,06	0,17	0,05
1201	1,29	-1,13	0,18	-0,01	-0,36	0,49	0,42
1202	2,06	1,37	0,18	0,14	-0,24	0,58	0,41
1203	1,79	-0,37	0,19	0,04	-0,17	0,48	0,32
1204	1,92	-1,50	0,11	-0,02	-0,41	0,40	0,40
1205	2,58	1,27	0,13	0,14	-0,25	0,58	0,41
1206	2,47	1,04	0,36	0,14	-0,46	0,36	0,41
1302	9,48	1,82	0,12	0,34	-0,06	0,40	0,23
1303	2,19	-0,01	0,21	0,07	-0,38	0,46	0,42
1401	15,33	5,73	0,93	0,75	-0,45	0,70	0,57
1402	17,46	8,73	2,82	1,11	0,04	1,00	0,48
1403	11,51	5,47	1,03	0,65	-0,17	0,13	0,15
1404	14,64	7,44	2,61	0,96	-0,15	0,39	0,27
1405	8,28	3,99	0,95	0,49	-0,26	0,47	0,36
1406	17,58	3,03	1,25	0,69	0,55	0,58	0,02
1501							
1502							
1601	11,75	2,15	0,69	0,46	-0,75	0,10	0,43
1602	9,82	2,42	0,64	0,42	0,11	0,09	-0,01
1603	11,91	2,43	0,98	0,50	0,29	0,26	-0,02
1604	21,31	5,16	1,37	0,91	0,24	0,26	0,01
1605	17,45	3,70	1,12	0,71	0,31	0,13	-0,09