Belastung der Wälder mit gasförmigen Luftschadstoffen

Studie zur Beurteilung der Luftqualität an Waldstandorten des forstlichen Umweltmonitoring in den Jahren 2002 und 2003

Bericht im Auftrag des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMELV)

Manuela Baumgarten

unter Mitwirkung von

B. Beudert, H.-P. Dietrich, P. Einert, B. Köllner, G.H.M. Krause, W. Lux

Danksagung

Die Studie entstand im Auftrag der Bund-Länder-Arbeitsgruppe Forstliches Umweltmonitoring. Die Beteiligten danken dem Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMELV) für die Finanzierung der vorgestellten Studie.

Den Institutionen, Verantwortlichen und Ausführenden in den jeweiligen Bundesländern sowie dem Umweltbundesamt (UBA) gilt unser Dank für die Erfassung und Bereitstellung von Messdaten

Bearbeiterin und Autorin der Studie:

- Dr. Manuela Baumgarten

Mitwirkende an der Studie:

- Herr B. Beudert, Umweltbundesamt (UBA), (Integrated Monitoring Programm der UNECE, Fkz. 351 01 012/01)
- Herr H.-P. Dietrich, Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft in Freising (LWF)
- Herr P. Einert, Brandenburgische Landesforstanstalt Eberswalde (LFE)
- Herr Dr. G.H.M. Krause und Frau Dr. B. Köllner, Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen in Essen (LUA),
- Herr Dr. W. Lux, Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft, Institut für Waldökologie und Waldinventuren in Eberswalde (BFH)

Dr. Manuela Baumgarten

Freising, im August 2006

Inhaltsverzeichnis

0	SUMMARY: IMPACT BY AIRBORNE POLLUTANTS ON FOREST SITES, A CRITICAL INTERIM REVIEW OF THE MEASURING PROGRAMME IN FOREST HEALTH MONITORING	11
0.1	Current pollution situation of forests and risks	11
0.2	Recommendations for the monitoring of forest sites	14
0.3	Scope of action for forestry practice	16
1	EINLEITUNG - IMMISSIONSSITUATION	17
1.1	Europäischer Kontext	17
1.2	Etablierung einer Datenbasis zur Immissionssituation in europäischen Wäldern	18
1.3	Auftraggeber und Zielsetzung	18
2	MESSPROGRAMM, FLÄCHENCHARAKTERISIERUNG UND METHODEN ZUR ERMITTLUNG DER SCHADGASBELASTUNG	19
2.1	Level II-Standorte und Messprogramm	19
2.2 2.2.1	Methoden zur Ermittlung der Belastung durch bodennahes Ozon, Ammoniak, Stickstoffdioxid und Schwefeldioxid an den Waldstandorten	26
	Messungen)	
2.2.2	Kontinuierliche Messungen der Konzentration bodennahen Ozons	28
2.3	Begleitende Ozonschadensdiagnose an Waldbäumen und Waldbodenvegetation an den Untersuchungsstandorten	29
3	OZONBELASTUNGEN	31
3.1	Das Schadgas O ₃	31
3.1.1	Vorkommen	31
3.1.2	Entstehung von troposphärischem Ozon	32
3.1.3	Wirkung von Ozon	32
3.1.4	Einfluss der Ozonbelastung auf Wälder	32
3.2	Bewertung des Risikos der Ozonbelastung von Waldbäumen	33
3.2.1	Das AOT-Konzept	33
3.2.2.	Das MPOC-Konzept	
3.2.3	Das "Fluss-Konzept": die stomatäre Ozonaufnahme (AFst)	
3.2.4	Schwellen- und Richtwerte für Ozon	37
3.3	Messergebnisse – Ozon	
3.3.1	Mittlere Ozonkonzentrationen aus Passivsammler-Messungen	39

3.4	Vergleichende Bewertung von Passivsammler- und kontinuierlichen Ozonmessungen an vier	
	ausgewählten Messstationen	45
3.4.1	Vergleich von PASAM-Messdaten mit Ergebnissen kontinuierlich registrierender Messgeräte	
	am Beispiel-Standort des Integrated Monitoring: Forellenbach im Bay. Wald (FORE-IM)	
3.4.2	Bewertung nach AOT40	
3.4.3	Risikoabschätzung nach MPOC	
3.4.4	Bewertung anhand des flussbasierten Critical Levels (CLe _f)	56
3.5	Risikoeinschätzung der aktuellen Ozonbelastung für Waldstandorte	61
3.5.1	Diskussion der Bewertungsansätze	
3.5.2	Ausblick für die Realisierung der Überwachung großer Waldgebiete	
4	BELASTUNG DURCH STICKSTOFFVERBINDUNGEN (AMMONIAK, STICKSTOFFDIOXID)	67
4.1	Die Schadgase Ammoniak (NH ₃) und Stickstoffdioxid (NO ₂)	67
4.1.1	Eigenschaften	
4.1.2	Entstehung und Vorkommen.	
4.1.3	Direkte Wirkung der Schadgase auf Pflanzen	
4.1.4	Indirekte Wirkung durch Deposition in das Ökosystem	
4.1.5	Wirkung auf Ökosysteme	
4.1.6	Einfluss auf Wälder	
4.1.7	Immissionssituation.	
4.1.8	Schwellenwerte für Ammoniak und Stickstoffdioxid und Critical Loads für die	70
4.1.0	Stickstoffdeposition	71
4.2	Messergebnisse – Stickstoffverbindungen	73
4.2.1	Mittlere Ammoniakkonzentrationen aus Passivsammler-Messungen an Level II-	
	Waldstandorten in Deutschland	73
4.2.2	Mittlere Stickstoffdioxidkonzentrationen aus Passivsammler-Messungen an Level II-	
	Waldstandorten in Deutschland	75
4.3	Stickstoffeinträge über den Bestandesniederschlag auf den Boden	70
4.3.1	Einträge von Gesamtstickstoff, Ammonium- und Nitrat-Stickstoff über den	17
4.3.1	Bestandesniederschlag	70
4.3.2	Einfluss der Baumarten auf den Stickstoffeintrag und den Stickstoffaustrag mit dem	19
4.3.2	Bodensickerwasser	83
	Douchstered wasser	65
4.4	Risikoeinschätzung der aktuellen Belastungssituation durch Stickstoffverbindungen für	
	Waldstandorte	
4.4.1	Vergleich der Ergebnisse mit Grenz- und Richtwerten und Schadensrisiko	87
4.4.2	Konsequenzen für die Überwachung zum Schutz großer Waldgebiete	88
5	SCHWEFELDIOXIDBELASTUNG	89
5.1	Das Schadgas SO ₂	89
5.1.1	Eigenschaften	89
5.1.2	Entstehung	
5.1.3	Wirkung auf Ökosysteme	
5.1.4	Einfluss auf Wälder	
5.1.5	Schwellenwerte für Schwefeldioxid und Critical Loads für die Schwefeldeposition	
5.2	Messergebnisse – Schwefeldioxid	92
5.2.1	Mittlere Schwefeldioxidkonzentrationen aus Passivsammler-Messungen	
5.2.2	Schwefeleinträge über den Bestandesniederschlag auf den Boden	

5.2.3	Einfluss der Baumarten auf den Schwefeleintrag und die Konzentration im Bodensickerwasseraustrag	99
5.3	Risikoeinschätzung der aktuellen Belastungssituation durch Schwefelverbindungen für Waldstandorte	102
5.3.1 5.3.2	Vergleich der Ergebnisse mit Grenz- und Richtwerten und Schadensrisiko	102
6	ZUSAMMENFASSUNG - DIE SCHADGASBELASTUNGEN AN WALDSTANDORTEN, EINE KRITISCHE ZWISCHENBILANZ DES MESSPROGRAMMS IM FORSTLICHEN UMWELTMONITORING	
6.1	Aktuelle Belastungssituation der Wälder und Risiken	104
6.2	Empfehlungen für die Überwachung von Waldstandorten	106
6.3	Handlungsspielraum der forstlichen Praxis	108
7	LITERATUR	110
ANHA	ANG	119
A)	MONATLICHE INTEGRIERTE OZONKONZENTRATIONEN AUS PASAM AN DEN UNTERSUCHTEN LEVEL II-WALDSTANDORTEN FÜR DIE JAHRE 2002 UND 2003	121
B)	JAHRESVERLÄUFE DER OZONKONZENTRATION 2002 UND 2003 UND KORRELATIONEN DER PASAM-WERTE MIT DEN KONTINUIERLICH GEMESSENEN OZONKONZENTRATIONEN	122
C)	INFORMATIONEN ZUR MODELLIERUNG DES OZONFLUSSES	126

Tabellenverzeichnis

Tabelle 2.1:	Messparameter, -frequenz und –intensität auf Level II-Flächen des Intensive Monitoring Programms von ICP Forests	19
Tabelle 2.2	Charakteristika der für die Studie ausgewählten Level II-Flächen	21
Tabelle 2.3:	Technische Spezifikation und Angaben zur Messgenauigkeit der verwendeten IVL PASAM auf der Basis monatlicher Exposition	27
Tabelle 2.4:	Kurzcharakterisierung der Untersuchungsflächen zur kontinuierlichen Ozonmessung,	29
Tabelle 3.1:	Empfindlichkeits-Klassen für Baumarten basierend auf der Beeinflussung des Zuwachses durch Ozon	33
Tabelle 3.2:	Maximal erlaubte Ozonkonzentrationen (MPOC) am Kronendach zum Schutz europäischer Laub- und Nadelbaumarten	36
Tabelle 3.3:	Richtwerte für Ozon in der Luft. Critical Level (CLe _c) für Waldbäume (UNECE 2004, Richtlinien 80/779/EWG, 85/203/EWG, 92/72/EWG); Provisorischer Grenzwert der UNECE für CLe _f (UNECE 2004); 33. BImSchV (BImSchV 2004) bzw. geltende EU-Richtlinien (Richtlinie 2002/3/EG) für Informations-Alarm-, Ziel- und Langfristzielwerte für Mensch und Vegetation	38
Tabelle 3.4:	Prozentuale Abweichung (Mittelwert, Standardabweichung) der MPOC-Werte für die Aggregation auf 30, 60, 90, 180 Tage bei Verwendung von kontinuierlichen Ozonkonzentrationen (errechnet 4-Wochen-Mittelungs-Basis) im Vergleich zu monatlich integrierten PASAM-Daten (Monatsmittel)	54
Tabelle 3.5:	Mittlere monatliche Ozonkonzentration (Ozon, μg m ⁻³), Globalstrahlung (GS, W m ⁻²), relative Luftfeuchte (RH, %), Lufttemperatur (LT, °C), und Dampfdruckdefizit der Luft (vpd, kPa) am Kronendach an den Messstationen ROTH, FORE-IM und STECH in den Monaten April bis September für das Jahr 2003	59
Tabelle 3.6:	Informationen zu den drei Ansätzen zur Bewertung der Ozonbelastung AOT40, MPOC und stomatäre Ozonaufnahme	64
Tabelle 4.1:	Critical Levels für die Ammoniak- und Stickstoffdioxidkonzentration (UNECE 2004), und Leit- und Grenzwerte für die NO _x -Konzentration zum Schutz menschlicher Gesundheit der EU-Richtlinie 1999/30/EG bzw. 22. BImSchV (2002)	72
Tabelle 4.2:	Critical Loads für Stickstoffdeposition (UNECE 2004)	72
Tabelle 5.1:	Schwellenwert für die Schwefeldioxidkonzentration zum Schutz von Ökosystemen	91
Tabelle 5.2:	Critical Loads für Versauerung von verschiedenen Böden bzw. die Schwefeldeposition (nach UNECE 2004)	92
Tabelle A.1:	Monatliche integrierte Ozonkonzentrationen aus PASAM an den untersuchten Level II- Waldstandorten für die Jahre 2002 und 2003	121
Tabelle C.1:	Vorgehendweise und Datenaufbereitung zur lokalen Anwendung des EMEP- Ozonflussmodells	126
Tabelle C.2:	Parametrisierung zur lokalen Anwendung des EMEP-Ozonflussmodells	127
Tabelle C.3:	Ergebnisse der Ozonflussmodellierung auf Monatsbasis	128

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 2.1:	Lage der für die Studie ausgewählten Flächen in den Bundesländern sowie dort erhobene Messparameter zur Ermittlung der Schadgasbelastung	20
Abbildung 2.2:	Baumarten auf den Untersuchungsflächen in den jeweiligen Höhenlage	22
Abbildung 2.3:	Niederschlagssummen und mittlere Lufttemperaturen an den Untersuchungsflächen sortiert von Maximum nach Minimum in den Jahren 2002 und 2003 und Vergleich mit den langjährigen Mittelwerten	24
Abbildung 2.4:	Mittelwert, Standardabweichung, Maximum und Minimum der mittleren monatlichen Lufttemperatur auf den Untersuchungsflächen in den Jahren 2002 und 2003	25
Abbildung 2.5:	Mittelwert, Standardabweichung, Maximum und Minimum der mittleren monatlichen Globalstrahlung auf den Untersuchungsflächen in den Jahren 2002 und 2003	26
Abbildung 3.1:	Zeitreihe der Jahresmittelwerte der Ozonkonzentration für Deutschland seit 1984 (Daten nach UBA 2004)	31
Abbildung 3.2:	Jahresgang der mittleren monatlichen Ozonkonzentrationen aus Passivsammlermessungen für alle untersuchten Level II-Standorte (dünne bunte Linien) in den Jahren 2002 und 2003	39
Abbildung 3.3:	Maxima/Minima, Mittelwerte, Standardabweichung der mittleren monatlichen Ozonkonzentrationen aus Passivsammlermessungen für alle untersuchten Level II-Standorte in den Jahren 2002 und 2003 im Jahresgang	40
Abbildung 3.4:	Jahres- und Vegetationsperiodenmittelwerte der Ozonkonzentrationen (aus PASAM) auf den Untersuchungsflächen in den Jahren 2002 und 2003	41
Abbildung 3.5:	Vegetationsperiodenmittelwerte, Standardabweichung und Monatsmaxima der Ozonkonzentration (aus PASAM) auf den Untersuchungsflächen im Jahr 2002	41
Abbildung 3.6:	Vegetationsperiodenmittelwerte, Standardabweichung und Monatsmaxima der Ozonkonzentration (aus PASAM) auf den Untersuchungsflächen im Jahr 2003	42
Abbildung 3.7:	Vegetationsperiodenmittelwerte der Ozonkonzentration auf den Untersuchungsflächen geordnet nach der Höhenlage ü. NN für die Jahre 2002 und 2003	43
Abbildung 3.8:	Ozonbelastungen in den Jahren 2002 und 2003 für die Untersuchungsflächen (Mittelwerte Sommermonate Juni-August aus PASAM)	44
Abbildung 3.9:	Verlauf der Ozonkonzentrationen (Stunden-, Tagesmittelwerte, Maxima) und monatlich integrierte PASAM-Daten an der Messstation Forellenbach (FORE-IM) im Bay. Wald für das Jahr 2004	46
Abbildung 3.10:	Korrelation von monatlich integrierten PASAM-Ozonkonzentrationen mit zeitgleichen Mittelwerten aus kontinuierlichen Messungen am Messturm Forellenbach (FORE-IM) Bay. Wald für den Zeitraum August 2003 bis April 2005	46
Abbildung 3.11:	AOT40 Verlauf [ppb.h] an den ausgewählten Messstationen im Vergleich während des Zeitraumes Mai bis September für das Jahr 2003 berechnet für mittlere Bestandeshöhe	47
Abbildung 3.12:	Ozondosis basierend auf AOT40 [ppb.h] an den ausgewählten Messstationen während einer Vegetationsperiode	48
Abbildung 3.13:	MPOC-Werte für die kontinuierlichen Messstationen ROTH und SICK in Nordrhein-Westfalen, STECH in Brandenburg und FORE-IM in Bayern für die Jahre 2002 und 2003 (aus Stundenmittelwerten kontinuierlicher Messungen ermittelt)	49

Abbildung 3.14:	Level II-Standorten für Fichten- (Tannen-), Kiefern-, Buchen- und Eichenbestände a) für das Jahr 2002	51
Abbildung 3.15:	MPOC-Werte für die kontinuierlichen Messstationen ROTH und SICK in Nordrhein-Westfalen, STECH in Brandenburg und FORE-IM in Bayern für die Jahre 2002 und 2003 jeweils auf 1-Wochenbasis und auf 4-Wochenbasis berechnet	52
Abbildung 3.16:	MPOC-Werte aus Stundenmittelwerten und 4-Wochenmittelwerten (errechnet aus kontinuierlich erhobenen Ozonkonzentrationen) im Vergleich zu monatlich integrierten PASAM-Daten an den vier Beispiel-Messstationen für die Jahre 2002, 2003 und 2004	55
Abbildung 3.17:	Kumulative Ozondeposition an den Messstationen FORE-IM, ROTH und STECH für den Zeitraum Mai bis September im Jahr 2003 im Vergleich	57
Abbildung 3.18:	Kumulative stomatäre Ozonaufnahme für den Bestand (COUcanopy) an den Messstationen FORE-IM, ROTH und STECH für den Zeitraum Mai bis September im Jahr 2003 im Vergleich	57
Abbildung 3.19:	Kumulative stomatäre Ozonaufnahme für sonnenlichtexponierte Belaubung (COUsunlitleaves) an den Messstationen FORE-IM, ROTH und STECH für den Zeitraum Mai bis September im Jahr 2003 im Vergleich	58
Abbildung 3.20:	Mittlere stündliche stomatäre Leitfähigkeit für Ozon an den Messstationen ROTH, FORE-IM und STECH im Monat Juli 2003	59
Abbildung 3.21:	Prozentuale stomatäre Leitfähigkeit gsto (% zu maximaler stomatärer Leitfähigkeit gmax) für die sonnenexponierte Belaubung im Kronendach an den Messstationen ROTH, FORE-IM und STECH in den Monaten Mai bis September für das Jahr 2003	60
Abbildung 3.22:	Kumulativer stomatärer Ozonfluss ab einem angenommenen Schwellenwert für die Entgiftungskapazität von Waldbäumen von 1,6 nmol m-2 PLA s-1 (AFst1,6: accumulated stomatal flux above a flux threshold of 1,6 nmol m-2 PLA s-1) für die sonnenexponierte Belaubung am Kronendach an den Messstationen ROTH, FORE-IM und STECH in den Monaten Mai bis September für das Jahr 2003	60
Abbildung 4.1:	Maxima/Minima, Mittelwerte, Standardabweichung der mittleren monatlichen Ammoniakkonzentrationen aus Passivsammlermessungen für alle untersuchten Level II-Standorte in den Jahren 2002 und 2003 im Jahresgang	74
Abbildung 4.2:	Jahresmittelwerte, Standardabweichung und Maxima der Ammoniakkonzentrationen (aus 4-wöchiger PASAM-Exposition) auf den Untersuchungsflächen für die Jahre 2002 und 2003	74
Abbildung 4.3:	Maxima/Minima, Mittelwerte, Standardabweichung der mittleren monatlichen Stickstoffdioxidkonzentrationen aus Passivsammlermessungen für alle untersuchten Level II-Standorte in den Jahren 2002 und 2003 im Jahresgang	75
Abbildung 4.4:	Jahresmittelwerte, Standardabweichung und Maxima der Stickstoffdioxidkonzentrationen (aus PASAM) auf den Untersuchungsflächen für die Jahre 2002 und 2003	76
Abbildung 4.5:	Ammoniakbelastung in den Jahren 2002 und 2003 für die Untersuchungsflächen (Jahresmittelwerte aus PASAM)	77
Abbildung 4.6:	Stickstoffdioxidbelastung in den Jahren 2002 und 2003 für die Untersuchungsflächen (Jahresmittelwerte aus PASAM)	78
Abbildung 4.7:	Zeitreihe der Jahresmittelwerte der Stickstoffdioxidkonzentration an 34 UBA-Messstationen (Daten nach UBA).	79

Abbildung 4.8:	(Säulen) und Jahresmittelwerte der Ammoniak- und Stickstoffdioxidkonzentration (Symbole) auf den Untersuchungsflächen für das Jahr 2002
Abbildung 4.9:	Jahrswerte für die Stickstoffeinträge (NH4-N+NO3-N) aus dem Bestandesniederschlag (Säulen) und Jahresmittelwerte der Ammoniak- und Stickstoffdioxidkonzentration (Symbole) auf den Untersuchungsflächen für das Jahr 2003
Abbildung 4.10:	Korrelation der Ammoniak-Stickstoffkonzentration [µg m-3] mit dem Ammonium- Stickstoffeintrag [kg ha–1a-1] im Bestandesniederschlag im Untersuchungszeitraum 2002 und 2003
Abbildung 4.11:	Korrelation der Stickstoffdioxid-Stickstoffkonzentration [µg m-3] mit dem Nitrat- Stickstoffeintrag [kg ha–1a-1] im Bestandesniederschlag im Untersuchungszeitraum 2002 und 2003; Jahresmittelwerte der Untersuchungsflächen, Datenbeschriftung: Flächen mit Extremwerten Flächennummer (Jahr)
Abbildung 4.12:	Mittelwerte und Standardabweichung der Stickstoffeinträge über den Bestandesniederschlag abhängig von der Hauptbaumart auf den untersuchten Standorten in den Jahren 2002 und 2003
Abbildung 4.13:	Nitratkonzentration im Bodensickerwasser unterhalb des Hauptwurzelraums in Abhängigkeit von der Hauptbaumart auf den untersuchten Standorten in den beiden Untersuchungsjahren (Mittelwerte)
Abbildung 4.14:	Stickstoffeintrag aus dem Bestandesniederschlag und Nitrat-Stickstoffkonzentration im Bodensickerwasser unterhalb des Hauptwurzelraums in Abhängigkeit von der Hauptbaumart auf den untersuchten Standorten in den beiden Untersuchungsjahren 2002 und 2003
Abbildung 5.1:	Minima/Maxima, Mittelwerte, Standardabweichung der mittleren monatlichen Schwefeldioxidkonzentrationen aus Passivsammlermessungen für alle untersuchten Level II-Standorte in den Jahren 2002 und 2003 im Jahresgang
Abbildung 5.2:	Jahresmittelwerte, Standardabweichung und Monatsmaxima der Schwefeldioxidkonzentration (aus PASAM) auf den Untersuchungsflächen für die Jahre 2002 und 2003
Abbildung 5.3:	Winterhalbjahres-Mittelwerte (Okt. – März), Standardabweichung und Monatsmaxima der Schwefeldioxidkonzentration (aus PASAM) auf den Untersuchungsflächen für die Jahre 2002 und 2003
Abbildung 5.4:	Schwefeldioxidbelastung in den Jahren 2002 und 2003 für die Untersuchungsflächen95
Abbildung 5.5:	Zeitreihe der Jahresmittelwerte der Schwefeldioxidkonzentration an 33 UBA-Messstationen (Daten nach UBA)
Abbildung 5.6:	Jahrswerte für die Schwefeleinträge (SO ₄ -S) aus dem Bestandesniederschlag (Säulen) und Jahresmittelwerte der Schwefeldioxidkonzentration (Symbole) auf den Untersuchungsflächen für das Jahr 2002
Abbildung 5.7:	Jahrswerte für die Schwefeleinträge (SO ₄ -S) aus dem Bestandesniederschlag und Jahresmittelwerte der Schwefeldioxidkonzentration (Symbole) auf den Untersuchungsflächen für das Jahr 2003
Abbildung 5.8:	Korrelation der Schwefeldioxid-Schwefelkonzentration [μg m ⁻³] mit dem Sulfat- Schwefeleintrag [kg ha ⁻¹ a ⁻¹] (Bestandesniederschlag) im Untersuchungszeitraum 2002 und 2003
Abbildung 5.9:	Mittelwerte und Standardabweichung der Schwefeleinträge (Sulfat-S) über den Bestandesniederschlag abhängig von der Hauptbaumart auf den untersuchten Standorten in den Jahren 2002 und 2003

Abbildung 5.10:	Sulfatkonzentration im Bodensickerwasser unterhalb des Hauptwurzelraums in Abhängigkeit von der Hauptbaumart auf den untersuchten Standorten in den beiden Untersuchungsjahren (Mittelwerte)	00
Abbildung 5.11:	Schwefeleintrag (Sulfat-S) aus dem Bestandesniederschlag und Sulfat- Schwefelkonzentration im Bodensickerwasser unterhalb des Hauptwurzelraums in Abhängigkeit von der Hauptbaumart auf den untersuchten Standorten in den beiden Untersuchungsjahren 2002 und 2003 (Mittelwerte)	01
Abbildung B.1:	Verlauf der Ozonkonzentrationen (Stunden-, Tagesmittelwerte, Maxima) an der Messstation ROTH in NW (Rothaargebirge) (675 m ü. NN) für das Jahr 2002 und 2003 1	22
Abbildung B.2:	Verlauf der Ozonkonzentrationen (Stunden-, Tagesmittelwerte, Maxima) an der Messstation SICK in NW (Marl-Sickingmühle) (75 m ü. NN) für das Jahr 2002 und 2003	23
Abbildung B.3:	Korrelation von monatlich integrierten PASAM-Ergebnissen mit zeitgleichen Mittelwerten aus kontinuierlichen Messungen der Ozonkonzentration an den Messstationen ROTH (506) und SICK (503) in NW (675 bzw. 75 m ü. NN) für die Jahre 2002 und 2003	24
Abbildung B.4:	Verlauf der Ozonkonzentrationen (Tagesmittelwerte) und monatlich integrierte PASAM-Daten an der Messstation STECH in BB (Stechlinsee) (125 m ü. NN) für das Jahr 2003	25
Abbildung B.5:	Korrelation von monatlich integrierten PASAM-Ergebnissen mit zeitgleichen Mittelwerten aus kontinuierlichen Messungen der Ozonkonzentration an der Messstationen STECH (1204) in BB (125 m ü. NN) für das Jahr 2003	25
Abbildung C.1:	Verlauf von stomatärer Leitfähigkeit, stomatärem Fluss und Leitfähigkeit für sonnenexponierte Belaubung und Ozonkonzentration (Tagesmittelwerte) an den Standorten FORE, ROTH und STECH im Zeitraum Mai bis September 2003	29
Abbildung C.2:	Zusammenhang der stomatären Leitfähigkeit und des stomatären Flusses für sonnenexponierte Belaubung (Tagesmittelwerte) an den Standorten FORE, ROTH und STECH im Zeitraum Mai bis September 2003:	30

0 Summary:

Impact by airborne pollutants on forest sites, a critical interim review of the measuring programme in forest health monitoring

In view of the persistent atmospheric pollutant strain, the *Länder* (federal states) initiated a study of the air quality in forests under the ICP forest monitoring programme on intensive monitoring plots in Germany (Level II sites). The study commissioned by the Federal Ministry of Food, Agriculture and Consumer Protection (BMELV) draws on data from the monitoring programme. The study is technically accompenied by the working party on air quality of the Federal Government/*Länder* Working Group on Environmental monitoring.

Data on air quality are currently mainly available from urban areas. There is only limited information on the immission situation in rural areas and on forest sites even though knowledge of the local impact is required, above all through ozone and nitrogen compounds, to achieve a better understanding of interactions in forests and to assess the risks of fragile ecosystems.

The air quality measurements on selected Level II forest sites also form part of a European programme. Throughout Germany, passive sampler data (PASAM) had been collected from 2002 to 2003 on over 50 Level II forest sites to assess the impact caused by the gaseous air pollutants of ozone, ammonia, sulphur dioxide and nitrogen dioxide. Data on the input or output of nitrogen and sulphur compounds with throughfall and stemflow or soil seepage water had been additionally used for a risk assessment on forest sites.

The study in hand aims at characterising and documenting forest pollution by the above contaminants for 2002 and 2003, whilst assessing potential hazards for German forests. Different assessment systems to determine the critical levels of ozone concentration or ozone dose are being compared and discussed to assess the risk for German forest sites.

0.1 Current pollution situation of forests and risks

Ozone impact

- The study draws upon monthly measurements of the ozone concentrations for 56 forest sites with passive samplers (PASAM). In the monitoring period from 2002 to 2003, average ozone concentrations ranging between 50 and 70 μg m⁻³ [O₃] were measured during the growing season on a quarter of the examined sites. Over 40 % of the sites had been exposed to ozone exposures between 70 to 90 μg m⁻³ [O₃] in 2002 and 2003. Ozone exposures exceeding 90 μg m⁻³ [O₃] were measured on a further 32 % of the sites. Relatively high ozone exposures between 70 and 90 μg m⁻³ [O₃] could mainly be found in the wider vicinity (approx. 100 km) of conurbations and industrial areas. Ozone exposures exceeding 90 μg m⁻³ [O₃] were chiefly determined on sites in Thuringia, Saxony, Bavaria and Baden-Württemberg. Mainly medium to high altitudes in clean air areas far away from emitters were affected.
- Compared with the data on four forest sites with passive sampler measurements where ozone
 concentrations had also been continuously measured in parallel, the monitoring years 2002 and
 2003 show that the currently standard assessment systems differ in their evaluation of the risk of

current ozone exposure of forest sites in the differentiation of risk categories and the type of damage that might be expected.

The following assessment methods were used:

- The "AOT40" concept (AOT40 "accumulated ozone exposure over a threshold of 40 ppb [O₃]" is based on the exceedance of a critical hourly ozone concentration of 40 ppb [O₃] and its accumulation during the growing season. With the exceedance of a Critical Level of an accumulated ozone dose at the leaf surface (Critical Level CLec, AOT40=5 ppm.h) the model assumes growth losses especially for sensitive deciduous tree species.
- With the "ozone flux concept" the effective stomatal ozone uptake into the plant can be modelled. A provisionally critical ozone dose is currently set for the exceedance of an assumptive level for detoxification capacity of forest trees (1.6 nmol m-2 PLA s-1) and its accumulation during the growing season (Critical Level CLef, AFst1.6 (accumulated stomatal flux above a flux threshold of 1,6 nmol m-2 PLA s-1) = 4 mmol m-2 PLA) to avoid adverse effects on tree growth.
- The MPOC concept (MPOC, maximum permitted ozone concentration) is an empirical model that derives worst case pollution situations for forest trees from hourly ozone concentrations.
- Assessments based on the ozone dose according to the AOT40 Critical-Level concept show significant exceedances of the prescribed critical levels CLe_c and thus indicate a high risk of damage for forest trees, notably in 2003. According to the current state of knowledge, the AOT40-Critical Level exceedances can be assessed as an increased risk of damage for reduced productivity (5% yield losses).
- In 2003, the assessment based on the stomatal ozone absorption AFst>1,6 using the flux-based critical levels CLe_f ('EMEP model' parameterized for local application) showed substantial exceedances of the provisional flux-based critical levels (CLe_f) on the three sites under examination already at the start of the growing season. A 5 % growth loss is assumed when the AFst1,6 exceeds the CLe_f for forest trees within a growing season. While the stomatal ozone uptake was highest in 2003 at the site Rothaargebirge (NRW), according to the AOT40 concept the highest ozone exposure was found for the site Stechlinsee (BB).
- Assessments based on the alternatively proposed MPOC concept for the four model measuring stations as well as the approximately determined MPOC index levels from PASAM data on the 56 Level II forest sites do not rule out a certain risk of damage due to the ozone impact. However, the risk category "substancial protection" has been determined for almost all sites according to which a response to the ozone impact is possible without sustainable effects having to be expected. The category "extensive protection" also encompasses the occurrence of visible damage.

Nitrogen compounds

• On the examined forest sites far away from influences of non-point or local sources of emission, the ammonia concentrations during the monitoring period 2002 to 2003 fell short of 2 μg m⁻³ [NH₃] on a yearly average, except for a site in North Rhine-Westphalia where the ammonia load of 8 μg m⁻³ [NH₃] exceeded the critical level (UNECE 2004) in 2003. In view of the connection between the level of ammonia concentrations and the spreading of slurry as well as some meteorological parameters, periodically increases of concentrations are occurring. Concentrations of around 8 μg m⁻³ [NO₂] on a yearly average were measured for nitrogen dioxide. The threshold

for sensitive ecosystems (Ordinance implementing the Federal Immission Control Act, BImSchV) for nitrogen dioxide of 30 μ g m⁻³ [NO₂] was exceeded on none of the examined forest sites in the monitoring period.

- According to the results of the study, a direct threat or endangerment to forest stands far away
 from local sources of emission through excessive air pollutant concentrations of ammonia and
 nitrogen dioxide in the ambient air of forest sites cannot be expected.
- The nitrogen depositions filtered out on forest sites, either dry or input via precipitation, can be deemed problematic, however. Ammonia and nitrogen oxides contribute to the nitrogen load in almost equal shares. As shown by deposition measurements from the programme of Level II, the critical loads for nitrogen had already been substantially exceeded for a long time in some cases on over half of the examined sites in the comparable measuring period. Rising nitrate leaching from forest soils and the threat to the groundwater quality in many regions result from excessive nitrogen inputs. The thresholds for nitrogen input via stand precipitation (10 kg ha⁻¹a⁻¹ [N]) to avoid nitrate leaching from forest ecosystems (Critical load for eutrophication, UNECE2004) were exceeded on almost all monitoring plots. Due to the continuing high nitrogen deposition, we can expect, among other things, an intensified acidification and increasing release of nitrogen compounds in the groundwater as well as a leaching of nutrient cations on the monitoring plots.
- The contributions of NO_x in the air as the precursor for ozone generation cannot be quantified and assessed in this study.

Sulphur compounds

- The threshold or critical level (1999/30/EC; UNECE 2004, BImSchV) of sulphur dioxide concentration for the protection of ecosystems or forest sites (20 μg m⁻³ [SO₂]) was exceeded on none of the examined sites during the monitoring period. A yearly average between 2 or 2,4 μg m⁻³ [SO₂] was determined for all areas from 2002 to 2003. In the winter months, the levels were higher by 30 and 25 % respectively. Peak levels of sulphur dioxide concentrations between 7 and 13 μg m⁻³ [SO₂] were measured in both years especially on the areas in Saxony. The peak levels in the winter months exceeded the yearly level by around 60-80% here.
- A yearly average sulphate-sulphur input (via stand precipitation) between 7.7 and 10.1 kg ha⁻¹ a⁻¹ was determined for all plots, in 2002 and 2003. Peak levels of over 40 kg ha⁻¹ a⁻¹ were identified on sites in the Rothaargebirge in North Rhine-Westphalia and in the Erzgebirge in Saxony.
- Long lasting increased acid deposition in forest soils results in continuing changes in the soil chemistry. Following the decline in airborne pollution, the sulphur that has accumulated in the soil will be remobilized with a time delay over different periods of time (years to decades), depending on the soil properties, and released into the hydrosphere together with the nutrient cations. Hence, the high sulphate inputs of the past constitute a key control quantity also for ongoing soil processes and gradually entail further nutrient losses. The spruce stands in Saxony and, above all, the pine stands in Thuringia, Brandenburg and Berlin with current and previously high sulphur inputs still showed increased sulphate concentrations in the soil seepage efflux.

0.2 Recommendations for the monitoring of forest sites

Ozone impact

- In particular for forest sites only few continuous ozone measurements are available. PASAM measurements of the ozone concentration represent a possible and suitable instrument for the monitoring of large forest regions. The PASAM results determined in four weeks of exposure showed only relatively minor deviations (approx. 5-15 %) from the simultaneous average levels from continuous measurements of the ozone concentration. However, the monthly integration of the ozone concentration with PASAM cannot resolve short-term ozone peak concentrations known as the generally main threat for forest trees.
- The application of the MPOC approach can be recommended as an additional instrument for national risk assessments for forests limited on the basis of local (qualitative) risk indication for forest trees.
- The MPOC concept provides the option of a local qualitative risk assessment also for integrated ozone PASAM data collected over two or four weeks. However, this approach has not been standardized in the existing VDI guideline and is not suitable for evaluating short-term peak exposure situations
- MPOC levels from PASAM ozone concentrations collected on a monthly basis are not suitable for a risk assessment of shorter periods (days, weeks), but only for longer periods of time (3-4 months, growing season).
- The study shows, that the application of monthly integrated PASAM data leads to an underestimation of ozone risk assessment using the MPOC approach. More frequent ozone monitoring with PASAM, at least every to weeks during the growing season is recommended, initially tested on selected exemplifying sites for an adequate time period. Deviations of the MPOC results from the PASAM monitoring data compared with those from the continuous ozone average levels with a higher temporal resolution should be examined and correction factors should be derived, if required, for the deviations. Representative sites (according to the ozone exposure and type of landscape) should be chosen for monitoring.
- The relevant physiologically meaningful factor for the effective ozone impact in plants is the internal uptake of ozone via the stomata into the plant. The UNECE and leading scientists therefore recommend a replacement of concentration-based concepts (such as AOT), in the future, by a concept that calculates the ozone flux, whilst taking the actual ozone absorption by the plant into account over a specified period. The currently specified flux-based critical level for forest trees should still be regarded as a provisional guiding value pending the availability of adequate results from field studies. In the future, a more comprehensive data base must still be established, with corresponding ozone absorption models being tested and validated. A case study with free air ozone fumigation in a spruce/beech stand in the "Kranzberger Forst Experiment" (CASIROZ) clearly shows the advantages of the "ozone flux concept" compared to the AOT40 concept.
- Models to simulate hourly ozone concentrations from PASAM and e.g. meteorological data allow
 approximate calculations of the ozone flux and the stomatal absorption. Existing simulation
 models should therefore be included in monitoring in the future and be subjected to more intensive
 tests. The transferability of the courses of ozone concentrations from existing ozone measuring

- stations (in rural areas) to forest stands should also be examined. These approaches would offer practicable possibilities for the monitoring of forest sites.
- Due to the pros and cons described above, the AOT as well as the MPOC concepts should be used
 until the flux-modelled effective stomatal ozone absorption as well as a mechanistic instrument
 suitable in terms of the measuring effort have been adequately tested and prove suitable for the regional modelling of forest areas in the future. Research to this effect should be further developed
 with existing data material and on model sites.

Nitrogen input

- Monitoring the ammonia contamination via PASAM measurements on forest sites makes sense in heavily polluted areas and in the vicinity of potential emitters.
- Ammonia concentrations in forest stands are highly heterogeneous and ammonia can be quickly converted to ammonium. The ammonia load can in most cases only be incompletely measured by measurements of gas concentrations in or within forest stands. However, the input of nitrogen compounds derived from ammonia in forest stands contributes to a great extent to the total nitrogen load on forests. The determination of the total nitrogen input in polluted areas still always involves great uncertainties. The bases for calculating the dry deposition have been insufficiently investigated, in particular. The basis for calculating the immissions of nitrogen compounds is based on model conceptions. The model calculations on ammonia immissions could be considerably improved by a denser measuring network, also by means of PASAM over a wide area, further vertical gradient measurements within the stand and horizontal gradient measurements from the edge of the stand into the stand as well as by the determination of microclimatic relations.
- The persistently high nitrogen inputs in forests indicate that critical loads should not be further exceeded. The inputs of nitrogen compounds derived from ammonia pose problems for forest sites, in particular. They contribute to a large extent to the total nitrogen load on forests.
- Continued routine monitoring of throughfall deposition and the nitrate leaching with soil seepage water from forest ecosystems is therefore advisable. The throughfall is considered as a suitable tool for estimating the deposition situation, the seepage water concentration indicates the potential risk for ground and spring water contamination. Forest sites with long term ecosystem investigations should be integrated to an intensive monitoring and used for further interdisciplinary scientific studies.

Sulphur input

- The efforts undertaken to reduce emissions since the mid of the 80's, lead to a significant decrease of sulphur dioxide concentrations at most forest sites. The measurements made on forest sites in 2002 and 2003 confirm this fact.
- A monitoring of the pollution situation in forests through sulphur dioxide and sulphate-sulphur
 inputs all over the country is therefore not required, at present. A targeted monitoring, in particular
 of forest sites in the vicinity of potential emitters (conurbation, industry) and close to the border
 would make sense.

- The development of the sulphur compounds that have already accumulated in soils which leach via the percolating water together with nutrient cations and may enter springwater and groundwater should continue to be monitored in the future.
- The The, for the most part, only slightly declining acid inputs into soils continue to pose problems. Today, acid inputs into forest soils can no longer chiefly be attributed to sulphur inputs, but especially to the immission load through nitrogen oxides and notably through ammonia.

0.3 Scope of action for forestry practice

- Forestry can only respond to a limited extent to the severe pollution through air pollutants and the resultant substance inputs and their impact.
- All in all, it is necessary to cut back on the nitrogen emissions caused by agriculture and traffic.
 The immission of nitrogen-containing compounds can result in soil acidification and
 eutrophication in forest ecosystems. Nitrogen oxides serve as precursors for ozone generation. The
 emissions of greenhouse-effect trace gases such as laughing gas, for example, (N₂O) contribute to
 climate change.
- A change of tree species towards a site adapted species composition and a more sustainable nature
 like forest management practice could improve the overall capability of forest stands to persist
 against negative impacts.

1 **Einleitung - Immissionssituation**

Durch verschiedene umweltpolitische Maßnahmen der Vergangenheit, wie z. B. Entschwefelung und Entstickung von Großfeuerungsanlagen und die Einführung des Katalysators für Benzin-Kraftfahrzeuge, konnte die Immissionssituation v. a. für Schwefel- und Stickoxidverbindungen in Wäldern verbessert werden (UBA 2003). Aufgrund der Anreicherung der Schadstoffe in den Waldböden bleiben diese Einträge jedoch weiterhin längerfristig eine Belastung für den Stoffhaushalt vieler Waldökosysteme. Die Einträge von Stickstoffverbindungen aus dem Verkehr und Industrie und besonders von Ammoniak durch die Landwirtschaft sind nach wie vor hoch. Bei Beibehaltung der derzeitigen Immissionssituation und selbst bei einer weiteren Reduktion der Schadstoffbelastung kann die Erholung belasteter sensibler Ökosysteme noch viele Jahrzehnte erfordern (UBA 2003a). Die mittlere Ozonkonzentration hat nach Schätzungen seit Beginn der Industrialisierung in den bodennahen Luftmassen der Nordhemisphäre um das 2- bis 4-fache zugenommen (Volz und Kley 1988; Enquete-Kommission 1995), in den Industrieländern ist ein überdurchschnittlicher Anstieg von z. T. über 2 % pro Jahr (Hohenpeißenberg) zu verzeichnen (Claude 1994, 1996). Voraussetzung für die Entstehung hoher Ozonkonzentrationen sowie die Ozonanreicherung sind neben dem Vorhandensein von Vorläufersubstanzen meteorologische Bedingungen mit intensiver Sonneneinstrahlung, einhergehenden hohen Temperaturen und stabiler Schönwetterperioden (Fabian 1992). Aufgrund des Ferntransportes von Ozon und den Vorläuferverbindungen kommt es v. a. auch in ländlichen, ballungsraumfernen sog. "Reinluftgebieten" zu einer hohen Ozonbelastung (Stockwell et al. 1997), was bei entsprechenden Witterungsverhältnissen auch regelmäßig zur Überschreitung der Ozonschwellenwerte führt (Matyssek und Innes 1999). Die Spitzenbelastung durch bodennahes Ozon hat in Deutschland zwischen 1990 und 2002 im Wesentlichen aufgrund einer Reduktion von Vorläufersubstanzen der Ozonbildung (Stickoxide (NO_x): 47 %, flüchtige organische Verbindungen ohne Methan (NMVOC): 59 %) abgenommen (UBA 2004). Allerdings ist die mittlere jährliche Ozonbelastung weiterhin steigend, was z. T. auf den wachsenden Beitrag interkontinental über die Nordhalbkugel transportierten Ozons zurückgeführt werden kann (Menzel et al. 2004). Schon im Jahre 2003 kam es bei günstigen meteorologischen Bedingungen dennoch wieder zu hohen Ozonbelastungen mit zahlreichen Schwellenwertüberschreitungen von Grenz- und Richtwerten für Mensch und Vegetation (UBA 2004; EU Richtlinie 2002/3/EG; VDI 2310 Blatt 6). In weiten Teilen Europas stiegen 2003 die Ozonkonzentrationen der bodennahen Luftschicht auf das höchste Niveau seit fast 10 Jahren (Acid News No. 4 Göteborg 2003). Aufgrund der Abnahme der Luftschadstoffkonzentrationen für Schwefel- und Stickoxide rückt die Belastung durch bodennahes Ozon für eine chronische Beeinträchtigung der Wälder wieder in den Vordergrund.

1.1 Europäischer Kontext

Die Wirkung der Luftverschmutzung und anderer Belastungsfaktoren auf Wälder soll im Rahmen des pan-europäischen Programms "Intensive and Continuous Monitoring of Forest Ecosystems" untersucht werden. Dieses Programm basiert sowohl auf dem "European Scheme on the Protection of Forests against Atmospheric Pollution", wie auch auf dem "International Co-operative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests" (ICP Forest) innerhalb der "Conven-

tion on Long Range Transboundary Air Pollution (CLRTAP)" der UNECE. Das "Intensive Monitoring Programme" wurde 1994 initiiert, um die Wirkung anthropogener Luftschadstoffe und natürlicher Belastungsfaktoren auf den Zustand und die Entwicklung von europäischen Waldökosystemen zu beobachten und zu einem verbesserten Verständnis von Ursache-Wirkungs-Beziehungen in Waldökosystemen beizutragen (EC-UNECE 2003).

1.2 Etablierung einer Datenbasis zur Immissionssituation in europäischen Wäldern

Auf europäischer Ebene sind Daten zu Luftqualität derzeit v. a. aus urbanen bzw. sub-urbanen Gebieten verfügbar (De Leeuw et al. 2001). Die Informationen zur Immissionssituation in ländlichen Gebieten und an Waldstandorten sind begrenzt, obwohl die Kenntnisse über die lokale Belastung v. a. durch Ozon und Stickstoffverbindungen für ein besseres Verständnis der Wechselwirkungen in Wäldern und eine Risikoabschätzung auch für benachbarte Ökosysteme unabdingbar sind.

Daher wurde während des 15. Task Force Meeting von ICP Forests in Vilnius (Litauen) 1999 ein Experten Panel für Deposition beauftragt, eine Arbeitsgruppe "Ambient Air Quality" zusammenzustellen. Deren Ziel ist es, eine entsprechende Datenbasis mittels Passivsammlermessungen für Ozon und die bedeutendsten Luftschadstoffe an Level II-Dauerbeobachtungsflächen auszubauen, sowie außerdem eine Methode zur Kartierung von äußerlich sichtbaren Ozonschäden an den Hauptbaumarten und weiteren sensiblen Pflanzenarten auszuarbeiten. Gemäß der Beschlüsse des 19. Task Force Meeting des ICP in Zagreb (Kroatien) 2003 wurde eine Verlängerung der zuvor einjährigen Testphase bis 2005 empfohlen (Sanz et al. 2005).

1.3 Auftraggeber und Zielsetzung

Vor dem Hintergrund einer anhaltenden Belastung haben die Bundesländer eine Untersuchung der Luftqualität in Wäldern im Rahmen des "Forstlichen Umweltmonitorings" an Dauerbeobachtungsflächen (Level II-Standorte) in Deutschland veranlasst. In einer Testphase wurden bundesweit die Belastungen durch die gasförmigen Luftschadstoffe Ozon, Ammoniak, Schwefel- und Stickstoffdioxid an über 50 Level II-Waldstandorten des forstlichen Umweltmonitorings in den Jahren 2002 und 2003 mit so genannten Passivsammlern gemessen. Begleitend dazu wurde ein Pilotprojekt zur Erfassung sichtbarer Ozonschäden an ausgewiesen Strauch- und Baumarten an den Level II-Standorten gestartet. Ziel der vorliegenden Studie ist es,

- die Belastung der Wälder durch die genannten Schadstoffe für die Jahre 2002 und 2003 zu dokumentieren und das aktuelle Risiko für die Waldstandorte abzuschätzen,
- verschiedene aktuell diskutierte Bewertungssysteme zur Ermittlung von Ozonkonzentrationsoder Dosisschwellenwerten zu vergleichen und zu diskutieren und
- Empfehlungen für die Überwachung von Waldstandorten Deutschlands abzuleiten.

2 Messprogramm, Flächencharakterisierung und Methoden zur Ermittlung der Schadgasbelastung

2.1 Level II-Standorte und Messprogramm

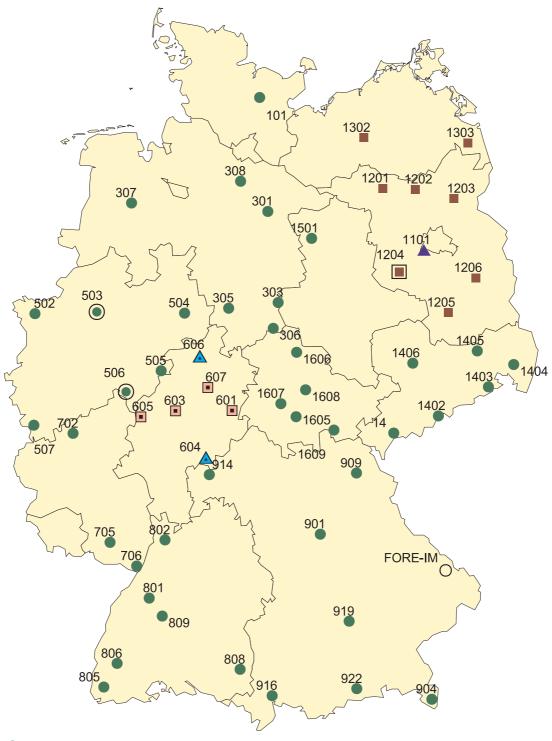
Der Zustand der Wälder Europas wird seit 1986 im Rahmen des Internationalen Kooperationsprogramms für die Erfassung und Überwachung von Luftverunreinigungen (UNECE-ICP Forests) gestützt auf eine verbindliche Verordnung der Europäischen Union (Forest Focus Verordnung) nach einem einheitlichen Methodenstandard in allen beteiligten Ländern erhoben. Das Programm zählt zu einem der weltweit größten Biomonitoringnetzwerke. Neben den 6000 Level I-Flächen zur großräumigen Waldzustandsüberwachung wird auf europaweit 860 Level II-Standorten ein intensives Monitoring zur Untersuchung der Zusammenhänge zwischen Waldzustand und Umweltfaktoren durchgeführt. Dabei werden an repräsentativen Waldstandorten die Umwelteinflüsse am Ort der Wirkung erhoben und Schlüsselfaktoren und Prozesse auf ökosystemarer Ebene verfolgt (ICP Forests). Auf den Level II-Standorten werden dauerhaft und kontinuierlich biotische und abiotische Parameter ermittelt. Messparameter, -frequenz und -intensität sind Tabelle 2.1 zu entnehmen.

Tabelle 2.1: Messparameter, -frequenz und -intensität auf Level II-Flächen des Intensive Monitoring Programms von ICP Forests (ICP Forests)

Messparameter	Frequenz	Intensität
Kronenzustand	mind. jährlich	alle Flächen
Bodenfestphase	alle 10 Jahre	alle Flächen
Bodenlösung	kontinuierlich	Teilflächen
Nadel-/Blattanalysen	alle 2 Jahre	alle Flächen
Deposition	kontinuierlich	Teilflächen
Luftqualität	kontinuierlich	Teilflächen
Meteorologie	kontinuierlich	Teilflächen
Waldwachstum	alle 5 Jahre	alle Flächen
Bodenvegetation	alle 5 Jahre	alle Flächen
Phänologie	mehrmals jährlich	optional

Bundesweit wurden von den Ländern in den Jahren 2002 und 2003 an über 50 Level II-Waldstandorten Messungen zur Erhebung der Schadgasbelastung durch bodennahes Ozon, Ammoniak, Stickstoffdioxid und Schwefeldioxid durchgeführt (Tabelle 2.2, Abbildung 2.1).

In einer Testphase wurden auch sichtbare Ozonschäden an Hauptbaumarten (MTS, Main Tree Species) sowie an bodennaher Waldvegetation von lichtexponierten Waldrändern (LESS, Light Exposed Sampling Sites) an ausgewählten Level II-Standorten kartiert.



- O3+SO2+NO2+NH3 (Passivsammler)
- O₃+SO₂+NO₂+NH₃ (Passivsammler & kontinuierliche O₃-Messung)
- ▲ O₃+SO₂+NO₂ (Passivsammler)
- O₃+NO₂+NH₃ (Passivsammler)
- O₃+NO₂+NH₃ (Passivsammler & kontinuierliche O₃-Messung)
- △ O₃+NH₃ (Passivsammler)
- O₃ (Passivsammler)
- Integrated-Monitoring-Fläche Forellenbachtal (O₃-Passivsammler & kontinuierliche O₃-Messung)

Abbildung 2.1: Lage der für die Studie ausgewählten Flächen in den Bundesländern sowie dort erhobene Messparameter zur Ermittlung der Schadgasbelastung

Die für die Studie ausgewählten Level II-Flächen repräsentieren wichtige Waldstandorte in den Bundesländern Deutschlands. Sie umfassen Bestände mit unterschiedlichen Hauptbaumarten, Bestandesaltern, bei verschiedenen Temperatur- und Niederschlagsregimen in variierenden Höhenlagen und Expositionen. In Tabelle 2.2 sind die wichtigsten Charakteristika der ausgewählten Level II-Waldstandorte zusammengefasst.

Tabelle 2.2 Charakteristika der für die Studie ausgewählten Level II-Flächen

Bundesland	Flächen- nummer	Höhen- lage [m ü.NN]	Exposition	Alter des Bestands [a]	Hauptbaumart	Niederschlag (langjähriges Mittel) [mm]	Temperatur (langjähriges Mittel) [mm]
Schleswig-Holstein SH	101	25	flach	81-100	Rotbuche	697	8,1
Niedersachsen NI	301	125	flach	101-120	Rotbuche	730	8,4
Niedersachsen NI	303	675	flach	41-60	Gemeine Fichte	1235	6
Niedersachsen NI	305	525	flach	101-120	Gemeine Fichte	1088	6,5
Niedersachsen NI	306	425	flach	101-120	Rotbuche	680	7,8
Niedersachsen NI	307	25	flach	41-60	Gemeine Kiefer	760	8,6
Niedersachsen NI	308	125	flach	>120	Stieleiche	800	8
Nordrhein-Westfalen NW	502	25	flach	101-120	Stieleiche	800	9,5
Nordrhein-Westfalen NW	503	75	flach	101-120	Rotbuche	750	9
Nordrhein-Westfalen NW	504	425	Nordwest	41-60	Gemeine Fichte	1200	7,5
Nordrhein-Westfalen NW	505	525	Südost	variabel	Rotbuche	900	7,5
Nordrhein-Westfalen NW	506	675	Südost	61-80	Gemeine Fichte	1400	5
Nordrhein-Westfalen NW	507	425	Nord	>120	Rotbuche	1100	6,5
Hessen HE	601	425	Nord	>120	Rotbuche	670	7
Hessen HE	603	375	Nordost	101-120	Rotbuche	673	7,5
Hessen HE	604	425	Nordwest	>120	Rotbuche	941	8
Hessen HE	605	325	Nordost	>120	Rotbuche	831	7,7
Hessen HE	606	425	Nordwest	>120	Rotbuche	710	6,5
Hessen HE	607	375	Ost	>120	Rotbuche	617	7
Rheinland-Pfalz RP	702	575	Südost	81-100	Gemeine Fichte	775	6,8
Rheinland-Pfalz RP	705	525	Südost	>120	Traubeneiche	950	7,5
Rheinland-Pfalz RP	706	125	flach	81-100	Stieleiche	725	9,8
Baden-Württemberg BW	801	575	Nordost	101-120	Gemeine Fichte	1390	8,3
Baden-Württemberg BW	802	525	West	81-100	Gemeine Fichte	965	7,5
Baden-Württemberg BW	805	1025	Nordost	101-120	Gemeine Fichte	1300	6
Baden-Württemberg BW	806	825	Süd	61-80	Gemeine Fichte	1749	6,7
Baden-Württemberg BW	808	675	flach	61-80	Gemeine Fichte	878	7,5
Baden-Württemberg BW	809	525	Südost	81-100	Gemeine Fichte	1000	7,3
Bayern BY	901	425	flach	81-100	Gemeine Kiefer	800	7,5
•	901	1475	Nordost	>120		1750	3,5
Bayern BY	904	775	West	81-100	Europ. Lärche Gemeine Fichte	1200	5,5
Bayern BY	909	475	Ost	81-100	Traubeneiche	1025	7,5
Bayern BY Bayern BY	914	1175	Nord	101-120		1750	4,5
•					Gemeine Fichte		
Bayern BY	919	525	Süd	>120	Rotbuche, Stieleiche	800	7,5
Bayern BY	922	1075	Süd	101-120	Gemeine Fichte, Bergmischwald		4,5
Berlin BE	1101	75 75	flach	>120	Gemeine Kiefer	596	8,8
Brandenburg BB	1201	75 75	flach	61-80	Gemeine Kiefer	570	8,3
Brandenburg BB	1202	75 7.5	flach	61-80	Gemeine Kiefer	600	8,1
Brandenburg BB	1203	75	flach	61-80	Gemeine Kiefer	585	8,3
Brandenburg BB	1204	125	flach	61-80	Gemeine Kiefer	570	8,7
Brandenburg BB	1205	75	flach	61-80	Gemeine Kiefer	570	8,3
Brandenburg BB	1206	75	flach	61-80	Gemeine Kiefer	550	8,5
Mecklenburg-Vorpommern MV	1302	75	flach	61-80	Rotbuche	600	8,2
Mecklenburg-Vorpommern MV	1303	25	flach	61-80	Gemeine Kiefer	590	8,1
Mecklenburg-Vorpommern MV	1401	825	flach	61-80	Gemeine Fichte	1050	4,5
Sachsen SN	1402	725	Nord	101-120	Gemeine Fichte	920	5,5

Bundesland	Flächen- nummer	Höhen- lage [m ü.NN]	Exposition	Alter des Bestands [a]	Hauptbaumart	Niederschlag (langjähriges Mittel) [mm]	
Sachsen SN	1403	425	Nord	81-100	Gemeine Fichte	850	7
Sachsen SN	1404	425	Nord	81-100	Gemeine Fichte	850	6,8
Sachsen SN	1405	175	flach	81-100	Gemeine Kiefer	650	8,7
Sachsen SN	1406	175	flach	41-60	Traubeneiche	640	8,9
Sachsen-Anhalt ST	1501	75	flach	61-80	Gemeine Kiefer	575	8,5
Thüringen TH	1605	875	Südost	81-100	Gemeine Fichte	1300	4,2
Thüringen TH	1606	425	flach	41-60	Rotbuche	625	7,25
Thüringen TH	1607	325	flach	41-60	Gemeine Kiefer	625	7,5
Thüringen TH	1608	325	flach	101-120	Traubeneiche	550	8
Thüringen TH	1609	575	Südwest	81-100	Tanne	700	6,5

Für alle Flächen sind die wichtigsten meteorologischen Daten und Informationen zur Depositionssituation verfügbar. Meteorologische Daten werden jeweils auf den Freilandmessstellen der Level II-Standorte ermittelt. Dort erfolgten auch die Luftqualitätsmessungen.

Baumarten auf den Untersuchungsflächen

An den jeweils nahegelegenen Bestandesmessstellen der ausgewählten Level II-Standorte dominiert die Baumart Fichte (18 Level II-Standorte), gefolgt von der Buche (15) und der Kiefer (13). Außerdem wurden auch Bestände mit Trauben- und Stieleiche (4, 3) sowie Tanne und Lärche (1, 1) untersucht (Abbildung 2.2). Untersuchungsflächen in den Mittelgebirgs- und Hochlagen sind hauptsächlich mit Fichten, aber auch Buchen und Lärchen bestockt. Auf den Untersuchungsflächen in den Tieflagen überwiegen Kiefern- und Eichenbestände. In den mittleren Höhenlagen sind alle Baumarten ähnlich häufig anzutreffen.

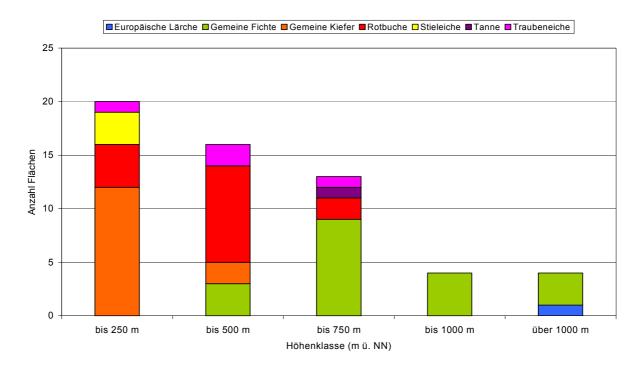
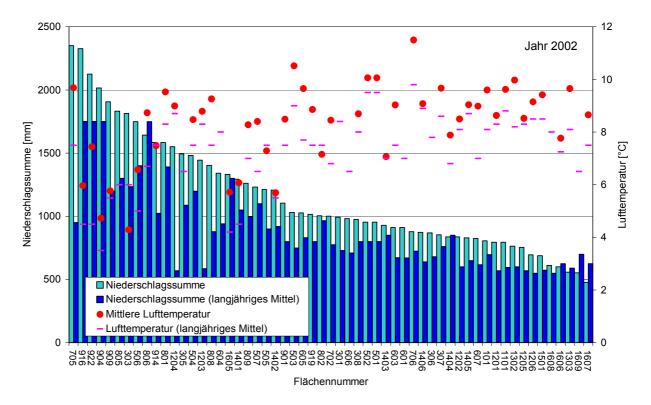


Abbildung 2.2: Baumarten auf den Untersuchungsflächen in den jeweiligen Höhenlage

Witterungsverhältnisse an den Level II-Standorten in den Untersuchungsjahren

Die Witterungsverhältnisse an den Level II-Standorten unterscheiden sich in den Untersuchungsjahren 2002 und 2003 deutlich (Abbildung 2.3). Im Trockenjahr 2003 mit seinem "Jahrhundertsommer" sind die Niederschlagssummen auf allen Flächen deutlich geringer, im Extremfall nur halb so hoch wie 2002 (Fläche 303). Je nach Standort sind die Jahresniederschläge 2003 um 83 mm bis 1069 mm geringer als 2002. Im Vergleich mit den langjährigen mittleren Niederschlagssummen ist das Jahr 2002 als eher überdurchschnittlich niederschlagsreich zu charakterisieren. Die Abweichungen vom langjährigen Niederschlagsmittel im Jahr 2003 sind weniger ausgeprägt als im Vergleich 2002/2003. Die Unterschiede in den Jahresmitteln der Lufttemperatur auf den Level II-Standorten sind in den Jahren 2002 und 2003 eher gering. Auf 18 Untersuchungsflächen wurden 2003 höhere (0,1-0,7 °C), auf 24 Flächen niedrigere Temperaturen als in 2002 gemessen (0,1-0,5 °C). Auf 4 Flächen wurden keine Unterschiede für die beiden Jahre ermittelt (14 Flächen ohne Angaben bzw. nur für ein Jahr). Verglichen mit dem langjährigen Mittel müssen beide Jahre als überdurchschnittlich warme Jahre bezeichnet werden. Vergleicht man nur die Sommermonate, dann waren an fast allen Untersuchungstandorten die Lufttemperaturen in 2003 meist deutlich höher als 2002 (bis zu 3° C). Auch die Globalstrahlung war 2003 auf vielen Flächen höher als 2002 (Abbildung 2.5). Als wichtige Einflussgröße für die Ozonbildung zeigt sie einen ausgeprägten Jahresgang mit einer hohen Einstrahlung in den Sommermonaten.

Gemäß dem Kurzbericht des Umweltbundesamtes zur Ozonsituation 2003 (UBA 2003) wird die Wettersituation im Jahr 2003 als außergewöhnlich bezeichnet – die meteorologischen Bedingungen waren zeitweise sehr günstig für eine hohe Ozonbildung und –anreicherung.



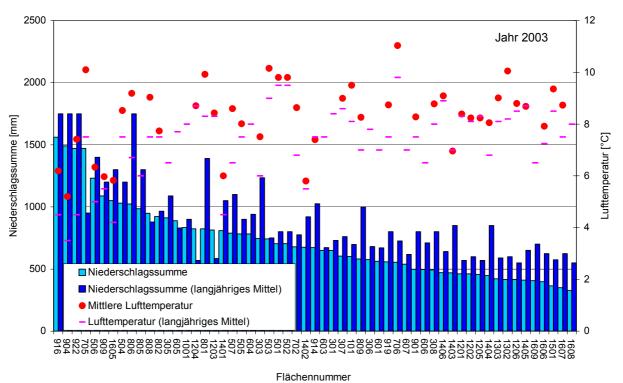


Abbildung 2.3: Niederschlagssummen und mittlere Lufttemperaturen an den Untersuchungsflächen sortiert von Maximum nach Minimum in den Jahren 2002 (oben) und 2003 (unten) und Vergleich mit den langjährigen Mittelwerten



Abbildung 2.4: Mittelwert, Standardabweichung, Maximum und Minimum der mittleren monatlichen Lufttemperatur auf den Untersuchungsflächen in den Jahren 2002 und 2003

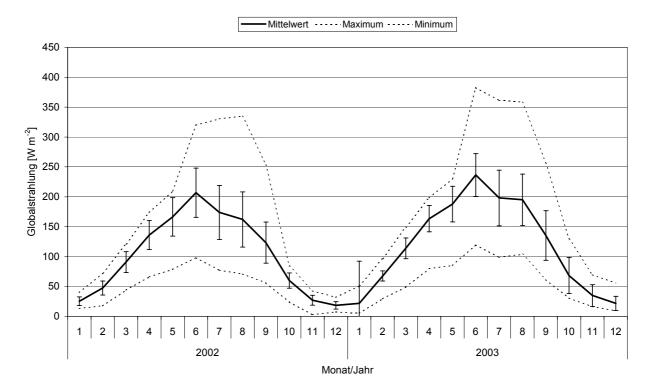


Abbildung 2.5: Mittelwert, Standardabweichung, Maximum und Minimum der mittleren monatlichen Globalstrahlung auf den Untersuchungsflächen in den Jahren 2002 und 2003

2.2 Methoden zur Ermittlung der Belastung durch bodennahes Ozon, Ammoniak, Stickstoffdioxid und Schwefeldioxid an den Waldstandorten

Während Daten zu Luftqualität in urbanen bzw. sub-urbanen Gebieten in einem relativ dichten Messnetz erhoben werden, sind die Informationen zur Immissionssituation an Waldstandorten derzeit noch sehr eingeschränkt verfügbar. Daher werden, auf Anraten von Experten des ICP, auch auf europäischer Ebene Anstrengungen unternommen, eine entsprechende Datenbasis an Waldstandorten mittels Passivsammlermessungen für Ozon und die bedeutendsten Luftschadstoffe an Level II-Dauerbeobachtungsflächen auszubauen (vgl. Kap. 1.1 und 1.2).

Schadgasmessungen können diskontinuierlich oder kontinuierlich erfolgen. Diskontinuierliche Messungen, in dieser Studie durch Passivsammler (PASAM), erfolgen integrierend über einen bestimmten Zeitraum und informieren über eine mittlere Konzentration. Spitzenbelastungen können mit dieser einfachen und kostengünstigen Methode nicht festgestellt werden (Messprogramm auf den Level II-Standorten siehe Abbildung 2.1). Die diskontinuierliche Messung von Luftschadstoffen mittels Passivsammler zur extensiven Bestimmung durchschnittlicher Konzentrationen über einen bestimmten Zeitraum ist geeignet, sowohl räumliche als auch zeitliche Unterschiede der Belastungen in und über Waldbeständen dauerhaft zu beobachten (Cox 2003, Kirchner et al. 1999, Ferm und Svanberg 1998). Basierend auf dem CEN Dokument 264 (CEN 2001) wird der Einsatz von Passivsammlern von ICP Forests empfohlen, mit dem Ziel,

• Kenntnisse über die räumliche und zeitliche Verteilung von Luftschadstoffen zu erwerben,

- die allgemeine Immissionssituation f
 ür eine Vielzahl von Waldstandorten zu beurteilen und die Risikogef
 ährdung durch die Belastung mit Schadgasen am Ort der Wirkungen absch
 ätzen zu k
 önnen.
- langfristige Veränderung in Waldökosystemen europaweit zu beobachten und
- zukünftig Parameter für eine Modellierung der Ozonkonzentration über Wäldern zu finden.

Bei der kontinuierlichen Messung wird der genaue zeitliche Verlauf der Konzentrationen dauerhaft in hoher Frequenz aufgezeichnet. Die Methode liefert die genauesten Ergebnisse, ist jedoch sehr aufwendig, erfordert besondere Infrastruktur und ist kostspielig. Sie eignet sich daher nur bedingt für eine umfangreiche und praktikable Überwachung unterschiedlichster Waldgebiete.

2.2.1 Passivsammlermessungen (PASAM) der Luftschadstoffbelastung (diskontinuierliche Messungen)

Zur Ermittlung der mittleren Konzentrationen von bodennahem Ozon, Ammoniak, Stickstoffdioxid und Schwefeldioxid wurden in der Studie Passivsammler (PASAM) des Swedish Environmental Research Institutes (IVL) eingesetzt.

Die Messtechnik der IVL-PASAM basiert auf der molekularen Gasdiffusion nach dem Fick`schen Gesetz. Das entsprechende Schadgas wird in dem Sammler mittels imprägnierter Filter oder eines absorbierenden Materials über einen bestimmten Zeitabschnitt quantitativ angereichert. Durch eine Laboranalyse (IVL accredited laboratories) wird die Konzentration des Schadgases während des Expositionszeitraumes ermittelt. Die IVL-PASAM sind klein (Durchmesser 25 mm, Höhe 12 mm) und leicht. Zur Vermeidung mechanischer Beanspruchung sind sie umgeben mit einem Edelstahlring und mir einer porösen Außenmembran, der vor Windeinflüssen und Feuchtigkeit schützt. Die IVL-PASAM sind auf Genauigkeit, Detektionsgrenze und Aufnahmekapazität geprüft (Tabelle 2.3), in Vergleichsstudien mit anderen PASAM getestet (vgl. z. B. Cox 2003, Kirchner et al. 1999), und anhand kontinuierlicher Messungen validiert (IVL Broschüre; z. B. Ferretti et al. 2004, EC-UNECE 2003, Ferm und Svanberg 1998). Die Methode ermöglicht einen kostengünstigen Einsatz, erfordert keine Betriebsinfrastruktur und einen nur vergleichsweise geringen logistischen und personellen Aufwand.

Tabelle 2.3: Technische Spezifikation und Angaben zur Messgenauigkeit der verwendeten IVL PASAM auf der Basis monatlicher Exposition (IVL Broschüre)

Schadgas	O_3	NH ₃	NO ₂	SO ₂
Messgenauigkeit (mittle- rer Fehler in %)	C o V ± 5 %	C o V ± 5 %	C o V ± 5 %	C o V ± 5 %
Vergleichsmessungen	± 5 % (kontinuierliche UV-Analysator- Messung)	± 10 % (kontinuierliche Denuder-Technik- Messung)	± 5 % (impregnated glass filter-Technik)	± 10 % (active filter pack- Technik)
Analytische Messgrenze	2 -200 μg m ⁻³	0,3 – 20 μg m ⁻³	0,1 – 800 μg m ⁻³	0,2 –200 μg m ⁻³
Aufnahmekapazität (linear bis zu)	300 μg m ⁻³ pro Monat	20 μg m ⁻³ pro Mo- nat	800 μg m ⁻³ pro Monat	200 μg m ⁻³ pro Monat
Interferenz	einige Oxidantien z. B. PAN	flüchtige Amine	PAN, HNO ₂	keine
Aufbewahrungszeit	3 Monate	3 Monate	5 Monate	5 Monate

Entsprechend der Vorgaben des Intensive Monitoring Programms von ICP Forests für die Testphase (UNECE 2004a, in Anlehnung an CEN Dokument 264, CEN 2001) wurde an ausgewählten Level II-Waldstandorten, jeweils auf Freiflächen-Messstellen unmittelbar in der Nähe zur meteorologischen Messstation außerhalb des Bestandes, ein Passivsammler inklusive Wiederholung in einer Höhe von ca. zwei Metern über dem Boden angebracht. Die Sammler wurden in vierwöchiger Frequenz gewechselt und anschließend zur Laboranalyse verschickt (vgl. Sanz et al. 2004 in Ferretti et al. 2004). Die Messungen wurden i. d. R. ununterbrochen über zwei Jahre, an einzelnen Laubbaum-Standorten nur während der Vegetationszeit durchgeführt.

Die Messdaten wurden von den entsprechenden Institutionen der Bundesländer für die Datenauswertung bereitgestellt. Die an der BFH Eberswalde zusammengeführten Daten wurden von Dr. W. Lux (BFH, Eberswalde) für weitere Auswertungen deskriptiv aufbereitet.

2.2.2 Kontinuierliche Messungen der Konzentration bodennahen Ozons

Zur Ermittlung von Schwellenwert- oder Dosis-Überschreitungen (konzentrationsbasierte Critical Levels) der Ozonbelastung sowie zur Berechnung der effektiven Ozonaufnahme über die Blätter (flussbasierte Critical Levels) sind zeitlich relativ hochaufgelöste kontinuierliche Messungen der Konzentrationen bodennahen Ozons notwendig. Derzeit werden verschiedene Konzepte, Modelle und Schwellenwerte zur Abschätzung eines Gefährdungspotentials für Waldbäume diskutiert (AOT-Konzept, MPOC-Konzept, Modellierung der effektiven stomatären Ozonaufnahme, Kap. 2.3). Für die Studie wurden vier Beispiel-Standorte ausgewählt, an denen parallel sowohl kontinuierliche als auch diskontinuierliche (PASAM) Messungen durchgeführt wurden, mit dem Ziel

- die Genauigkeit der PASAM-Messung zu testen, sowie
- die Aussagekraft verschiedener Ozonbewertungsverfahren vergleichend für die Bewertung zu nutzen.

Die vier Vergleichsstandorte mit den zusätzlich kontinuierlichen Messungen der Ozonkonzentration unterscheiden sich in ihrer Bestockung, Höhenlage und ihrem Klimaregime (Tabelle 2.4). Die Messstandorte befinden sich an bzw. in der Nähe von Level II-Flächen. Die Messgeräte sind auf Freiflächen (LUA-NRW; UBA) bzw. an einem Messturm im Nationalpark Bayerischer Wald installiert (UBA). An den Standorten ROTH und SICK werden die kontinuierlichen Messstationen vom Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, am Standort STECH in Brandenburg vom Umweltbundesamt betrieben. Im Bayerischen Wald am Standort FORE-IM führt die Nationalparkverwaltung die Untersuchungsprogramme des ICP Integrated Monitoring Programms der UNECE im Auftrag des Umweltbundesamtes durch (Fkz. 351 01 012/01). An den Standorten wurden Ozon-UV-Analysatoren vergleichbaren Typs eingesetzt. Am Integrated Monitoring Standort im Nationalpark Bayerischer Wald wurden Meteorologie und Gaskonzentrationen in 50 m über dem Boden gemessen. An den Level II-Standorten erfolgten die Messungen in einer Höhe von 3,5 m (NRW) bzw. 3 m (BB) über dem Boden (kurze Vegetation). Zu Vergleichszwecken wurden die in dieser Höhe gemessenen Ozonkonzentrationen und meteorologischen Größen mit einer "Upscaling"-Version (Grünhage et al. 2006) des SVAT-Modells PLATIN (Grünhage und Hänel 1997) auf eine Höhe von 50 m über dem Boden extrapoliert.

Tabelle 2.4: Kurzcharakterisierung der Untersuchungsflächen zur kontinuierlichen Ozonmessung

BL: Bundesland, HL: Höhenlage [m ü. NN], BA: Baumart, jNS: Jahresniederschlag [mm], mLT: Mittlere Lufttemperatur [°C], d-PASAM: Distanz zu PASAM-Messung [km], MH: Mess-Höhe

Flächenbezeichnung	BL	HL	BA	jNS	mLT	d- PASAM	МН	Institution/Person
FORE-IM (Forellen- bach, Bay. Wald), Integrated -monito- ring Fläche (IM), UNECE-ICP-IM	BY	851	Buche	1390	5,6	0,2	Mess- turm 51 m ü. Grund	B. Beudert (Nationalpark- Verwaltung) im Auftrag des UBA (Fkz. 351 01 012/01)
ROTH (Rothaargebirge, Hilchenb.), Level II-Fläche, 506, UNECE-ICP.Forest/ EU-Level II	NW	675	Fichte	1400	5,0	10	Messung 3,5 m über Grund	LUA Nordrhein-Westfalen
SICK (Marl-Sicking- mühle), Level II- Fläche, 503, UNECE- ICP.Forest/ EU-Level II	NW	75	Buche	750	9,0	8	Messung 3,5 m über Grund	LUA Nordrhein-Westfalen
STECH (Stechlinsee), Level II-Fläche, 1204, UNECE-ICP.Forest/ EU-Level II	BB	125	Kiefer	570	8,7	<1	Messung 3 m über Grund	UBA

An allen vier Vergleichsstandorten wurden Berechnungen nach dem AOT40- und dem MPOC-Konzept, für die Standorte FORE-IM, ROTH und STECH zusätzlich Flussmodellierung zur stomatären Ozonaufnahme und Berechnungen zum Schwellenwert (AFst1.6) durchgeführt (siehe Kap. 3.2).

Bei der statistischen Auswertung der Messdaten und der Berechnung der Bewertungskenngrößen (Konzentrationsverläufe, AOT40, MPOC-Modell, Flussmodellierung) im Rahmen der Studie wirkten z. T. Dr. G.H.M. Krause und Dr. B. Köllner (Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen in Essen), sowie B. Beudert (Nationalpark Bayerischer Wald, Umweltbundesamt) mit.

2.3 Begleitende Ozonschadensdiagnose an Waldbäumen und Waldbodenvegetation an den Untersuchungsstandorten

Aus verschiedenen Ozon-Begasungsversuchen in Klimakammern ist bekannt, dass erhöhte Ozon-Konzentrationen u. a. zu Schädigungen der Belaubung führen können. Verschiedene Pflanzenarten reagieren mit unterschiedlicher Sensibilität auf die Ozonbelastung.

Im Rahmen des europäischen Programms zur Überwachung von Waldschäden von ICP Forests wird seit 2001 ein mehrjähriges Pilotprojekt zur Kartierung von sichtbaren Ozonschäden an der Belaubung von Waldvegetation durchgeführt, mit dem Ziel

- Aufschluss über das Risiko der Ozonbelastung in europäischen Wäldern zu gewinnen,
- besonders sensible Strauch- und Baumarten zu identifizieren und
- die Kenntnisse über die Zusammenhänge von Ozonbelastung und Schadenswirkung unter Freilandbedingungen zu erweitern

Unter Federführung der Arbeitgruppe "Ambient Air Quality", hervorgehend aus dem ICP Forests, wurden europaweit drei Validierungszentren für sichtbare Ozonschäden in Süd-, Mittel- und Nordeuropa etabliert (CEAM, Spanien; WSL, Schweiz; Univ. of Copenhagen/FFRI, Dänemark/Finnland). Deren Aufgaben sind es, wissenschaftliche Untersuchungen zur Ozonschadensymptomatik voranzutreiben, Unterstützung und Expertisen zu möglichen Ozonschäden bereitzustellen (z. B. Fotodokumentation, Servicetelefon, Liste sensitiver Arten, u. a.), an der Ausarbeitung eines geeigneten Methodenschlüssels zur Kartierung von sichtbaren Ozonschäden mitzuwirken (vgl. UNECE 2004a), und entsprechende Ausbildungskurse abzuhalten (EC-UNECE 2003, Sanz et al. 2005).

Die Diagnose von Ozonschäden durch Experten in den Ländern basiert auf direkter okularer Beobachtung an der Belaubung nach einem binären Entscheidungsschlüssel unter Ausschluss biotischer oder ernährungskundlicher Schäden. Sie beinhaltet zusätzlich auch mikroskopische und histologische Methoden und Verfahren sowie Färbetechniken (Innes et al. 2001). Im Rahmen der Testphase sollen sichtbare Ozonschäden an Waldbäumen festgestellt werden. Darüber hinaus dient die Testphase im Rahmen des Level II-Programms auch dazu, eine aussagekräftige Diagnostik von Ozonschadenssymptomen an Blattorganen der Waldbäume und Waldbodenvegetation zu entwickeln und europaweit zu standardisieren und zu harmonisieren.

Entsprechend der Vorgaben (UNECE 2004a) zur Aufnahme von Ozonschäden an Altbäumen im geschlossenen Waldbestand (Mature Tree Species, MTS) und an lichtexponierter Waldbodenvegetation (Light Exposed Sample Sites, LESS) werden Erhebungen in unmittelbarer Nähe von Level II-Standorten, an denen auch Passivsammler (PASAM)-Messungen erfolgen, durchgeführt. Die Untersuchungen an Altbäumen erfolgen ausschließlich an Level II-Standorten mit Buchen als Hauptbaumart begleitend zur Probenahme für die turnusgemäße Blattanalyse. Zusätzlich wurden einmal jährlich im Spätsommer, möglichst vor der Blattverfärbung, die sonnenexponierte Waldbodenvegetation (Kraut-, Strauch- und Baumarten) an den Waldrändern der Freilandmessstellen auf Ozonschäden untersucht. Die Datenerhebung wurde von entsprechend geschultem Personal der mitwirkenden Institutionen durchgeführt. Die Quantifizierung der Schäden erfolgt nach den Vorgaben des Handbuches (UNECE 2004a).

Weil die Aufnahmemethodik bei der Ozonschadensdiagnostik im Verlauf der Testphase kontinuierlich weiterentwickelt werden musste, können Ergebnisse im Rahmen dieses Berichtes auf Grund mangelnder Vergleichbarkeit der Befunde nicht berichtet werden. Dies bleibt einer gesonderten Bewertung an anderer Stelle vorbehalten.

3 Ozonbelastungen

3.1 Das Schadgas O₃

3.1.1 Vorkommen

Das Spurengas Ozon (O₃) kommt zum größten Teil (90 %) in der Stratosphäre in einer Höhe zwischen 20 und 25 km über der Erdoberfläche vor und hat dort aufgrund seiner UV-Strahlung absorbierenden Eigenschaften für alle Lebewesen die lebenswichtige Funktion eines UV-"Schutzfilters" (Hollemann und Wiberg 1985). Das Ozon der Troposphäre (Luftschicht bis 10 km über der Erdoberfläche) ist natürlichen und anthropogenen Ursprungs. Das troposphärische Ozon wird hauptsächlich durch anthropogene Vorläufersubstanzen in Bodennähe gebildet (Fabian 1992). Unter der Annahme eines vorindustriellen "natürlichen Sockelbetrages" von ca. 10 bis 20 ppb [O₃] ist die Ozonkonzentration innerhalb der letzten hundert Jahre um das zwei- bis vierfache gestiegen (Volz und Kley 1988) und liegt heute in der Bundesrepublik Deutschland bei 20 bis 30 ppb. Troposphärisches Ozon gilt in den hochindustrialisierten Ländern als einer der bedeutendsten Luftschadstoffe (Dollard et al. 1995, Taylor et al. 1994). Daten von bundesweiten Messstationen des Umweltbundesamtes zeigen den aktuellen Trend mit einer weiteren leichten Zunahme der Ozonbelastung (Abbildung 3.1).

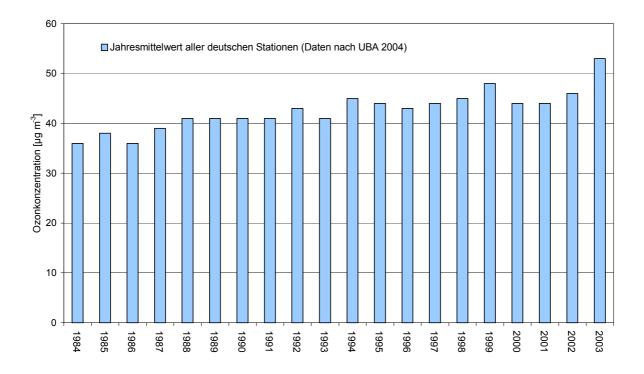


Abbildung 3.1: Zeitreihe der Jahresmittelwerte der Ozonkonzentration für Deutschland seit 1984 (Daten nach UBA 2004)

3.1.2 Entstehung von troposphärischem Ozon

Die Bildung bodennahen Ozons erfolgt durch photochemische Oxidation bei hoher Sonneneinstrahlung in Anwesenheit von Vorläufersubstanzen aus Straßenverkehr, Kraftwerken und industrieller Produktion (NO_x Stickstoffoxide, NMVOC (non methane volatile organic compounds), CO Kohlenmonoxid, CH₄ Methan). Das Ozonbildungspotential von NO_x und NMVOCs ist ca. zehnmal so groß wie von CO und hundertmal so groß wie von CH₄ (UBA 2004). Nahezu die Hälfte der NO_x-Emissionen stammen aus dem Straßenverkehr, ca. die Hälfte der NMVOCs werden bei der Verwendung von Lösemitteln v. a. in der Industrie freigesetzt, etwa ein Viertel entsteht im Straßenverkehr. Natürliche Stickstoffoxide- und Kohlenwasserstoffemittenten sind Gewitter und mikrobielle Umwandlungen, bzw. die Ausscheidung flüchtiger Terpene und Isoprene durch Wälder. Ein Ferntransport von Ozon führt daher zu hohen Konzentrationen besonders auch in industriefernen sog. "Reinluftgebieten" (Stockwell et al. 1997). Bodennahes Ozon ist mengenmäßig die wichtigste Komponente der Photooxidantien, auch wenn der Ausstoß der Vorläufersubstanzen in den letzten 10 Jahren stark rückläufig war (rund 50 %; UBA 2004), ist zu bedenken, dass auf Grund der Luftzirkulation der Nordhemisphäre auch Emissionen aus Asien, insbesondere China, einen bedeutsamen Beitrag zur Ozonbildung leisten können (vgl. CAFE, EU 2005).

3.1.3 Wirkung von Ozon

Ozon ist ein äußerst reaktives Gas mit einem hohen Oxidationspotential, welches anorganische und organische Moleküle zerstören kann. In hohen Konzentrationen ist es toxisch und wirkt als Zellgift (Hollemann und Wiberg 1985). Entscheidend für die Wirkung von Ozon auf Pflanzen ist dessen Aufnahme über die Spaltöffnungen (Stomata) der Blätter (Kerstiens und Lendzian 1989). Der Transport von Ozon in das Blattinnere erfolgt durch molekulare Diffusion, das Blattinnere gilt als perfekte Senke. Der Ozonfluss in die Pflanze wird von der atmosphärischen Leitfähigkeit und dem stomatären Widerstand bestimmt (Heath 1980, Guderian et al. 1985) und ist im Wesentlichen abhängig von den Umgebungsbedingungen (Wasserstatus, Wasserdampfdruck, Lufttemperatur, Wind, Strahlung; vgl. Grünhage und Jäger 1996). Ozon entfaltet seine phytotoxische Wirkung v. a. innerhalb des substomatären Raumes

Nach dem Eindringen über die Stomata in die Interzellularen des Palisadenparenchyms und später des Blattmesophylls schädigt Ozon und seine oxidierenden Zerfallsprodukte zunächst die Zellwände und Zellmembranen (Heath und Taylor 1997). Akute Schädigungen zeigen sich v. a. durch punktförmige Chlorosen und Nekrosen (Stipplings) in den Interkostalfeldern der Belaubung auf der Blattoberseite, im weiteren Verlauf können großflächige Nekrosen entstehen. Dies kann zu Störungen der Atmungs- und Photosyntheseprozesse bis hin zum vollständigen Zellkollaps führen. Längerfristige Schädigungen können zu Funktionsstörungen führen (z. B. Photosyntheseleistung) und verfrühte Seneszenz verursachen (Pell et al. 1997), was langfristig zu einem Rückgang der Biomasseproduktion (Ernteausfall) führen kann.

3.1.4 Einfluss der Ozonbelastung auf Wälder

Eine Schädigung von Waldbeständen durch langfristige chronische Belastung ist derzeit noch nicht einschätzbar (Matyssek und Innes 1999). Der Kenntnisstand über die Ozonwirkung auf Bäume beruht vorwiegend auf experimentellen Untersuchungen mit Jungbäumen unter kontrollierten Bedingungen

(in Klimakammern und freilandnahen Expositionskammern z. B. Open Top Chambers OTC; Matysseek und Innes 1999; Skärby und Karlsson 1996). Unter Freilandbedingungen ist der Einfluss der ansteigenden Ozonkonzentration auf Wälder bisher nur in vergleichsweise wenigen Studien untersucht (Baumgarten et al. 2000, Wieser et al. 2003a, u. a.). Allerdings konnte in Kalifornien der Nachweis erbracht werden, dass der Zusammenbruch von Beständen mit Ponderosa-Kiefern ganz wesentlich durch Ozon prädisponiert war, die Kalamität selbst allerdings durch den Befall von Borkenkäfer hervorgerufen worden ist (Miller et al. 1998). Noch ist unklar, ob Waldbäume mit ihren langen Generationsfolgen effektive Mechanismen zur Schadensvermeidung gegenüber dem raschen Anstieg der Ozonbelastung besitzen oder entwickeln können (Matyssek 1998; Miller und McBride 1999). Mit unmittelbar durch die akute Ozonbelastung verursachten Bestandeszusammenbrüchen ist derzeit nicht zu rechnen. Anzeichen von Schädigungen an Waldbäumen mehren sich zwar, jedoch ist die Klärung der Ursachen hierfür nach wie vor nicht abgeschlossen und folglich sind auch chronische Schadenswirkungen noch nicht abschätzbar.

Lange Zeit stand während der Waldschadensforschung die Fichte im Vordergrund, welche bisher als eher ozontolerant erschien (Küppers et al. 1993, Braun und Flückiger 1994, Wieser 1997). Die Buche hingegen wird als eher ozonempfindlich eingeschätzt (Pearson und Mansfield 1994) und wurde deshalb zur Bestimmung der Schwellenwerte (Critical Levels) als Hauptbaumart herangezogen (Braun und Flückiger 1994, Emberson et al. 2000a). Nach neueren Erkenntnissen wird nun auch die Fichte als ozon-sensitiv eingeschätzt.

Die Empfindlichkeit von verschiedenen Waldbäumen auf die Ozonbelastung wurde aufgrund einer Analyse basierend auf experimentellen Zuwachsuntersuchungen zumeist an Jungpflanzen abgeschätzt (Tabelle 3.1, UNECE 2004a). Die betreffenden Baumarten wurden in je zwei Sensitivitäts-Kategorien für Laub- und Nadelbäume eingeteilt.

Tabelle 3.1: Empfindlichkeits-Klassen für Baumarten basierend auf der Beeinflussung des Zuwachses durch Ozon (UNECE 2004a)

ozon-sensitive Arten		moderat ozon-sensitive Arten		
Laubbäume	Nadelbäume	Laubbäume	Nadelbäume	
Fagus sylvatica	Picea abies	Quercus petrea	Pinus halepensis	
Betula pendula	Pinus sylvestris	Quercus robur		

Die Datenbasis für moderat ozon-sensitive Nadelbaumarten ist noch nicht statistisch abgesichert. Die Empfindlichkeits-Einteilung der Baumarten verändert sich möglicherweise, wenn als Schadenskriterium andere Effekte, z. B. sichtbare Belaubungsschäden o. ä. zugrunde gelegt werden. Es wird in Zukunft noch notwendig sein, die Datenbasis zur Abschätzung der Empfindlichkeit von Waldbaumarten auf Ozonbelastung auszubauen und um weitere dokumentierte Wirkungseffekte zu ergänzen.

3.2 Bewertung des Risikos der Ozonbelastung von Waldbäumen

3.2.1 Das AOT-Konzept

Die UNECE hat zur Risikoeinschätzung der Ozonwirkung auf Pflanzen konzentrationsbasierte "Critical Levels for Ozone" eingeführt (CLe_c, concentration based Critical Level; UNECE 1988). Dem

Konzept liegen experimentelle Untersuchungen über Dosis-Wirkungs-Beziehungen mit Jungbäumen zugrunde, wobei beispielsweise der Biomasseverlust als Wirkungskriterium herangezogen wurde. Die Pflanzen wurden dabei über unterschiedlich lange Zeiträume mit verschiedenen Ozonkonzentrationen zumeist in Open-Top Kammern begast. Anfang der Neunziger Jahre wurde in Europa von der UNECE für Waldbäume der AOT40 Wert vorgeschlagen (AOT40 "accumulated ozone exposure over a threshold of 40 ppb [O₃]"; Fuhrer und Achermann 1994, Kärenlampi und Skärby 1996). Die AOT40 Schwellenwerte traten an die Stelle von durchschnittlichen Immissionskonzentrationen, die bis dahin noch in immissionsschutzrechtlichen Normen verankert waren. Bei dem AOT40-Konzept handelt es sich um ein Modell, welches die Differenz der Stundenmittelwerte für Ozon größer 40 ppb [O₃] (entspricht näherungsweise 80 µg m⁻³ [O₃]) während der Vegetationsperiode) jeweils für Tageslichtstunden aufsummiert (<50 W m⁻² bzw. Tageszeit von 8:00 bis 20:00 Uhr). Das Konzept basiert auf der Annahme, dass Ozonkonzentrationen bis zu 40 ppb [O₃] keine Schadwirkung an Waldbäumen in Europa auslösen. Um davon abgeleitet die schadwirksame Ozondosis zu bestimmen, werden alle Ozonkonzentrationen, die im Stundenmittel diesen Wert überschreiten, als Beurteilungsgrundlage herangezogen. Da Ozonmessungen im Wald in der Regel an Messstationen in Höhe von ca. 3 bis 4 m über Grund bestimmt werden, müssen die Messwerte mit Hilfe geeigneter Modelle auf Kronendachhöhe transformiert werden. Bei Überschreitung des Critical Levels (AOT40) einer akkumulierten Ozondosis von 5 ppm.h an der Blattoberfläche (entspricht näherungsweise 10.000 μg m⁻³.h) geht das Modell von einer ca. 5-prozentigen Wachstumseinbusse bei sensitiven Laubbäumen (Birke, Buche) aus. Dieser Wert ersetzt seit 2004 den bislang gültigen Critical Level von 10 ppm.h (20.000 µg m⁻³.h). Das AOT40- Konzept ist nicht unumstritten. Unter Hinweis darauf, dass das derzeitige AOT40-Konzept das Risiko von Ertragsverlusten an Waldbäumen in einigen Regionen Europas vermutlich überschätzt, empfiehlt die UNECE das Konzept durch den Einbezug aktueller Forschungsergebnisse zu verbessern. Gleichwohl soll die Risikoabschätzung für europäische Waldbäume zumindest solange beibehalten werden, bis Modelle für eine realistischere Bewertung des Ozonschadensrisiko für Wälder unter Freilandbedingungen ausreichend validiert sind (UNECE 2003).

3.2.2. Das MPOC-Konzept

Als alternatives konzentrationsbasiertes Konzept für eine einfache Risikobewertung der Ozonbelastung auf der Grundlage von Dosis-Wirkungs-Beziehungen wurde ein empirischer Bewertungsansatz zur Einordnung maximal erlaubter Ozonkonzentrationen für Waldbäume entworfen (MPOC, maximal permitted ozone concentration; Grünhage et al. 2001, Krause et al. 2003). Im Gegensatz zu anderen Modellen, die eine Schwellenwertüberschreitung mit einem quantitativen Risiko assoziieren, trifft die "MPOC-Bewertung" lediglich qualitative Aussagen über das relative Gefährdungsrisiko eines Ozonbelastungsbereiches auf Bäume. Aus Literaturquellen wurden unterschiedlichste Auswirkungen der Ozonbelastung auf Waldbaumarten recherchiert (sichtbare Schäden, Wachstum, Ertrag, Photosynthese bei unterschiedlichen Konzentrationen, Lang- und Kurzzeitwirkungen, u. a.), die jeweiligen Expositionsdaten zu einer Dosis-Wirkungs-Kurve zusammengefasst und der Vertrauensbereich (±10 %) berechnet (VDI 2310 Blatt 6 2002). Einbezogen wurden Experimente an europäischen Waldbaumarten unter kontrollierten und freilandnahen Bedingungen, sowie Untersuchungen direkt im Waldbestand im Zeitraum 1989-1999 (20 Experimente, 9 Arten, 50 Datenpunkte). Hierbei wird im Gegensatz zum AOT-Modell unterstellt, dass auch Konzentrationen unter 40 ppb [O₃] biologisch wirksam sein können. Aus der empirisch ermittelten Dosis-Wirkungs-Kurve lassen sich für unterschiedliche Expositionszeiträume maximale Immissionskonzentrationen für Ozon (MIK), oder sogenannte MPOC-Indexwerte ableiten.

Das MPOC-Modell benutzt wie auch das AOT40-Modell Stundenmittelwerte (Stundenbasis), die für die Blatt-/Nadeloberfläche in der Krone eines Bestandes gelten. In Ermangelung eines mikrometeorologischen Modells zur Abschätzung der Ozonkonzentration an der quasi-laminaren Grenzschicht in Kronendachhöhe werden die Stundenmittelwerte mit einem empirisch abgeleiteten Transformationsfaktor von 1,1 multipliziert, um von der Messhöhe (3-4 m) auf die Ozonkonzentration in Kronendachhöhe (20 m) schließen zu können (Krause et al. 2003).

Die Anwendung des MPOC-Konzepts ist gemäß der VDI-Richtlinie möglich (2310 Blatt 6 2002), wenn kontinuierlich gemessene, stündliche Ozonkonzentrationen vorliegen (VDI 2310 Blatt 6 2002). Nach Krause et al. 2003 können auch Ozon-PASAM-Messungen an Waldstandorten für eine Bestimmung der MPOC-Werte verwendet werden. Im Technical Report 2005 von ICP Forests (UNECE 2005b) wird spezifiziert, dass die zu erwartende Unterschätzung bei Verwendung von PASAM um so kleiner ist, je kürzer die Expositionszeit der PASAM ist (z. B. zweiwöchig). Die Verwendung von Passivsammlerwerten zur Bestimmung von MPOC-Indexwerten ist bisher nicht in einer VDI-Richtlinie festgelegt.

Die relative Risikobewertung für einen Bestand erfolgt durch den Vergleich von über definierte Zeiträume aggregierten Stundenmittelwerten mit der Dosis-Wirkungskurve (Tabelle 3.2), welche aus den genannten empirischen Studien abgeleitet wurde (Grünhage et al. 2001). Die maximal erlaubten Ozonkonzentrationen (MPOC) für "weitgehenden Schutz" sind die errechneten Werte für die Dosis-Wirkungs-Kurve, der Vertrauensbereich von ±10 % beschreibt die untere und obere Vertrauensgrenze (gelber Bereich), bei dessen Unterschreitung ist eine Gefährdung der Pflanzen unwahrscheinlich (grüner Bereich), bei Überschreitung ist dauerhafte Schädigung wahrscheinlich (roter Bereich). Bei "maximal möglichem Schutz", definiert nach dem MPOC-Konzept, sind direkte Effekte auf Pflanzen nach derzeitigem Wissensstand unwahrscheinlich – eine Gefährdung der entsprechenden Vegetation ist demnach weitestgehend ausgeschlossen.

Bei der Beurteilung "weitgehender Schutz" ist eine Reaktion auf die Ozoneinwirkung möglich (z. B. sichtbare Schäden, Beeinträchtigung von Wachstum, Ertrag, Photosynthese, Biodiversität u. a.), ohne dass nachhaltige Wirkungen zu erwarten sind.

Bei der Risiko-Kategorie "dauerhafte Schäden" sind direkte Effekte durch Ozon auf Pflanzen, wahrscheinlich, wobei Schädigungen einzelner Pflanzen zu erwarten sind (Photosynthese, Wachstum, Reproduktion), was wiederum ein Risiko für Struktur und Funktionen des jeweiligen Vegetationstyps (Artenzusammensetzung, genetische Variabilität, Nährstoffhaushalt) darstellen kann (Grünhage et al. 2001).

Zur Berechnung der maximal erlaubten Ozonkonzentration (MPOC) am Kronendach werden alle Stundenmittelwerte (bei kontinuierlichen Messdaten) bzw. alle 2-Wochen- oder 4-Wochenmittelwerte der Ozonkonzentration (bei PASAM-Daten) während einer Vegetationsperiode (April bis September) in absteigender Reihenfolge sortiert und daraus Mittelwerte (Indexwerte) über verschiedene Zeiträume gebildet (z. B. 8 und 24 Stunden; 7, 30 und 90 Tage, o.ä.) bis hin zur gesamten Vegetationsperiode (180 Tage von April bis September). Die Reihung der Messzeitintervalle nach Maximalwerten entspricht einer "worst-case"-Belastungssituation, da bei dieser Betrachtung jeweils die ungünstigste Aufeinanderfolge der jeweiligen höchsten Stundenmittelwerten zugrunde gelegt wird (VDI 2310 Blatt 6 2002). Diese Ableitung von MPOC-Indexwerten aus so aggregierten Stundenmittelwerten ermöglicht eine konservative Risikoabschätzung insbesondere zeitlich begrenzter Ozonepisoden (VDI 2310 Blatt 6 2002).

Die Anwendung des MPOC-Konzepts als zusätzlichen qualitativen Bewertungsmaßstab zur Risikoabschätzung der Ozonbelastung für Waldbäume auf lokaler Ebene wird zunächst auf nationaler Ebene empfohlen, weitere aktuelle Untersuchungen (von 1999 an) auch mit mediterranen Baumarten sollten demnächst zur Weiterentwicklung des Konzepts einbezogen werden (UNECE 2004). Das MPOC-

Konzept wurde 2001 als VDI-Richtlinie "Maximale Immissionswerte zum Schutz der Vegetation" (VDI 2310 Blatt 6) veröffentlicht (Tabelle 3.2). Die Richtlinie wird 2006 überarbeitet. (Krause, pers. Mitteilungen 2006).

Tabelle 3.2: Maximal erlaubte Ozonkonzentrationen (MPOC) am Kronendach zum Schutz europäischer Laub- und Nadelbaumarten (Grünhage et al. 2001; VDI 2310 Blatt 6, 2002); die Umrechnung von nl l⁻¹ (ppb) in μg m⁻³ [O₃] erfolgte näherungsweise mit dem Faktor 2

Exposition	MPOC (μg m ⁻³) an der Pflanzenoberfläche						
(April bis	maximal möglicher	weitgehender Schutz	dauerhafte Schäden				
September)	Schutz						
8 h	184	328	590				
24 h	148	260	458				
7 Tage	100	172	296				
30 Tage	74	126	216				
90 Tage	58	100	172				
Apr. bis Sep.	50	86	148				

3.2.3 Das "Fluss-Konzept": die stomatäre Ozonaufnahme (AFst)

Entscheidend für die Ozonwirkung in der Pflanze sind nicht nur Spitzenkonzentrationen oder die extern auftretende Ozondosis, sondern insbesondere die interne Aufnahme des Schadgases in die Pflanze über die Spaltöffnungen (Cape 1998). Die Menge an Ozon, welche pro Zeit- und Flächeneinheit ins Blattinnere aufgenommen wird, ist letztendlich ausschlaggebend für die Wirkungsausprägung (Blattschäden, Habitusveränderungen, Biomasse etc.). Die UNECE stellt daher Überlegungen an, das AOT-Modell, welches die Ozonwirkung über die externe Ozonkonzentration und die Einwirkungszeit ableitet, durch ein Modell, das die flussbasierte stomatäre Ozonaufnahme (AFst) beschreibt, zu ersetzen. Hierbei wird der Ozonfluss berechnet und die tatsächliche Ozonaufnahme in die Pflanze über definierte Zeiträume berücksichtigt (UNECE 2004).

Die Bestimmung des Critical Levels für die flussbasierte Ozonaufnahme über die Stomata (CLef, flux based Critical Level) für Waldbäume bezieht sich auf die sonnenexponierte Belaubung (projizierte Blattfläche, PLA) in der obersten Baumkrone und berücksichtigt u. a. den Einfluss der Lufttemperatur, des Wasserdampfdruckdefizits, der Einstrahlung, des Bodenwasserpotentials, der Ozonkonzentration und der Phänologie des Waldbestandes bei Tageslicht.

Die Berechnung der flussbasierten Ozonaufnahme über die Stomata mittels verschiedener Algorithmen ist sehr komplex. So werden Informationen zu zahlreichen Parametern notwendig, wie u. a. stündliche Ozonkonzentrationen, Dauer der Vegetationsperiode, stündliche Werte der stomatären Leitfähigkeit (siehe z. B. Emberson et al. 2000b). Der stomatäre Ozonfluss wird ab einem angenommenen Wirkungsschwellenwert für die Entgiftungskapazität von Waldbäumen von derzeit 1,6 nmol m⁻² PLA s⁻¹ für eine bestimmte Zeit bei Tageslichtstunden akkumuliert (AF_{st}1.6, accumulated stomatal flux above a flux threshold of 1,6 nmol m⁻² PLA s⁻¹). Überschreitet der ermittelte AF_{st}1.6 den CLe_f für Waldbäume von 4 mmol m⁻² PLA innerhalb einer Vegetationsperiode, wird von einer 5 %-igen Wachstumseinbuße ausgegangen. Diese Annahme basiert weitgehend auf derselben Datengrundlage experimenteller Befunde wie für die Dosis-Wirkungs-Beziehung des konzentrationsbasierten Critical Level-Konzepts (AOT40). Derzeit besteht die Schwierigkeit, diese Modellannahmen zu validieren.

Der vorgegebene flussbasierte Critical Level für Waldbäume ist noch als provisorischer Richtwert anzusehen, bis ausreichende Ergebnisse aus Freilanduntersuchungen vorliegen. In Zukunft müssen eine umfangreiche Datenbasis aufgebaut und entsprechende Modelle getestet werden (UNECE 2004). Die Hauptprobleme für die Etablierung eines Critical Levels (auf der Basis Level II) für ganze Waldbestände sind die Bewertung der Ozonwirkung an adulten Bäumen im Freiland-Bestand (UNECE 2003) sowie der Aufwand für die Bereitstellung des nötigen Datenmaterials für die Flussmodellierung.

3.2.4 Schwellen- und Richtwerte für Ozon

In Umweltrecht und Fachkreisen sind aktuell, angepasst an den derzeitigen wissenschaftlichen Kenntnisstand, Richt- bzw. Schwellenwerte für Ozon festgelegt (Tabelle 3.3). EU-weit gelten (seit Sep. 2003) unterschiedliche Standards zum Schutz von Menschen und Vegetation (z. B. EU, WHO, VDI (MIK), MAK, UNECE). Konkrete Rechtsnormen finden sich in der EU-Richtlinie 2002/3/EG. Dort werden Alarm- und Informationsschwellen sowie langfristige Ziele und Zielwerte für die Ozonkonzentration in der Luft festgelegt (Tabelle 3.3). Mit der 33. BImSchV wurden die EU-Richtlinie 2002/3/EG über den Ozongehalt der Luft vom 12. Februar 2002 (löst die bisher geltende Richtlinie 92/72/EWG ab (EU 2002)) sowie die EU-Richtlinie 2001/81/EG vom 23. Oktober 2001 (sog. NEC Richtlinie, siehe im folgenden) über die Einhaltung nationaler Emissionshöchstmengen bestimmter Luftschadstoffe des Europäischen Parlaments und des Rates in deutsches Recht umgesetzt (BImSchV 2004). Die UNECE schlägt aktuell zum Schutz von Waldbäumen die Einhaltung eines konzentrationsbasierten Critical Levels bzw. eines noch provisorischen flussbasierten Critical Levels vor, bei dessen Überschreitung nach aktuellem Kenntnisstand mit negativen Auswirkungen für sensitive Vegetation auszugehen ist (UNECE 2004).

Zu den langfristigen Maßnahmen gehören die Bestrebungen der EU und der UNECE zur Festlegung von nationalen Emissionshöchstmengen für Stickstoffoxide und Ozonvorläufersubstanzen (NMVOC), sowie für Schwefeldioxid und Ammoniak. Ziel ist es, eine Gesamtstrategie gegen die Bildung bodennahen Ozons und die Bodenversauerung zu etablieren. Das Multieffektprotokoll der UNECE Convention of Long Range Transboundary Air Pollution (UNECE 1999) und die NEC-Richtlinie (Richtlinie 2001/81/EG, National Emission Ceiling, NEC 2001) der EU haben als zentrale Regelungen die Begrenzung der nationalen Emissionsfrachten festgelegt.

Die Bundesregierung hat ein "Nationales Programm zur Einhaltung von Höchstmengen für bestimmte Luftschadstoffe" nach der NEC-Richtlinie mit weiteren Maßnahmen zur Verminderung der Luftschadstoffe vorgelegt. Die Richtlinie verlangt eine Reduktion von Stickstoffoxiden und NMVOC um 30 % bis 2010, um den kritischen Belastungsgrenzen für bodennahes Ozon in Europa näher zu kommen. Durch die Einhaltung der nationalen Emissionshöchstmengen soll die gesundheitsbezogene Exposition hinsichtlich bodennahen Ozons gegenüber 1990 um zwei Drittel reduziert werden, die Ozonbelastung der Pflanzen soll um ein Drittel zurückgehen, und die durch Versauerung belastete Ökosystemfläche soll halbiert werden (vgl. UBA 2004). Eine Verringerung der Emission von Vorläufersubstanzen (bezogen auf 2000) für Europa von etwa 50 % ist notwendig, um Gesundheitsgefahren ausschließen zu können.

Tabelle 3.3: Richtwerte für Ozon in der Luft. Critical Level (CLe_c) für Waldbäume (UNECE 2004, Richtlinien 80/779/EWG, 85/203/EWG, 92/72/EWG); provisorischer Grenzwert der UNECE für CLe_f (UNECE 2004); 33. BImSchV (BImSchV 2004) bzw. geltende EU-Richtlinien (Richtlinie 2002/3/EG) für Informations-Alarm-, Ziel- und Langfristzielwerte für Mensch und Vegetation; die Umrechnung von nl l⁻¹ (ppb) in μg m⁻³ erfolgte näherungsweise mit dem Faktor 2. CLe_c: konzentrationsbasierte Critical Levels; CLe_f: flussbasierte Critical Levels, AOT40: accumulated ozone exposure over a threshold of 40 nl l⁻¹ [O₃], AF_{st}1.6. accumulated stomatal flux above a flux threshold of 1,6 mmol m⁻² PLA s⁻¹, PLA: projected leaf area

Bezeichnung	Mittelungszeitraum	Schwellenwert
Critical Level		(Quelle: UNECE 2004)
Critical Level (CLe _c) zum	AOT40,	seit 30.09.2003:
Schutz der Waldbäume	berechnet aus 1-Stunden-	5 ppm.h oder μl l ⁻¹ .h
	Mittelwerten von April bis	entspr. 10000 μg m ⁻³ .h,
	September, Vegetations-	vorher:
	periode; Tageslichtstunden	10 ppm.h oder μl l ⁻¹ .h
	[<50 W m ⁻²]	entspr. 20000 μg m ⁻³ .h
Provisorischer Critical Level		
(CLe _f provisorisch) zum	AF _{st} 1.6;	4 mmol m ⁻² PLA
Schutz der Waldbäume am	Vegetationszeit	
Bsp. Birke, Buche		
Informations/Alarmschwellen	(Quelle: 33. BImSc	hV (2004) bzw. EU-Richtlinie 2002/3/EG)
Informationsschwelle (→		
Gefahr für die menschliche		2
Gesundheit bei kurzfristiger	1-Stunden-Mittelwert	180 μg m ⁻³
Exposition und empfindliche		
Gruppen)	1.0. 1.20.1	3 () 1 1 1 1 2 1 1 1 1
Alarmschwelle (→ Gefahr	1-Stunden-Mittelwert	240 μg m ⁻³ (während drei aufeinanderfol-
für die menschliche Gesund-		gender Stunden zu messen oder vorherzu-
heit) Zielwert		sagen) Zielwert für 2010
Zielwert Zielwert für den Schutz der	History O. Chan dan Mit	
menschlichen Gesundheit	Höchster 8-Stunden-Mit- telwert eines Tages	120 μg m ⁻³ , darf an höchstens 25 Tagen pro Kalenderjahr überschritten werden,
menschirchen Gesundheit	terwert emes Tages	gemittelt über 3 Jahre
Zielwert für den Schutz der	AOT40, berechnet aus 1-	18.000 µg m ⁻³ .h, gemittelt über 5 Jahre
Vegetation Vegetation	Stunden-Mittelwerten von	10.000 μg iii .ii, geniitteit übei 3 Jaiiie
Vegetation	Mai bis Juli	
	Ividi Old Juli	Langfristziel
Langfristiges Ziel für den	Höchster 8-Stunden-Mit-	
Schutz menschlicher Ge-	telwert eines Tages pro	120 μg m ⁻³
sundheit	Jahr	
Langfristiges Ziel für den	AOT40, berechnet aus 1-	
Schutz der Vegetation	Stunden-Mittelwerten von	6.000 μg m ⁻³ .h
	Mai bis Juli	

In Deutschland sind die Ozon-Spitzenkonzentrationen im Zeitraum 1990 bis 2002 im Wesentlichen aufgrund einer Reduktion der Vorläufersubstanzen tendenziell zurückgegangen, im Jahr 2003 kam es jedoch aufgrund besonderer meteorologischer Bedingungen wieder zu sehr hohen Ozonkonzentration. Allerdings werden die mittleren Konzentrationen, wahrscheinlich bedingt durch den wachsenden Anteil des nordhemisphärischen "Hintergrund-Ozons", in den kommenden Jahren nahezu unverändert

bleiben. Die festgelegten langfristigen Ziele zur Minderung der Ozonkonzentrationen werden in den kommenden Jahren deshalb wohl nicht erreicht (UBA 2004).

3.3 Messergebnisse – Ozon

3.3.1 Mittlere Ozonkonzentrationen aus Passivsammler-Messungen

In der Studie wurden bundesweit an 56 Level II-Standorten (Kap. 1.1, 1.2, 2.1, Tabelle 2.2, Abbildung 2.1) Ozonkonzentrationen mit Passivsammlern (PASAM) gemessen. Der Jahresgang der mittleren monatlichen Ozonkonzentrationen zeigt meist einen typischen Verlauf. Die Ozonkonzentrationen steigen in den Frühjahrsmonaten an, die höchsten Konzentrationen werden während der Vegetationsperiode meist in den Sommermonaten Juni bis August gemessen, anschließend sinken die Konzentrationen mit Tiefstwerten in den Wintermonaten wieder ab. Abhängig von den jeweiligen Standortvoraussetzungen (v. a. Höhenlage) und den meteorologischen Verhältnissen (Temperatur, Einstrahlung, Trockenheit) kann dieser Verlauf variieren. Die Spannbreite möglicher Ozonkonzentrationen für die untersuchten Flächen in den beiden Untersuchungsjahren 2002 und 2003 ist in Abbildung 3.2 und Abbildung 3.3 dargestellt. Es wird deutlich, dass während der Untersuchungsjahre zum einen die Flächencharakteristika entscheidend für die Höhe der Ozonbelastung sind, zum anderen aber die Witterungsverhältnisse einen wesentlichen Beitrag leisten.

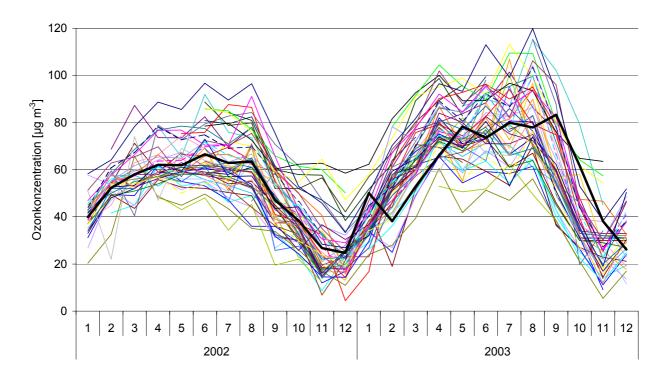


Abbildung 3.2: Jahresgang der mittleren monatlichen Ozonkonzentrationen aus Passivsammlermessungen für alle untersuchten Level II-Standorte (dünne bunte Linien) in den Jahren 2002 und 2003; dicke schwarze durchgezogene Linie: Flächenmittel

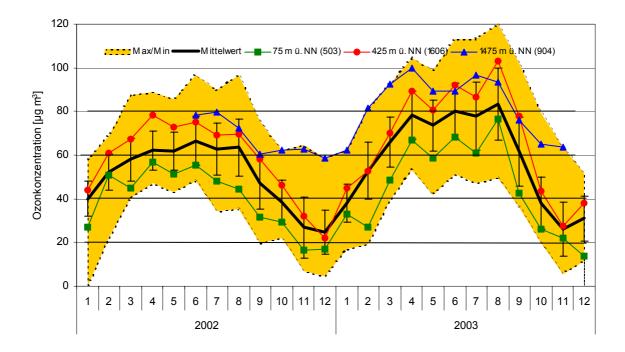


Abbildung 3.3: Maxima/Minima, Mittelwerte, Standardabweichung der mittleren monatlichen Ozonkonzentrationen aus Passivsammlermessungen für alle untersuchten Level II-Standorte in den Jahren 2002 und 2003 im Jahresgang; beispielhafte Darstellung für Flächen in verschiedenen Höhenlagen (75 m ü. NN (503), 425 m ü. NN (1606), 1475 m ü. NN (904)

Der Jahresgang der Ozonkonzentration ist beispielhaft für Standorte in niedriger, mittlerer und Hoch-Lage (Fläche 503 (Ei): 75, 1606 (Bu): 425, 1606 (Lä): 1475 m ü. NN) dargestellt (Abbildung 3.3). Die Standorte in niedriger und mittlerer Lage zeigen einen deutlichen Jahresgang mit relativ hohen Ozonkonzentrationen während der Vegetationsperiode und deutlich absinkenden Ozonkonzentrationen in den Wintermonaten; an dem Alpen-Standort in montaner bis subalpiner Höhenlage weisen die hohen Ozonkonzentrationen einen weniger ausgeprägten Jahresgang mit nur geringfügig absinkenden Ozonkonzentrationen in den Wintermonaten auf.

Im Untersuchungsjahr 2002 waren die Jahres- und die Vegetationsperiodenmittelwerte der Ozonkonzentration auf allen Flächen niedriger als 2003 (Abbildung 3.4). Die höchsten Jahresmittelwerte betrugen 72 μ g m⁻³ [O₃] in 2002 (Fläche 916) und 88 μ g m⁻³ [O₃] in 2003 (Fläche 1605), die höchsten Vegetationsperiodenmittelwerte lagen 2002 bei 89 μ g m⁻³ [O₃] (Fläche 1605) und 2003 bei 102 μ g m⁻³ [O₃] (Fläche 1605).

Die Maxima der Monatsmittelwerte der Ozonkonzentration wurden auf fast allen Flächen während der Vegetationsperiode (April bis September) gemessen (Abbildung 3.5, Abbildung 3.6). Die höchsten Werte wurden 2002 in den Monaten Juni, Juli und August (97, 90, 97 μ g m⁻³ [O₃]), 2003 in den Monaten April, Juni/Juli und August (104, 113/113, 120 μ g m⁻³ [O₃]) ermittelt (Monatswerte siehe Anhang A).

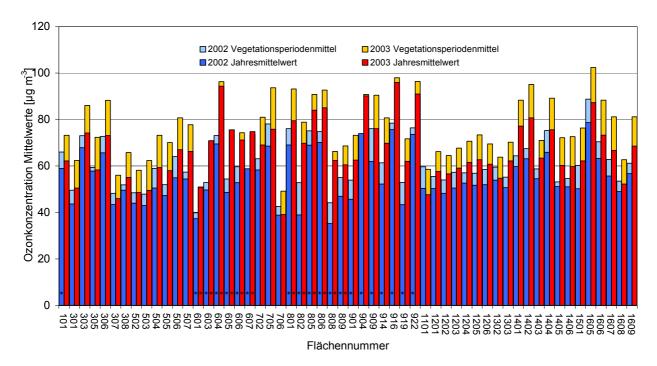


Abbildung 3.4: Jahres- und Vegetationsperiodenmittelwerte der Ozonkonzentrationen (aus PASAM) auf den Untersuchungsflächen in den Jahren 2002 und 2003 unterschiedliche Messperioden auf folgenden Messflächen: 101: 2002_1-6; 601-606: 2002_4-11, 2003_4-10; 801-809: 2002_7-12, 2003_1-6; 901-922: 2002_5-12

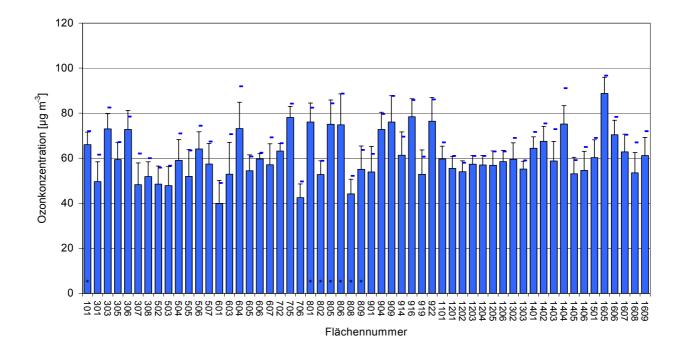


Abbildung 3.5: Vegetationsperiodenmittelwerte, Standardabweichung und Monatsmaxima der Ozonkonzentration (aus PASAM) auf den Untersuchungsflächen im Jahr 2002 *: unterschiedliche Messperioden: 101: 1-6; 801-809: 7-12

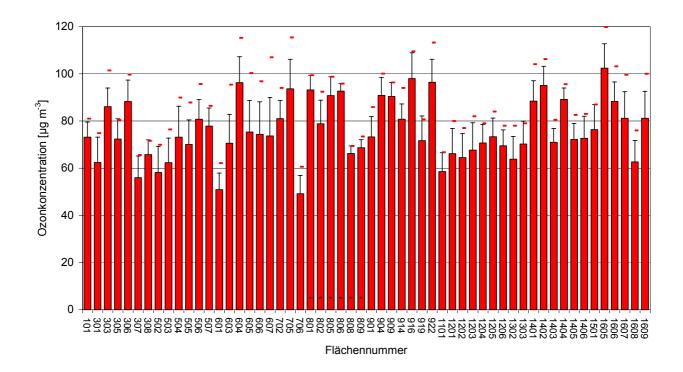


Abbildung 3.6: Vegetationsperiodenmittelwerte, Standardabweichung und Monatsmaxima der Ozonkonzentration (aus PASAM) auf den Untersuchungsflächen im Jahr 2003 *: unterschiedliche Messperioden: 801-809: 1-6

Die Ozonkonzentrationen korrelieren deutlich mit den Höhenlagen. Im Jahr 2003 werden die höchsten Monatsmittelwerte der Ozonkonzentrationen ab einer Höhenlage von ca. 500 m ü. NN gemessen. Die Standorte mit den höchsten mittleren Konzentrationen liegen vornehmlich in Mittelgebirgs– und Hochlagen (Abbildung 3.7). Dort wurden im Jahr 2002 mittlere Konzentrationen während der Vegetationszeit von ca. 70-90 μg m⁻³ [O₃], im Jahr 2003 von ca. 90-100 μg m⁻³ [O₃] ermittelt. Die höchsten Konzentrationen in beiden Jahren wurden in Thüringen auf Fläche 1605 in einer Höhe von 825 m ü. NN (trotz hohen Niederschlagseinträgen und relativ niedrigen mittleren Temperaturen) gemessen (vgl. Tabelle 2.1). Weiterhin hohe Werte fanden sich auf Untersuchungsflächen in Höhenlagen von 775 bis 1475 m ü. NN (Fläche 1402 2002: ca. 70-80, 2003: ca. 90-100 μg m⁻³ [O₃]). Jedoch zeigten auch tiefer gelegene Flächen bis ca. 400 m ü. NN hohe mittlere Ozonkonzentrationen während der Vegetationszeit (2002: 70-80, 2003: 96-95 μg m⁻³ [O₃]).

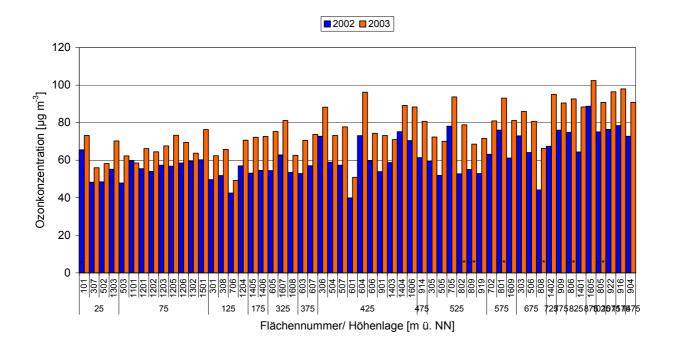


Abbildung 3.7: Vegetationsperiodenmittelwerte der Ozonkonzentration auf den Untersuchungsflächen geordnet nach der Höhenlage ü. NN für die Jahre 2002 und 2003
*: unterschiedliche Messperioden: 101: 2002 1-6; 801-809: 2002 7-12, 2003 1-6

In der Abbildung 3.8 sind die Ozonbelastungen (aus PASAM) in den Sommermonaten der Jahre 2002 und 2003 für die bundesweiten Untersuchungsflächen geographisch abgebildet. Zunächst wird eine Zunahme der Belastung im Nord-Süd-Gefälle deutlich. Auf einem Viertel der untersuchten Standorte wurden während des Untersuchungszeitraumes Ozonkonzentrationen zwischen 50 und 70 μg m⁻³ [O₃] gemessen, über 40 % der Standorte sind Ozonbelastungen zwischen 70 und 90 μg m⁻³ [O₃] und 32 % sind Belastungen über 90 μg m⁻³ [O₃] ausgesetzt. Relativ hohe Ozonbelastungen zwischen 70 und 90 μg m⁻³ [O₃] fanden sich auch im weiteren Umkreis (ca. 100 km) von Ballungsräumen und Industriegebieten (z. B. entlang des Rheinischen Schiefergebirges in Nordrhein-Westfalen). Ozonbelastungen über 90 μg m⁻³ [O₃] wurden vorwiegend emittentenfern in Thüringen, Sachsen, Bayern und Baden-Württemberg ermittelt. Betroffen sind hauptsächlich mittlere bis hohe Lagen größtenteils in emittentenfernen Reinluftgebieten (Harz, Thüringer Wald, Erzgebirge, Frankenwald, Fichtelgebirge, Schwarzwald, Bayerische Alpen).

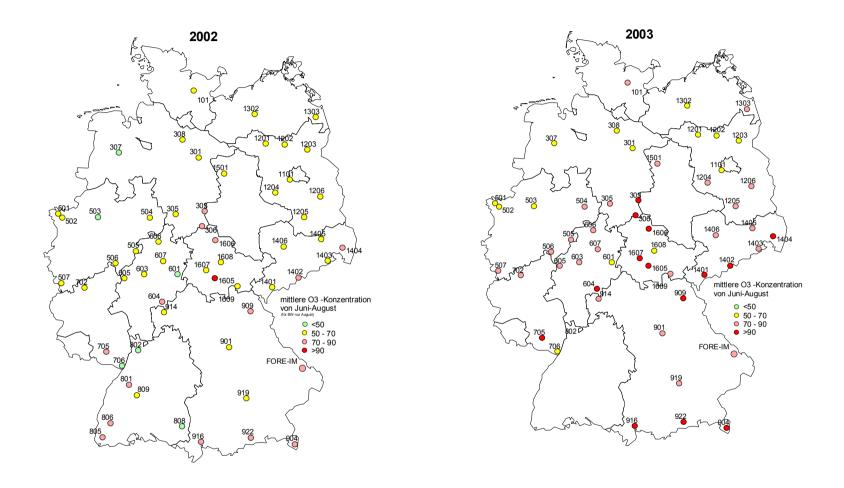


Abbildung 3.8: Ozonbelastungen in den Jahren 2002 und 2003 für die Untersuchungsflächen (Mittelwerte Sommermonate Juni-August aus PASAM)
Bereiche der Ozonkonzentration <50, 50-70, 70-90, >90 μg m-3, (Nummerierung: Level II-Waldstandorte; FORE-IM: Integrated Monitoring Fläche, Forellenbachtal, Nationalpark Bayer.Wald), Flächen 801-809: z. T. unvollständig Messperiode

Die während der Studie mittels Passivsammlern an 56 Waldstandorten i. d. R. weit abseits von Siedlungs- und Verkehrsachsen gemessenen Jahresmittelwerte der Ozonkonzentration überschreiten die bundesweit an den lufthygienischen Messnetzen der Länder ermittelten Werte (300 Messstellen, Daten aus UBA 2003) um 9 (Jahr 2002) bzw. 13 % (2003) (siehe Abbildung 3.1). In den Ergebnissen spiegelt sich die Tatsache wider, dass in den lufthygienischen Messnetzen bevorzugt die Ozonbelastung in den urbanen Ballungsräumen erfasst wird. In den längeren Zeitreihen der Luftüberwachung für Deutschland (UBA) wird im Jahr 2003 mit 53 μ g m⁻³ [O₃] der höchste Jahresmittelwert seit 1984 gemessen, der Wert von 2002 stellt mit 46 μ g m⁻³ [O₃] noch immer den dritthöchsten Wert in diesem Zeitraum dar (UBA 2004). Das Umweltbundesamt berichtete für das Jahr 2003 von zahlreichen Überschreitungen von Ozonschwellenwerten (UBA 2003) und macht die sehr günstigen meteorologischen Bedingungen für die Ozonbildung und –anreicherung im Sommer (v. a. August) dieses Jahres verantwortlich (UBA 2003).

3.4 Vergleichende Bewertung von Passivsammler- und kontinuierlichen Ozonmessungen an vier ausgewählten Messstationen

Für vier ausgewählte Waldstandorte (Kap. 2.2.2, Tabelle 2.4) in Nordrhein-Westfalen (Station: ROTH (506), SICK (503)), Brandenburg (Station: STECH (1204)) und Bayern (Station: Forellenbach, Integrated Monitoring, FORE-IM, Bay. Wald) stehen in der Nähe der Ozon-Passivsammlermessungen gleichzeitig auch kontinuierliche Aufzeichnungen der Ozonkonzentration zur Verfügung. Dies bietet die Möglichkeit, das Ozonregime an diesen Standorten anhand der kontinuierlich und zeitlich höher aufgelösten Ozonkonzentrationen im Jahresverlauf näher zu charakterisieren (Halbstunden- bzw. Stundenwerte) sowie das Risiko der Ozonbelastung nach verschiedenen Verfahren zu beurteilen. Die Resultate aus den Konzepten AOT40, MPOC sowie der flussbasierte stomatären Ozonaufnahme ("EMEP-Modell" für lokale Anwendung parametrisiert) werden verglichen. Außerdem wird die potentielle Nutzbarkeit von PASAM-Messungen im MPOC-Konzept durch einen Vergleich mit den Ergebnisse aus kontinuierlich erhobenen Messwerten erörtert.

3.4.1 Vergleich von PASAM-Messdaten mit Ergebnissen kontinuierlich registrierender Messgeräte am Beispiel-Standort des Integrated Monitoring: Forellenbach im Bay. Wald (FORE-IM)

Der Verlauf der Ozonkonzentrationen (Stunden-, Tagesmittelwerte, Maxima) an der Messstation Forellenbach (FORE-IM) im Bay. Wald (807 m ü. NN; Messturm 50 m Höhe über Grund) ist beispielhaft für das Jahr 2004 dargestellt (Abbildung 3.9). Der Mittelwert für die Vegetationsperiode (April bis September) beträgt 74 μ g m⁻³ [O₃]. Der höchste Monatsmittelwert wurde mit 99 μ g m⁻³ [O₃] im August ermittelt. Tagesmittelwerte in den Monaten April, Juni, Juli, August und September liegen häufig um 100 μ g m⁻³ [O₃] mit Tagesmaxima von 130-140 μ g m⁻³ Anfang August. In denselben Monaten wurden Ozonspitzenwerte über 120 μ g m⁻³ [O₃] gemessen, mit einem Maximum von 175 μ g m⁻³ [O₃] im September.

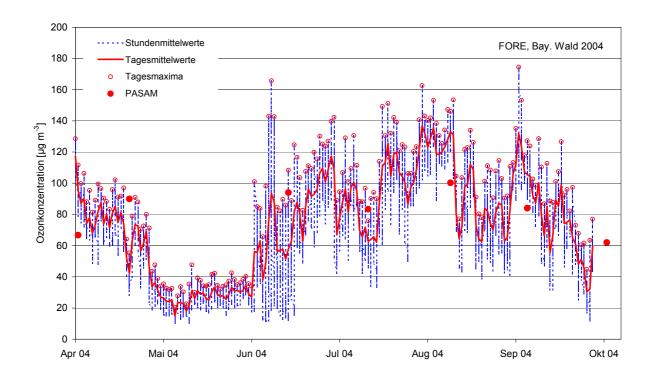


Abbildung 3.9: Verlauf der Ozonkonzentrationen (Stunden-, Tagesmittelwerte, Maxima) und monatlich integrierte PASAM-Daten an der Messstation Forellenbach (FORE-IM) im Bay. Wald (807 m ü. NN; Messturm 50 m Höhe über Grund) für das Jahr 2004

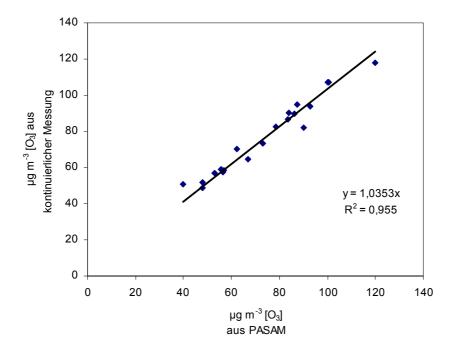


Abbildung 3.10: Korrelation von monatlich integrierten PASAM-Ozonkonzentrationen mit zeitgleichen Mittelwerten aus kontinuierlichen Messungen am Messturm Forellenbach (FORE-IM) Bay. Wald (807 m ü. NN, 50 m ü. Grund) für den Zeitraum August 2003 bis April 2005

Die Korrelation der jeweils in 4-wöchiger Exposition ermittelten PASAM-Ergebnisse mit den zeitgleichen Mittelwerten aus kontinuierlichen Messungen der Ozonkonzentration zeigt ein sehr hohes Bestimmtheitsmaß R² von 0,955 (Abbildung 3.10). Die PASAM-Ergebnisse sind somit mit kontinuierlichen Messungen auf Monatsbasis gut vergleichbar.

Im Anhang B sind weitere Jahresverläufe der Ozonkonzentration 2002 und 2003 und Korrelationen der PASAM-Werte mit den kontinuierlich gemessenen Ozonkonzentrationen für die Messstationen SICK, ROTH, STECH dargestellt.

3.4.2 Bewertung nach AOT40

An den drei ausgewählten Messstationen mit kontinuierlicher Aufzeichnung der Ozonkonzentration ROTH (NW), STECH (BB) und FORE-IM (BY) wurde die Ozondosis basierend auf dem AOT40-Konzept bestimmt (Abbildung 3.11). Die Berechnungen erfolgten jeweils für den Zeitraum 8:00 bis 20:00 Uhr und entsprechend der standörtlichen Phänologie für die Station FORE-IM im Bayerischen Wald während der Vegetationsperiode von Mai bis September bzw. für die Stationen ROTH und STECH von April bis September. Die Messdaten wurden aufgrund unterschiedlicher Messhöhen auf die mittlere Bestandeshöhe transformiert (Kap 3.2.1).

In Abbildung 3.11 ist der akkumulierende AOT40-Verlauf an den Messstationen FORE-IM, ROTH und STECH vergleichend für den Zeitraum Mai bis September für das Jahr 2003 dargestellt (FORE-IM: Vegetationsperiode Mai bis September). Der akkumulierende AOT40 verlief bei den Messstationen FORE-IM und STECH bis Mitte August relativ ähnlich, ab Mitte August stieg der AOT40 an der Station FORE-IM bis zum Ende der Vegetationsperiode deutlich gegenüber STECH an (FORE-IM: 23.999 ppb.h, STECH: 22.153 ppb.h). Der AOT40 an der Messstation ROTH war niedriger als an den anderen beiden Stationen, von Anfang bis Mitte August zeigte sich dort ein starker Anstieg des AOT40, der sich bis Ende der Vegetationsperiode auf einen Wert von 18.816 ppb.h summierte.

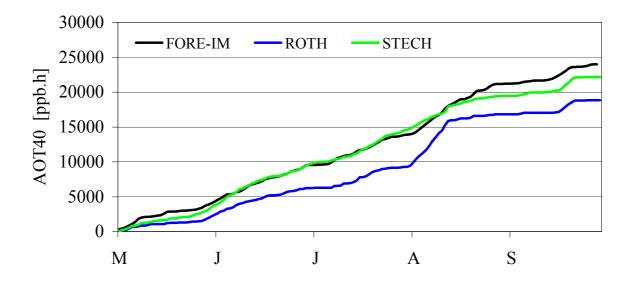


Abbildung 3.11: AOT40 Verlauf [ppb.h] an den ausgewählten Messstationen im Vergleich während des Zeitraumes Mai bis September für das Jahr 2003 berechnet für mittlere Bestandeshöhe

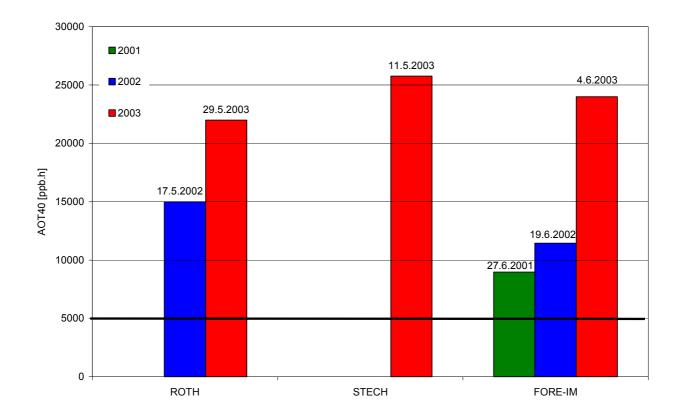


Abbildung 3.12: Ozondosis basierend auf AOT40 [ppb.h] an den ausgewählten Messstationen während einer Vegetationsperiode (für FORE-IM (2001, 2002, 2003): Mai bis September, für ROTH (2002, 2003) und STECH (2003): April bis September) berechnet für mittlere Bestandeshöhe; fette, durchgezogene Linie: Critical Level (CLe_c) für Waldbäume nach AOT40: 5.000 ppb.h; Säulenbeschriftung: Zeitpunkt der Überschreitung des Critical Level (CLe_c von 5.000 ppb.h)

Der Critical Level (CLe_c) für Waldbäume nach AOT40 (5.000 ppb.h) wurde an den untersuchten Stationen ROTH (NW), STECH (BB) und FORE-IM (BY) z. T. deutlich überschritten. Auch der bisherige CLec (10.000 ppb.h) wurde erreicht bzw. klar überschritten (Abbildung 3.12). Der Zeitpunkt der Überschreitung des Critical Level (CLe_c) für Waldbäume (5.000 ppb.h) erfolgte jeweils relativ früh in der Vegetationsperiode: im Jahr 2003 an den Stationen ROTH und STECH Mitte/Ende Mai und an der Station FORE-IM Anfang Juni. Zu Beginn der Vegetationsperiode während der Ausbildung der neuen Belaubung kann sich die hohe Ozonbelastung zusammen mit der meist einhergehenden hohen Einstrahlung möglicherweise besonders schädigend auf den Stoffwechsel auswirken. Eine Überschreitung des CLe_c indiziert das Risiko von Biomasseeinbußen bei Waldbäumen. Ferner können durch Beeinträchtigungen der pflanzeninternen Ressourcen-Allokation aufgrund der "Kosten" von notwendigen Entgiftungs- und Reparaturreaktionen Langzeiteffekte nicht ausgeschlossen werden (Matyssek und Innes 1999).

3.4.3 Risikoabschätzung nach MPOC

Die maximal erlaubten Ozonkonzentrationen (MPOC) können aus kontinuierlich aufgezeichneten Ozon-Stundenmittelwerten oder behelfsweise mit gewissen Einschränkungen (entspricht derzeit nicht der regulären VDI-Vorgehensweise) auch aus Ozon-PASAM-Daten ermittelt werden (Krause et al. 2003, UNECE 2005b). Die Berechnungen erfolgten jeweils für den Zeitraum April bis September, die Messdaten wurden auf die Höhe des Kronendachs (ca. 20 m) transformiert (vgl. 3.2.3). Die MPOC-Indexwerte wurden für die vier kontinuierlichen Messstationen vergleichend jeweils auf Stunden-, Wochen- und 4-Wochenmittelwertbasis berechnet; für die 56 Level II-Standorte stehen lediglich die monatlich integrierten Ozon-PASAM-Daten zur Verfügung.

Innerhalb der Studie wurde eine einfache Fehlerabschätzung für die MPOC-Methode bei Verwendung von monatlich integrierten PASAM-Ozonkonzentrationen durchgeführt.

MPOC-Werte für die vier Messstationen mit kontinuierlichen Messungen

An den vier ausgewählten Messstationen mit kontinuierlichen Ozonmessungen lagen die MPOC-Werte in den Jahren 2002 und 2003 in einem Bereich, welcher gemäß dem MPOC-Konzept einen weitgehenden Schutz europäischer Nadel- und Laubbaumarten gegenüber der herrschenden Ozonbelastung gewährleistet (gelber Bereich), wobei bei dieser Risiko-Kategorie sichtbare Schäden durch die Ozonbelastung nicht auszuschließen sind (Abbildung 3.13).

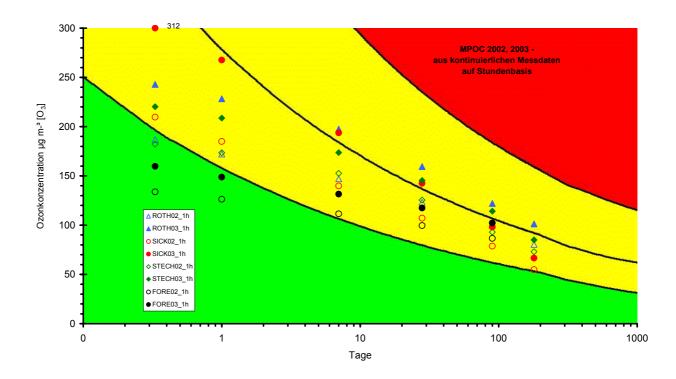


Abbildung 3.13: MPOC-Werte für die kontinuierlichen Messstationen ROTH und SICK in Nordrhein-Westfalen, STECH in Brandenburg und FORE-IM in Bayern für die Jahre 2002 und 2003 (aus Stundenmittelwerten kontinuierlicher Messungen ermittelt)

An allen Messstationen zeigte sich die höchste Belastung im Jahr 2003. Zu kurzzeitigen Ozonspitzenbelastungen (8 bzw. 24 Stunden) kam es 2003 an den Stationen SICK und auch ROTH. Über einen längeren Zeitraum integriert (90 und 180 Tage) waren die Belastungen an den Stationen FORE-IM, ROTH und STECH höher als an der Station SICK. Während das "Langzeitrisiko", abhängig von der jeweiligen mittleren Ozonkonzentration, beim Standort SICK z. B. in 2003 tendenziell sinkt, nimmt das Risiko in ROTH, STECH und ausgeprägt in FORE-IM über längere Belastungszeiträume tendenziell zu.

MPOC aus PASAM an den untersuchten Level II-Standort

In Abbildung 3.14 sind die MPOC-Indexwerte aus monatlich integrierten PASAM-Daten an den untersuchten Level II-Standorten getrennt für die Level II-Standorte mit den Baumarten Fichte (Lärche und Tanne), Kiefer, Buche und Eiche in den Jahren 2002 und 2003 dargestellt. Die MPOC-Werte für das "Langzeitrisiko" der Kiefern-, Buchen- und Eichenbestände lagen im Jahr 2002 in einem Risikobereich in der Nähe der Grenze zwischen "maximal möglichem Schutz" (grüner Bereich) und "weitgehendem Schutz" (gelber Bereich) für europäische Nadel- und Laubbaumarten, die Kategorie "weitgehender Schutz" konnte für die untersuchten Fichtenbestände (sowie ein Tannenbestand) ermittelt werden (aufgrund unvollständiger Datensätze haben die Werte für die Standorte 801, 805, 806, 808, 809 in BW nur eingeschränkte Gültigkeit). Im Jahr 2003 wurde an beinahe allen Level II-Standorten "weitgehender Schutz" für die untersuchten Bestände indiziert (die Bestände auf den Flächen 1101, 307 (Ki), 601 (Bu) und 706 (Ei) lagen im Bereich zwischen "maximal möglichem Schutz" und "weitgehendem Schutz").

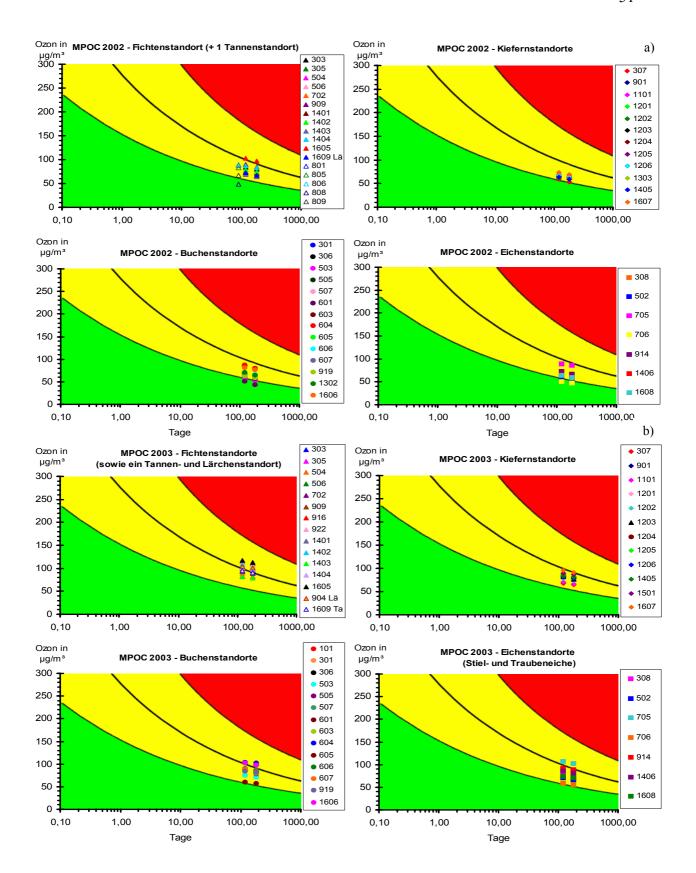


Abbildung 3.14: MPOC-Werte (120- und 180-Tagewerte) aus monatlich integrierten PASAM an den Level II-Standorten für Fichten- (Tannen-), Kiefern-, Buchen- und Eichenbestände

a) für das Jahr 2002 (provisorische Werte für die Standorte 801, 805, 806, 808, 809 in BW, nur 90 Tagewerte),
b) für das Jahr 2003

Fehlerabschätzung für die MPOC-Methode bei Verwendung von monatlich integrierten PASAM-Ozonkonzentrationen

<u>Überprüfung des "Mittelungseffektes":</u> Fasst man die Stundenmittelwerte zu wöchentlichen Mittelwerten (Wochenbasis) zusammen, wurden die monatlich (30 Tage) und vierteljährlich (90 Tage) aggregierten MPOC-Indexwerte um rund 18 % bzw. 9 % (Abbildung 3.15 oben) im Vergleich zur Verwendung von Stundenmittelwerten (Stundenbasis, Abbildung 3.13) unterschätzt.

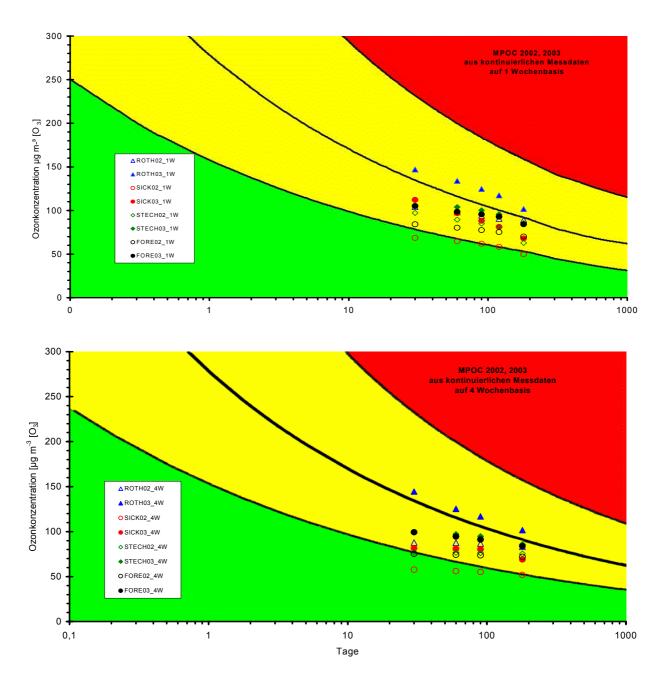


Abbildung 3.15: MPOC-Werte für die kontinuierlichen Messstationen ROTH und SICK in Nordrhein-Westfalen, STECH in Brandenburg und FORE-IM in Bayern für die Jahre 2002 und 2003 jeweils auf 1-Wochenbasis (oben) und auf 4-Wochenbasis berechnet (unten)

Fasst man die Stundenmittelwerte zu 4-Wochenmittelwerten (4-Wochenbasis) zusammen, führt dies zu einer Unterschätzung der monatlich (30 Tage) und vierteljährlich (90 Tage) aggregierten MPOC-Indexwerte um durchschnittlich 30 % bzw. 15 % (Abbildung 3.15 unten) im Vergleich zur Verwendung von Stundenmittelwerten (Stundenbasis, Abbildung 3.13).

Die Risikoeinschätzung für die vier Beispielstandorte auf der Grundlage von wöchentlichen oder monatlichen Konzentrationsmittelwerten weist im Wesentlichen dieselben Tendenzen der Belastungen auf wie bei Verwendung von Stundenwerten. Die verfahrensbedingt unterschiedlichen Befunde können bei der Diagnose an den jeweiligen Bewertungsgrenzen eine Rolle spielen; z. B. ändert sich für den Standort SICK (2002) die Kategorienzuordnung bei Verwendung von 4-Wochenmittelwerten (siehe Abbildung 3.15 im Vergleich zu Abbildung 3.13).

<u>Unterschiede der Messmethode: Vergleich von MPOC-Werten aus kontinuierlichen und PASAM-Messungen:</u>

Aus zahlreichen Untersuchungen geht hervor, dass die Unterschiede von kontinuierlichen und PASAM-Messungen zwischen ca. 5 und 20 % liegen (siehe auch Anhang). Für die vier Messstationen wurden die MPOC-Werte errechnet aus PASAM-Ozonkonzentrationen (Monatsmittel) beispielhaft mit den MPOC aus kontinuierlichen Ozonkonzentrationen auf 4-Wochenmittelwertbasis verglichen. Es zeigte sich für die MPOC aus monatlich integrierten PASAM eine mittlere Unterschätzung des Ozonschadensrisikos gegenüber denen aus kontinuierlichen Ozonkonzentrationen auf 4-Wochenmittelwertbasis errechneten von rund 9 ± 9 % (Tabelle 3.4). Zusammen mit den Unterschätzungen auf Grund des "Mittelungseffektes" (siehe oben) ergibt sich eine mögliche Unterschätzung von über 30 % gegenüber dem in der VDI-Richtlinie empfohlenen Verfahren bei Verwendung von Stundenmittelwerten.

In Abbildung 3.16 sind die MPOC-Werte auf Stunden- und 4-Wochenbasis aus kontinuierlichen Messwerten und monatlich integrierte PASAM-Daten im Vergleich dargestellt. Für die untersuchten Beispielflächen bleibt die Risikokategorisierung weitgehend gleich, für das Jahr 2003 zeigt die Verwendung von Stundenmittelwerten (nach der regulären VDI-Anwendungsempfehlung) für die Errechnung von MPOC eher eine Tendenz zur Risikokategorie "dauerhafte Schäden".

Tabelle 3.4: Prozentuale Abweichung (Mittelwert, Standardabweichung) der MPOC-Werte für die Aggregation auf 30, 60, 90, 180 Tage bei Verwendung von kontinuierlichen Ozonkonzentrationen (errechnet 4-Wochen-Mittelungs-Basis) im Vergleich zu monatlich integrierten PASAM-Daten (Monatsmittel) an den vier Beispiel-Messstationen für die Jahre 2002, 2003 und 2004 (nur für Station FORE-IM); kont. Messstationen: SICK, ROTH, STECH, FORE-IM, entsprechende Level II-Standorte mit PASAM: 503, 506, 1204 und FORE-IM-Bu

Standort (PASAM/ kont. Messung		2002						_00.		Stan-	
		506/ ROTH	503/ SICK	1204/ STECH	506/ ROTH	503/ SICK	1204/	FORE-IM- Bu/ FORE-IM	wert	dardab- weichung	
	MPOC-Berech- nungs-basis (Mittelung)	Abwei	Abweichung der MPOC aus PASAM in %								
	4-Wochenbasis	-6,8	8,1	-12,5	-27,1	3,2	-12,5	-20,8	-9,8	11,6	
60		-10,0	9,6	-13,9	-21,6	-1,8	-13,2	-15,5	-9,5	9,6	
90		-11,3	7,6	-14,1	-18,1	-3,4	-12,5	-13,6	-9,4	8,0	
180		-15,1	1,3	-16,6	-12,0	-2,9	-7,1	5,7	-6,7	7,8	
М									-9	9	

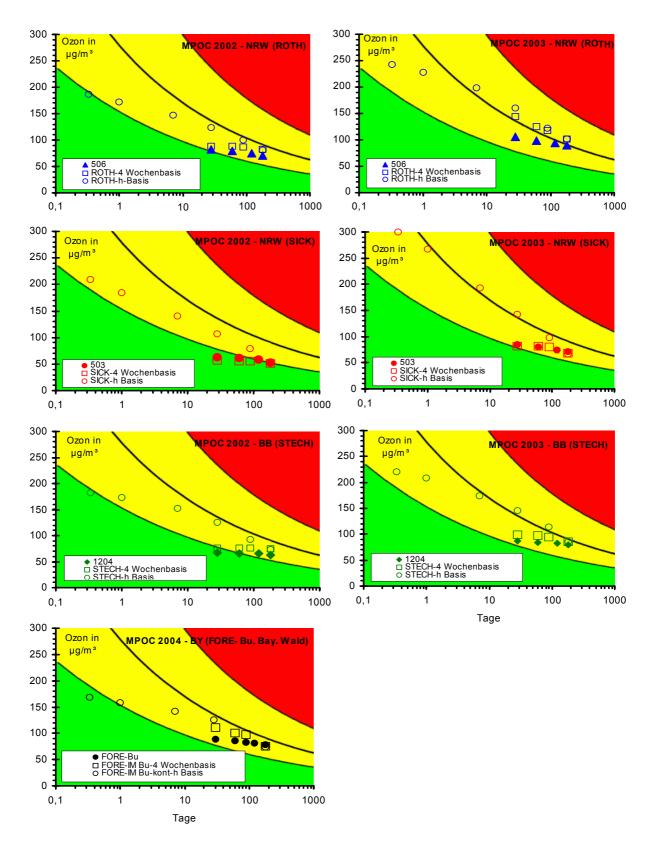


Abbildung 3.16: MPOC-Werte aus Stundenmittelwerten und 4-Wochenmittelwerten (errechnet aus kontinuierlich erhobenen Ozonkonzentrationen) im Vergleich zu monatlich integrierten PASAM-Daten an den vier Beispiel-Messstationen für die Jahre 2002, 2003 und 2004 (nur für Station FORE-IM); kont. Messstationen: SICK, ROTH, STECH, FORE-IM, entsprechende Level II-Standorte mit PASAM: 503, 506, 1204 und FORE-IM-Bu, gefüllte Symbole: MPOC aus PASAM-Messung, ungefüllte Symbole: MPOC aus kont. Messung

In Zeiträumen mit hohen Ozonkonzentrationen und zeitlich begrenzten Ozonspitzen können die MPOC aus monatlichen PASAM-Werten das Ozonschadensrisiko somit u. U. nicht richtig einschätzen. Es ist grundsätzlich mit einer Unterschätzung der MPOC-Werte zu rechnen. Für die Risikoindikation mittels des MPOC-Konzeptes ist die Verwendung zeitlich höher aufgelöster PASAM-Daten z. B. in zweiwöchigem Rhythmus möglicherweise mit geringeren Unsicherheiten behaftet. Die MPOC-Methode sollte für die Verwendung von monatlich integrierten PASAM-Ozonkonzentrationen noch weiterentwickelt bzw. getestet werden.

3.4.4 Bewertung anhand des flussbasierten Critical Levels (CLe_f)

Für drei ausgewählte Messstationen mit kontinuierlicher Aufzeichnung der Ozonkonzentration (ROTH (NW), STECH (BB) und FORE-IM (BY)) wurde die Ozondeposition (FO_{3gesamt}) und die stomatäre Ozonaufnahme (COU: cumulative ozone uptake) für den Bestand (COU_{canopy}) und die sonnenlichtexponierte Belaubung (COU_{sunlitleaves}) modelliert (Abbildung 3.17 bis Abbildung 3.19). Benutzt wurde das "EMEP-Modell' (UNECE 2004). Für die lokale Anwendung des Modells mussten zahlreiche Bestandeskenngrößen parametrisiert werden (Anhang C). Die Parametrisierung für die Modellierung an der Buchenfläche (Station FORE-IM im Bayerischen Wald) erfolgte in Anlehnung an UNECE 2004, für die Modellierung an der Fichten- und Kiefernfläche (ROTH in NW bzw. STECH in BB) wurde nach Emberson et al. 2000 parametrisiert. Die Modellierung erfolgte für die drei Stationen während der Monate Mai bis September (121.-273. Kalendertag) bezogen auf die realen Bestandeshöhen. Die Transformation der meteorologischen Eingangsgrößen und der Ozonkonzentration von Messhöhe auf eine Höhe von 50 m über der Geländeoberfläche wurde mit einer adaptierten PLATIN-Modellversion durchgeführt (Grünhage 2006, pers. Mittlg.). Die Modellierung des pflanzenverfügbaren Wassers erfolgte je nach Fläche mit unterschiedlichen Modellen (vgl. Anhang C).

Die kumulative Ozondeposition (Mai bis September) war im Jahr 2003 an den Messstationen FORE-IM, ROTH und STECH bis Juli relativ gleichlaufend, ab Mitte Juli nahm der Ozonfluss an den Stationen FORE-IM und ROTH in die Baumkronen stärker zu als an der Station STECH (Abbildung 3.17). An der Station FORE-IM war bis zum Ende der Vegetationsperiode der deutlichste Anstieg zu beobachten. Die kumulative stomatäre Ozonaufnahme des Bestandes (COU_{canopy}) zeigte etwa denselben Verlauf (Abbildung 3.18) wie die Ozondeposition mit den höchsten Werten für FORE-IM und den niedrigsten für STECH.

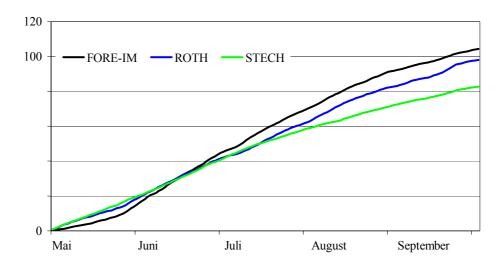


Abbildung 3.17: Kumulative Ozondeposition an den Messstationen FORE-IM, ROTH und STECH für den Zeitraum Mai bis September im Jahr 2003 im Vergleich

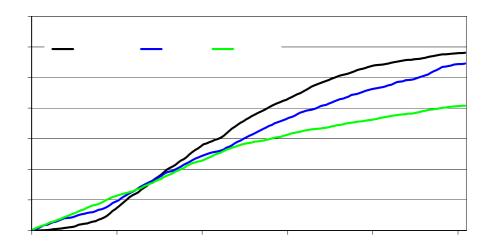


Abbildung 3.18: Kumulative stomatäre Ozonaufnahme für den Bestand (COU_{canopy}) an den Messstationen FORE-IM, ROTH und STECH für den Zeitraum Mai bis September im Jahr 2003 im Vergleich

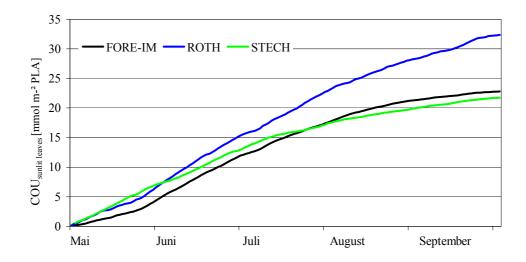


Abbildung 3.19: Kumulative stomatäre Ozonaufnahme für sonnenlichtexponierte Belaubung ($COU_{sunlitleaves}$) an den Messstationen FORE-IM, ROTH und STECH für den Zeitraum Mai bis September im Jahr 2003 im Vergleich

Bei der Modellierung der kumulativen stomatären Ozonaufnahme der sonnenexponierten Belaubung (COU_{sunlitleaves}) zeigte sich ein anderes Bild: Die höchste kumulative stomatäre Ozonaufnahme wurde ab etwa Mitte Juni an der Messstation ROTH ermittelt (32 mmol m⁻² PLA für Vegetationsperiode), die Messstationen FORE-IM und STECH wiesen eine deutlich geringere COU_{sunlitleaves} auf (23 bzw. 22 mmol m⁻² PLA für Vegetationsperiode).

Die mittleren monatliche Ozonkonzentrationen waren in allen Monaten an der Stationen FORE-IM am höchsten und an der Station STECH am niedrigsten und dennoch zeigte sich eine höhere stomatäre Ozonaufnahme am Standorte ROTH (Abbildung 3.19, Tabelle 3.5).

In Abbildung 3.20 ist beispielhaft für Juli 2003 die mittlere stündliche stomatäre Leitfähigkeit g_{sto} für die untersuchten Standorte dargestellt: gsto am Standort STECH nimmt kurz nach Beginn bis zum Ende der Tageslichtperiode deutlich ab, an den beiden anderen Standorten steigt g_{sto} etwa bis zu den Mittagsstunden und nimmt kontinuierlich bis zur Dunkelheit ab. Vor allem am Standort STECH, aber auch am Standort FORE-IM war es im Jahr 2003 während der Vegetationsperiode jedoch deutlich trockener und wärmer als am Standort ROTH (höheres Dampfdruckdefizit der Luft, geringere Bodenwasservorräte; Tabelle 3.5). Bei den gegebenen klimatischen Bedingungen während der Vegetationsperiode führte dies zu einer Herabsetzung der stomatären Leitfähigkeit (g_{sto}, Abbildung 3.21) und somit zu einer verminderten stomatären Ozonaufnahme über die Belaubung an diesen Standorten (siehe auch Anhang C).

Tabelle 3.5: Mittlere monatliche Ozonkonzentration (Ozon, μg m⁻³), Globalstrahlung (GS, W m⁻²), relative Luftfeuchte (RH, %), Lufttemperatur (LT, °C), und Dampfdruckdefizit der Luft (vpd, kPa) am Kronendach an den Messstationen ROTH, FORE-IM und STECH in den Monaten April bis September für das Jahr 2003

	ROT	Ή				STE	CH				FORE	E			
Monat	GS	LT	RH	vpd	Ozon	GS	LT	RH	vpd	Ozon	GS	LT	RH	vpd	Ozon
5	174	10	78	0,35	90	221	15	62	0,80	84	213	13	69	0,58	98
6	245	16	72	0,60	102	257	20	54	1,26	94	258	18	63	0,84	112
7	196	15	77	0,50	96	203	20	59	1,15	90	228	17	63	0,81	104
8	198	18	65	0,97	121	204	21	57	1,26	92	224	20	56	1,13	122
9	139	12	78	0,40	86	140	15	69	0,71	66	164	13	65	0,58	94

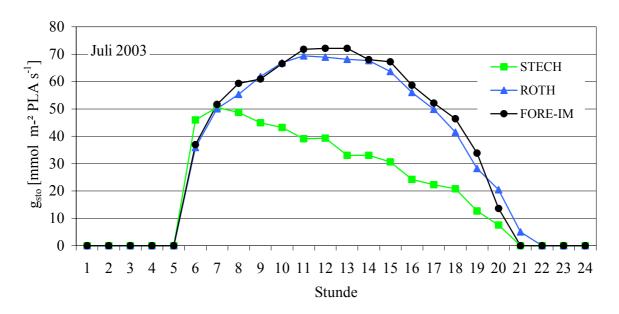


Abbildung 3.20: Mittlere stündliche stomatäre Leitfähigkeit für Ozon an den Messstationen ROTH, FORE-IM und STECH im Monat Juli 2003

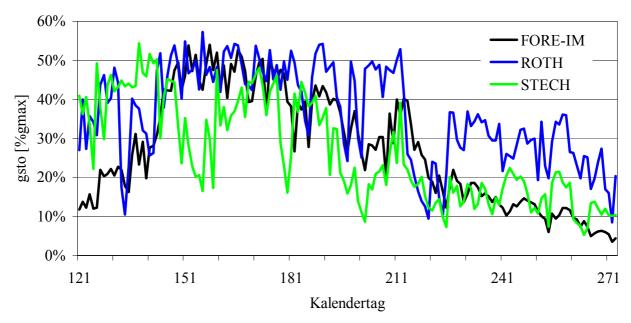


Abbildung 3.21: Prozentuale stomatäre Leitfähigkeit gsto (% zu maximaler stomatärer Leitfähigkeit g_{max}) für die sonnenexponierte Belaubung im Kronendach an den Messstationen ROTH, FORE-IM und STECH in den Monaten Mai bis September für das Jahr 2003

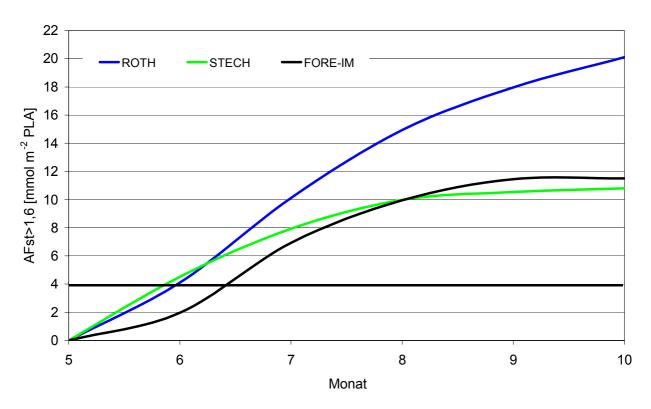


Abbildung 3.22: Kumulativer stomatärer Ozonfluss ab einem angenommenen Schwellenwert für die Entgiftungskapazität von Waldbäumen von 1,6 nmol m⁻² PLA s-1 (AFst1,6: accumulated stomatal flux above a flux threshold of 1,6 nmol m⁻² PLA s-1) für die sonnenexponierte Belaubung am Kronendach an den Messstationen ROTH, FORE-IM und STECH in den Monaten Mai bis September für das Jahr 2003; durchgezogenen fette Linie: provisorischer Critical Level (CLef) von AFst>1,6 = 4 mmol m⁻² PLA

Zur Bestimmung des provisorischen flussbasierten Critical Levels (CLe_f) wird der akkumulierte stomatäre Ozonfluss ab einem angenommenen Schwellenwert für die Entgiftungskapazität von Waldbäumen von 1,6 nmol m⁻² PLA s⁻¹ (AFst1,6: accumulated stomatal flux above a flux threshold of 1,6 nmol m⁻² PLA s⁻¹) berechnet (Abbildung 3.22). Die Überschreitung des CLe_f (AFst1,6 = 4 mmol m⁻² PLA) trat an der Station ROTH bereits zu Beginn der Vegetationszeit Ende Mai auf, an den Stationen FORE-IM und STECH Mitte Juni. An den untersuchten Standorten wird der AFst1,6 im Jahr 2003 deutlich überschritten: am Ende der Vegetationszeit (Mai bis September) wurde für die Station ROTH ein AFst1,6 von 20 mmol m⁻² PLA ermittelt, die Stationen FORE-IM und STECH erreichten AFst1,6-Werte von 12 bzw. 11 mmol m⁻² PLA. Überschreitet der AFst1,6 den CLe_f für Waldbäume von 4 mmol m⁻² PLA innerhalb einer Vegetationsperiode, wird von einer 5 %-igen Wachstumseinbuße ausgegangen. Der provisorische CLe_f ist bisher für die sensitiven Baumarten Buche und Birke validiert.

3.5 Risikoeinschätzung der aktuellen Ozonbelastung für Waldstandorte

Innerhalb der Studie konnte gezeigt werden, dass das Risiko für die Einschätzung der aktuellen Ozonbelastung für Waldstandorte abhängig von den derzeit gängigen Bewertungssystemen unterschiedlich beurteilt wird. Ausgehend von den verwendeten Bewertungssystemen stellt die Ozonbelastung ein Risiko für die Waldbäume dar. Unterschiedlich ist die Differenzierung von Risikostufen und die Art der potentiell zu erwartenden Schäden. Der Critical Level (CLe_c) nach AOT40 wie auch der provisorische Critical Level (CLe_f) für den auf Flussmodellierung basierenden AFst1.6 wird um das Drei- bis Fünffache überschritten, so dass demnach Ertragseinbußen nicht auszuschließen sind. Nach den MPOC-Berechnungen besteht ein relatives qualitatives Risiko (Kategorie "weitgehender Schutz"), bei welchem Schadenswirkungen sowie auch sichtbare Schäden an Bäumen möglich, nachhaltige Beeinträchtigungen aber nicht zu erwarten sind.

Ausgehend von der akkumulierten Ozondosis nach **AOT40** an den Beispiel-Messstationen für die Untersuchungsjahre 2002 und 2003 weisen die z. T. deutlichen Überschreitungen des vorgeschriebenen konzentrationsbasierten Critical Levels (CLe_c) auf ein Schadensrisiko für die Waldbäume hin. Im Jahr 2003 wurden sowohl der neue (seit 2003 geltende) als auch der bisher gültige CLe_c meist schon am Anfang der Vegetationsperiode an den drei untersuchten Stationen überschritten. Eine Überschreitung des Critical Level kann, nach derzeitigem Kenntnisstand, zu verringerter Produktivität (Biomasse, Wachstum, Ertrag) führen.

Die Risikobewertung nach dem **MPOC-Verfahren** ergab für die Beispiel-Messstationen wie auch für die 56 Level II-Waldstandorte (MPOC-Werte aus PASAM-Daten) für die Untersuchungsjahre 2002 und 2003 hauptsächlich die Risiko-Kategorie "weitgehender Schutz" für die Bäume. Demnach sind Reaktionen auf die Ozoneinwirkung möglich (z. B. sichtbare Schäden, Beeinträchtigung von Wachstum, Ertrag, Photosynthese, Biodiversität, u. a.), ohne dass nachhaltige Wirkungen zu erwarten sind, sichtbare Schäden können aber auftreten.

Bei einer Risikobewertung anhand des **flussbasierten Critical Level CLe**_f ist für die untersuchten Waldstandorte im Jahr 2003 ein Schadensrisiko nicht auszuschließen, weil die stomatäre Ozonauf-

nahme ('EMEP-Modell' zur lokalen Anwendung parametrisiert) den vorläufigen Schwellenwert von AFst1,6 = 4 mmol m⁻² PLA deutlich überschreitet. Der CLe_f wurde im Zeitraum Mai bis September 2003 bereits zu Beginn der Vegetationszeit (Ende Mai bzw. Mitte Juni) überschritten. Bei der Modellierung wird, abhängig von den klimatischen Bedingungen, die stomatäre Leitfähigkeit (Öffnung der Stomata) und damit die stomatäre Ozonaufnahme über die sonnenexponierte Belaubung berücksichtigt. Trotz niedrigerer Ozonkonzentrationen war daher die effektive stomatäre Ozonaufnahme nach AFst1,6 am Standort ROTH deutlich höher als an den Standorten FORE-IM und STECH, weil dort der Öffnungsgrad der Stomata und damit der Gaswechsel weitaus geringer durch hohe Sättigungsdefizite der Atmosphäre und geringe Bodenwasservorräte beeinträchtigt war. Die Modellierung der stomatären Ozonaufnahme ermöglicht daher eine differenziertere, näherungsweise Abschätzung der tatsächlichen physiologischen Belastung für die Pflanzen und eine stärkere Differenzierung des Schadensrisikos nach den mikroklimatischen und edaphischen Bedingungen.

3.5.1 Diskussion der Bewertungsansätze

Ozon ist gegenwärtig der für Vegetation bedeutendste Luftschadstoff (z. B. Krupa et al. 2001, Mattyssek und Innes 1999). Neueste Untersuchungen an Waldbäumen weisen deutlich daraufhin, dass die gegenwärtig auftretenden Ozonkonzentrationen in Europa ein Risiko für die Waldbestände darstellen können (z. B. 2004, Paoletti et al., Braun et al. 2003, Ferreti et al. 2003, Dittmar et al. 2003, Karlsson et al. 2003, Elvira et al. 2003, Braun et al. 1999).

Über die unterschiedlichen Maßstäbe für die Bewertung des Ozonschadensrisikos für Wälder wird derzeit in Fachkreisen noch diskutiert.

In Experten-Workshops der UNECE Convention of Long-Range Trans-boundary Air Pollution (CLRTAP) besteht weitgehend Konsens darüber, dass die flussbasierte Modellierung der effektiven Ozonaufnahme über die Stomata (vgl. 3.2.2) der geeignetste Ansatz zur Bewertung der Ozonbelastung und zur künftigen Bestimmung von Critical Levels für Ozon zum Schutz von Waldbäumen darstellt (UNECE 2004, 2003). Nur über die effektive Ozonaufnahme über die Stomata lässt sich eine physiologisch adäquate Dosis-Wirkungs-Beziehung beschreiben und ist somit für eine mechanistische deterministische Betrachtungsweise repräsentativer als die Risikobewertung über die konzentrationsbasierten Critical Levels nach dem AOT40- oder MPOC-Konzept. Jedoch werden derzeit die Unsicherheiten bei der Parametrisierung des flussbasierten Modellansatzes als noch zu groß bewertet, um eine standardisierte Verwendung zur Risikobewertung auf europäischer Ebene anzuraten. Eine ausreichende Validierung steht noch aus. Auf dem UNECE Workshop in Obergurgl (UNECE 2005a) wurde daher beschlossen, vorerst an der bisherigen Bewertung der CLRTAP zur Beurteilung festzuhalten. Hier wurde entsprechend festgestellt, dass die Datenbasis für eine Bestimmung von Critical Levels für Ozon für Waldbäume noch nicht ausreichend robust ist und die experimentelle Datenbasis letztlich die ist, die schon zur Ableitung des AOT40-Wertes verwendet wurde. Hauptschwierigkeit für die Definition eines flussbasierten Critical Levels für europäische Waldbestände (auf Level II) ist die Beurteilung der Ozonwirkung auf adulte Bäume im realen Bestand (UNECE 2003) und die jeweils für die Modellierung benötigte Datengrundlage. Vorerst wird an einem provisorischen, flussbasierten Critical Level (CLe_f aus AFst1,6) von 4 mmol m⁻² PLA [O₃] für Waldbäume festgehalten (Karlsson et al. 2004). Eine umfangreiche Fallstudie mit einer Free-Air-Ozonbegasung in einem Buchen-/Fichtenbestand im "Kranzberger Forst Experiment" (CASIROZ) konnte die Vorteile der flussbasierte Modellierung der effektiven Ozonaufnahme gegenüber dem AOT40-Konzept zeigen (Matyssek et al. 2006,

Matyssek et al. 2005b, Matyssek et al. 2004, Nunn et al. 2005, Nunn et al. 2005a, Uddling et al. 2005, Wieser et al. 2003b).

Das konzentrationsbasierte AOT40-Konzept (CLe_c: AOT40 = 5 ppm.h, UNECE 2004) liefert z. T. Fehleinschätzungen des Schadensrisikos für einige Baumarten in bestimmten europäischen Regionen, insbesondere auch in mediterranen Gebieten (Karlsson et al. 2004, Paoletti et al. 2003, Elvira et al. 2003, Oksanen 2003). Der AOT-Ansatz soll nach Rat der Experten mittels einer Abstimmung an die örtliche Phänologie, einer Anpassung an regionale unterschiedliche vorindustrielle Hintergrund-Schwellenwerte und einer Berücksichtigung empfindlicher Baumarten in Gebieten mit niedrigen Lufttemperaturen und hoher Luftfeuchte verbessert werden. Außerdem wird eine Re-Evaluierung bestehenden Datenmaterials empfohlen (UNECE 2003). Ergebnisse aus einer Fallstudie mit einer Free-Air-Ozonbegasung in einem Buchen-/Fichtenbestand im "Kranzberger Forest Experiment" (CASIROZ) liefern keine Argumente für die Halbierung des Schwellenwerts von 10 ppm.h auf 5 ppm.h (Matyssek et al. 2005, Matyssek et al. 2006). Zudem wird bei adulten Buchen bei Trockenheit oder Lichtlimitierung häufig das Risiko durch den AOT40 überschätzt (Matyssek et al. 2005a, Matyssek et al. 2006).

Der AOT-Ansatz soll zur Risikoabschätzung für Waldbäume auf Level I weiterverfolgt werden, bis der flussbasierte Ansatz ausreichend etabliert ist (UNECE 2003).

Das alternative MPOC-Konzept zur qualitativen Risikoabschätzung für Waldbäume geht auf das Modell von O'Gara 1922 (The Law of Gas Action on the Plant Cell) zurück, das die Einwirkungszeit und die Schadstoffkonzentration in einer einfachen Gleichung verbindet. Dieses Modell wird erweitert durch den BigLeaf-Ansatz und das Platin Model von Grünhage - die Erweiterungen sind jedoch im Wesentlichen nicht auf die komplizierten mikrometeorologischen Verhältnisse in Waldbeständen anwendbar, weshalb auf eine einfache Transformation der Ozonkonzentrationen auf Kronendachhöhe zurückgegriffen wird (Grünhage et al. 2000, Krause et al. 2003). Das Modell wird kontrovers diskutiert (vgl. Ashmore et al. 2004, 2005). Unsicherheiten bestehen noch hinsichtlich der Bandbreite von möglichen Ozonschadenswirkungen. Kritisch gesehen werden u. a. auch die Kurzzeitexperimente mit hohen Konzentrationen, die den Verlauf der Dosis-Wirkungskurve beschreiben. Typische Baumarten für Südeuropa und mediterrane Gebiete sind, wie bei anderen Modellen, unterrepräsentiert. Eine Validierung des MPOC-Konzepts erfolgte im Wesentlichen für Standorte in Deutschland, wenn man von den ersten mediterranen Vergleichen absieht (UNECE 2005b). Nach Meinung der UNECE-Experten ist es notwendig, die Datenbasis zur Abschätzung der Dosis-Wirkungs-Beziehungen der Ozonbelastung zu erweitern und zu aktualisieren (von 1999 an) und die Risikobewertung durch die Einführung eines Wahrscheinlichkeitsbereichs für das Auftreten möglicher Schäden in verschiedenen Ökosystemen auf lokaler Ebene zu verbessern. Sowohl das AOT- als auch das MPOC-Konzept eignen sich nach Einschätzung von Experten nicht für die quantitative Abschätzung des Ozonschadensrisikos für Waldbäume und die großflächige Bewertung im Rahmen von UNECE CLRTAP, da sie ein eher lokales, qualitatives Risiko beschreiben (UNECE 2004, 2003). Die Anwendung des MPOC-Konzepts zur Beurteilung des Schadensrisikos an Waldbäumen durch die Ozonbelastung ist bisher weitgehend auf Deutschland beschränkt.

Aus der vorliegenden Studie geht hervor, dass es bei der Verwendung von monatlich integrierten PASAM-Daten für die Abschätzung des Risikos nach dem MPOC-Konzept zu Unterschätzungen gegenüber einer aus kontinuierlichen Messungen errechneten MPOC- Bewertung kommt (wie in der VDI-Richtlinie vorgesehen).

In Tabelle 3.6 sind zur Übersicht die wichtigsten Informationen zu den drei Ansätzen zur Bewertung der Ozonbelastung AOT40, MPOC und flussmodellierte stomatäre Ozonaufnahme zusammengefasst. Alle Bewertungsmodelle sind bislang nicht hinlänglich an Ozonschadwirkungen im Freiland validiert.

Tabelle 3.6: Informationen zu den drei Ansätzen zur Bewertung der Ozonbelastung AOT40, MPOC und stomatäre Ozonaufnahme

	AOT40	МРОС	stomatäre Ozonauf- nahme
notwendige Datenbasis	Stundenmittelwerte der Ozonkonzentration, nur Tageslichtstunden (G>50 W m ⁻²)	Stundenmittelwerte der Ozonkonzentration, aber auch 2- oder 4-wöchige PASAM-Daten	Stundenmittelwerte der Ozonkonzentration (nur Tageslichtstunden (G>50 W m ⁻²)) und verschied. meteorol. Parameter (Phä- nologie, Strahlung, Luft- temperatur, -feuchte, Bo- denfeuchte, u. a.)
Vorgehensweise	konzentrationsbasiert, Abschätzung der extern auftretenden Ozondosis am Kronendach (Son- nenkrone)	konzentrationsbasiert für Bäume, basierend auf Mit- telwerten, Reihung der Messzeitintervalle nach Ma- ximalwerten	flussbasiert, Abschätzung der tatsächlichen Belas- tung durch die Ozonauf- nahme in die Pflanze
Grundlage für die Be- wertung bzw. die Criti- cal Level-Bestimmung	Dosis-Wirkungs-Bezie- hung (Dosis: extern auftretende Ozondosis akkumuliert über die Zeit)	Konzentrations-Wirkungs- Beziehung (Mittelung von maximalen Konzentrations- mittelwerten)	Ursache (Ozonaufnahme)- Wirkungs-Beziehung
Schadensparameter	Wachstumseinbußen >5 %	verschiedene integrative Schadensparameter an ver- schiedenen Baumarten (allgemeiner Indikator für ökologisches Risiko)	Wachstumseinbußen >5 %
Herkunft der Datenbasis für Bewertung bzw. die Critical Level-Bestim- mung	Kammer-, Open-Top-, Experimente an Jung- bäumen	Kammer-, Open-Top-, Frei- land-Experimente	Kammer-, Open-Top-, Experimente an Jungbäu- men
untersuchte Baumarten/ Grundlage für die Criti- cal Level -Bestimmung	Fagus sylvatica, Betula pendula, Picea abies, Pinus sylvestris, Critical Level für sen- sitivste Baumarten: Fagus sylvatica, Betula pendula	europäische Laub- und Nadelbaumarten: Acer pla- tanoides, Betula pendula, B. pubescens, Fagus sylvatica, Populus deltoides, P. nigra, P. euramericana, Quercus robur, Abies alba, Larix leptolppis, L. sibirica, Picea abies, P. glauca, P. sitchen- sis, Pinus contorta, P. hal- pensis, P. sylvestris, Pseu- dotsuga menziesii	Fagus sylvatica, Betula pendula, Populus nigra, Quercus sp., Picea abies, Pinus halepensis provisorischer Critical Level für sensitivste Baumarten: Fagus sylavtica, Betula pendula
Eignung	kurze und lange Zeit- räume	für Stundenmittelwerte: kurze und lange Zeiträume; für PASAM: nur lange Zeit- räume (3-4 Monate, Vegeta- tionsperiode)	kurze und lange Zeiträume
Art der Risikoindikation	Schutz der sensibelsten Baumart	worst-case-Szenario, drei Risikokategorien	Schutz der sensibelsten Baumart

		МРОС	stomatäre Ozonauf-
	AOT40		nahme
Unsicherheiten	regional Über- und Unterschätzungen, nächtliche Ozonkon- zentrationen werden nicht berücksichtigt, wenig differenzierter vorindustrieller Schwellenwert; Schwellenwert für Ent- giftungskapazität sehr unsicher	Transformation der Werte auf Kronendachhöhe für Bäume mit einfachem Faktor, für Bäume keine Abschätzung der Ozonkonzentration an der quasi-laminaren Grenzschicht (nicht flussbasiert) für PASAM nicht getestet, aus Studie geht Unterschätzung hervor	nicht-stomatäre Deposition noch unsicher, nicht-stomatäre wie auch stomatäre Widerstände sind insgesamt für die Einheit Wald mit unterschiedlichen Baumarten noch nicht hinreichend validiert an gemessenen Werten; Gaswechsel lässt sich nur über gemessene H ₂ O-Flüsse validieren; noch Unsicherheiten bei hohem Bodenfeuchtedefizit; Schwellenwert für Entgiftungskapazität von 1,6 nmol m ⁻² s ⁻¹ unsicher, Übertragung von Blattauf Bestandesebene noch schwierig,
Vorteile	Bestimmung des Zeit- punkts der Dosisüber- schreitung möglich	Gebrauch von PASAM möglich (noch nicht getestet)	Bestimmung toxikologisch relevanter Ozondosis, Bestimmung des Zeit- punkts der Dosisüber- schreitung möglich
Nachteile	kontinuierliche Ozon- konzentrationen nötig, basierend auf relativ wenigen Kam- merexperimenten mit Jungbäumen	kontinuierliche Ozonkon- zentrationen nötig, für PASAM noch nicht geprüft, für PASAM nur Aussagen für lange Zeiträume möglich, Validierung nur für deutsche Standorte	kontinuierliche Ozonkon- zentrationen und meteo- rologische Daten nötig, noch nicht ausreichend validiert
Empfehlung	Anpassung an lokale Phänologie, Senkung des vorindustriellen Schwellenwertes für nördliche Regionen und bei niedrigen Tempe- raturen und hohen Luft- feuchten, Einbezug aktueller Forschungser- gebnisse, Weiternutzung, bis flussmodelierte stoma- täre Aufnahme ausrei- chend validiert	Aktualisierung der Datengrundlage für Dosis-Wirkungsbeziehungen (von 1999 an), Verbesserung der Vertrauensintervalle, Validierung an weiteren Standorten, intensive Tests für den Gebrauch von PASAM	vermehrte Validierung der Ergebnisse an Freiland- Standorten, langfristig: Simulation der stomatären Ozonaufnahme aus mo- dellierten Stundenmittel- werten (aus PASAM oder bestehenden Messstatio- nen)

3.5.2 Ausblick für die Realisierung der Überwachung großer Waldgebiete

Die Verfügbarkeit von kontinuierlich gemessenen Ozonkonzentrationen ist insbesondere an Waldstandorten stark eingeschränkt. PASAM-Messungen der Ozonkonzentration sind ein Instrument für das Monitoring großer Waldgebiete. Die monatliche Integration der Ozonkonzentration mit PASAM kann dabei kurzzeitige Ozonspitzenbelastungen nur unzureichend auflösen. Eine erhebliche Verbesserung der zeitlichen Auflösung von integrierten PASAM-Ozonkonzentrationen kann durch eine Erhöhung der Ausbringungs-Frequenz in wöchentlichem oder zumindest zweiwöchentlichem Rhythmus erreicht werden, wie z. B. auch auf dem Task Force Meeting des ICP Forests 2005 in Rom empfohlen wurde (UNECE 2005b).

Mit Simulations-Modellen zur Abschätzung stündlicher Ozonkonzentrationen aus PASAM und hochaufgelösten meteorologischen Daten sollten auch näherungsweise Berechnungen des Ozonflusses und der stomatären Aufnahme möglich gemacht werden (z. B. Krupa et al. 2003, Grünhage et al. 2000). Auf lange Sicht könnten derartige Vorgehensweisen eine praktikable Möglichkeit zur Überwachung von Waldstandorten werden. Bestehende Modelle zur Erhöhung der zeitlichen Auflösung der Messdaten sollten daher für ein künftiges Monitoring intensiver getestet werden. Ebenso sollte die Übertragbarkeit der Ozonkonzentrationsverläufe bestehender Ozonmessstationen (in ländlichen Gebieten) auf Waldbestände geprüft werden.

Das MPOC-Konzept bietet grundsätzlich die Möglichkeit einer lokalen qualitativen Risikoabschätzung für integrierende 2- bzw. 4-wöchig erhobene Ozonpassivsammlerdaten. Allerdings enthält die bestehende VDI-Richtlinie bisher kein normiertes und validiertes Verfahren hierfür. Der MPOC-Ansatz kann als zusätzliches Instrument für eine qualitative und lokale Risikoindikation für Waldbäume im Rahmen nationaler Abschätzungen herangezogen werden. Der Gebrauch von integrierten Ozonmittelwerten führt jedoch an Standorten mit starken tageszeitlichen Schwankungen (niedrige nächtliche und hohe tägliche Ozonkonzentrationen) und insbesondere bei stärkeren saisonalen Schwankungen der Ozonkonzentrationen zu Unterschätzungen kurzzeitiger Ozonspitzenbelastungen und daraus resultierender möglicher Schadenswirkung. Für die Beurteilung von Langzeitrisiken (3-4 Monate, Vegetationsperiode) wären MPOC-Werte, abgeleitet aus PASAM-Messungen, möglicherweise für die Praxis geeignet, wenn das Verfahren hierfür ausreichend getestet wäre. Mit einem zeitlich höher aufgelösten Monitoring der Ozonbelastung mittels PASAM in zumindest zweiwöchentlicher Frequenz während der Vegetationsperiode ließen sich Ozonepisoden besser erfassen. Die Abweichungen der MPOC-Ergebnisse aus PASAM-Daten gegenüber denen aus den zeitlich höher aufgelösten kontinuierlich erfassten Ozonmittelwerten sollten in einem Praxistest anhand einer größer angelegten Messkampagne mit verschieden langen PASAM-Expositionszeiträumen geprüft werden.

Aufgrund der beschriebenen Vor- und Nachteile stellt der Gebrauch sowohl eines AOT- als auch eines MPOC-Konzepts eine handhabbare Bewertungsgrundlage dar, solange bestehende flussbasierte Modelle zur Berechnung der stomatären Ozonaufnahme nicht ausreichend validiert sind und daher erst in Zukunft für regionale Modellierungen von Waldgebieten zur Verfügung stehen werden. Dahin weisende Forschung sollte mit bestehendem Datenmaterial und an Modellstandorten weiter ausgebaut werden.

4 Belastung durch Stickstoffverbindungen (Ammoniak, Stickstoffdioxid)

4.1 Die Schadgase Ammoniak (NH₃) und Stickstoffdioxid (NO₂)

4.1.1 Eigenschaften

Ammoniak. Ammoniak (NH₃) ist ein farbloses Gas von charakteristischem stechenden Geruch. Abhängig von Konzentration und Expositionsdauer kann das Reizgas toxisch wirken. In Wasser ist Ammoniak sehr leicht löslich. Die wässrige Lösung ist schwach basisch, dabei reagiert ein Teil des Ammoniak zu Ammonium (NH₄⁺). Als Base reagiert Ammoniak mit sauren Luftschadstoffen (z. B. Schwefeldioxid, Stickstoffdioxid) schnell zu Ammoniumsalzen (z. B. Ammoniumsulfat, Ammoniumnitrat), welche z. T. als Aerosole in Regen, Tau oder Nebel nachweisbar sind (Hollemann und Wiberg 1985). Als NHy werden reduzierte Stickstoffverbindungen bezeichnet (NH₃, NH₄⁺). Stickstoffdioxid. Stickstoffdioxid (NO₂) ist ein braunrotes, charakteristisch riechendes, sehr korrosives und stark giftiges Gas, welches sich leicht verflüssigen lässt. Stickstoffdioxid ist ein starkes Oxidationsmittel (Endprodukt Nitrat), gegenüber starken Oxidationsmitteln (z. B. Ozon, Wasserstoffperoxid) kann es auch als Reduktionsmittel wirken. Mit Laugen bildet es Nitrit und Nitrat (NO₂⁻, NO₃⁻), in wässriger Lösung salpetrige Säure oder Salpetersäure. Als NOy werden oxidierte Stickstoffverbindungen zusammengefasst (NO₂⁻, NO₃⁻, u. a.). Unter dem Begriff Stickoxide (NO_x) werden Stickstoffdioxid (NO₂) und Stickstoffmonoxid (NO) zusammengefasst. Da NO luftchemisch rasch zu NO₂ oxidiert, werden die Emissionen im Allgemeinen als Stickstoffdioxid (NO₂)-Äquivalente angegeben.

4.1.2 Entstehung und Vorkommen

Ammoniak. Natürlichweise wird Ammoniak bei mikrobiellen Zersetzungs- und Umwandlungsreaktionen v. a. beim Abbau organischen Materials und der Umwandlung von Nitrat gebildet. Hauptemittent des Ammoniaks ist die Landwirtschaft. Es entsteht bei der Zersetzung von Proteinen und Harnstoff aus den Exkrementen von Nutztieren und wird größtenteils aus Tierställen oder bei der Ausbringung in Form organischen Düngers (Gülle, Mist, u. a.) emittiert. Der Einsatz von Mineraldüngern trägt ebenfalls zu einer beträchtlichen Ammoniakemission bei (Döhler et al. 2002). Abhängig von der chemischen Zusammensetzung der Düngemittel, verschiedener Bodenfaktoren (pH-Wert, Durchlüftung) und den klimatischen Bedingungen (Temperatur, Luftfeuchte) werden unterschiedlich hohe Freisetzungen ermittelt. Aus der Industrie und der Verbrennung fossiler Brennstoffe stammt nur ein geringer Anteil der Ammoniakemissionen.

Ein Großteil des emittierten Ammoniaks wird nahe zum Entstehungsort wieder gasförmig trocken deponiert. Nach der raschen Umwandlung zu Ammonium bzw. zu Ammoniumsalzen in der Atmosphäre können diese Aerosole auch über weitere Stecken transportiert und in emissionsfernen Gebieten deponiert werden. Aerosole können durch Auswaschung (nasse Deposition) oder trockene Ablagerung (trockene Deposition) wieder aus der Atmosphäre entfernt werden. Dort gelangen sie über Niederschläge, Nebelabscheidung oder trockene Deposition (Ablagerung auf Pflanzenoberflächen bzw. Boden) in die Ökosysteme (Hej und Erisman 1997).

Stickstoffdioxid. NO₂ ist ein wichtiges Spurengas der Atmosphäre. Natürlicherweise entstehen Stickoxide in der Atmosphäre durch Blitzschlagereignisse und durch mikrobielle Umsetzungen im Boden.

Wichtigste Stickstoffquelle stellen aber alle Verbrennungsprozesse mit hohen Temperaturen dar. Quellen sind z. B. die Kraftfahrzeugmotoren und Kraftwerke, der Hausbrand sowie auch die chemische Herstellung mineralischer Düngemittel. Stickoxide werden hauptsächlich bei der Oxidation von Luftstickstoff und weniger aus dem in den Brennstoffen gebundenen Stickstoff gebildet. Zunächst wird ein hoher Anteil von Stickstoffmonoxid emittiert, welcher in Abhängigkeit von den meteorologischen Bedingungen relativ schnell zu Stickstoffdioxid oxidiert. Seit der Einführung von Entstickungsanlagen in Kraftwerken und Industrie ist ein deutlicher Rückgang an Stickoxidemissionen aus diesen Bereichen zu verzeichnen. Aufgrund des weiterhin steigenden Verkehrsaufkommens konnten die Stickoxidemissionen trotz Einführung des Katalysators und verbesserter Motorentechnik in den letzten Jahren nur geringfügig reduziert werden und stagnieren daher auf hohem Niveau. Von 1990 bis 2000 konnten die NO_x-Emissionen aus dem Verkehr um ca. 35 % vermindert werden (NEC-Richtlinie 2001).

4.1.3 Direkte Wirkung der Schadgase auf Pflanzen

Ammoniakbelastung. Pflanzen können Ammoniak direkt über die Spaltöffnungen der Blätter aufnehmen. Ammoniak wird bis zu zehnfach schneller aufgenommen als Stickstoffdioxid. In direkter Nähe zum Emittenten können hohe Ammoniakkonzentrationen direkt zu Störungen im Zellstoffwechsel der Pflanzen führen, wenn die Entgiftungsmechanismen in den Pflanzenzellen versagen (Garber 1935 in Fangmeier et al. 1994). Die Schädigungen an den Pflanzen reichen von Vergilbungen oder Verbräunungen der Belaubung bis zum Absterben ganzer Pflanzen oder Bestände. Je nach Dosis und Wirkdauer sind unmittelbare, akut toxische Schäden an der Vegetation bei Konzentrationen über 3300 μg m⁻³ h⁻¹ [NH₃] zu erwarten (UNECE 1992).

Stickstoffdioxidbelastung. Zu einer direkten Schädigung von Pflanzen kommt es erst bei relativ hohen Stickstoffdioxidkonzentrationen. Stickstoffdioxid kann ebenso wie Ammoniak über die Spaltöffnungen von Nadeln oder Blättern ins Innere der Pflanze eindringen und aufgrund seiner Löslichkeit bzw. Reaktion mit Wasser zur Wirkung kommen. Zellschädigungen und z. B. eine Beschleunigung des Alterungsprozesses und daraus resultierende Wachstumsstörungen können die Folge sein.

4.1.4 Indirekte Wirkung durch Deposition in das Ökosystem

Ammoniak. Ammoniakemissionen haben eine relative geringe Verweilzeit in der Atmosphäre (Erisman und Draaijers 1995), die Konzentrationen zeigen steile horizontale und vertikale Gradienten (Asman et al. 1989). Schon in einem Umkreis von wenigen Kilometern von Punktquellen werden ca. 30 % des emittierten Ammoniaks wieder deponiert. Nach einer Stunde Regen sind ca. 70 % des Ammoniaks aus der Luft entfernt (Asman und van Jaarsfeld 1990). Dies führt zu sehr kleinräumig differenzierten heterogenen Immissionsmustern der Ammoniakkonzentration sowie auch der trockenen Deposition in potenziellen Belastungsgebieten, welche die Stickstoffeintragssituation überprägt (Pearson und Steward 1993, UNECE 2004). Das Ökosystem selbst kann sowohl als Quelle als auch Senke für Ammoniak fungieren: bei hoher Stickstoffverfügbarkeit kann es zeitweise sogar zu Ammoniakemissionen aus Waldbeständen kommen (Sutton et al. 1995); ebenso kann auf Pflanzenoberflächen abgelagertes Ammoniak unter bestimmten klimatischen Bedingungen wieder

freigesetzt werden (Sutton et al. 1995, Schjorring et al. 1998). Als optimale Ammoniaksenken werden gerade die sehr sauren Waldböden mit ihren oberflächenreichen Humusauflagen bei ausreichender Feuchtigkeit diskutiert (Horvath 1983); zusätzlich können gasförmige oder gelöste Stickstoffverbindungen über die Stomata aufgenommen, assimiliert und gespeichert werden (van Hove et al. 1989, Stulen et al. 1998).

Stickstoffdioxid. In der Atmosphäre reagiert Stickstoffdioxid zu salpetriger Säure und Salpetersäure, was zu einer Versauerung der Niederschläge führt. Nitritverbindungen reagieren mit Gasen und Partikeln in der Umgebungsluft und lagern sich rasch auf Pflanzen oder anderen Oberflächen ab. Nitrat-Partikel können über weite Distanzen transportiert werden und an emittentenfernen Orten deponiert werden. Schließlich gelangen die Verbindungen mit dem Niederschlag meist als Nitrat in den Boden. In den Boden eingetragenes Nitrat kann von Pflanzen aufgenommen werden und bei einem Überschussangebot von Stickstoff zur Bodenversauerung beitragen und zusammen mit den entsprechenden Kationen (v. a. Kalium, Kalzium, Magnesium, Aluminium) aus dem Boden ausgewaschen werden.

4.1.5 Wirkung auf Ökosysteme

Die Folge hoher Konzentrationen ammoniak- und stickoxidbürtiger Verbindungen können u. a. die Versauerung und/oder Eutrophierung von Ökosystemen sein (van Breemen et al. 1982, Fangmeier et al. 1994, Erisman et al. 1998).

Bodenversauerung. Je nach Puffervermögen sind Böden über einen unterschiedlichen Zeitraum gegen Versauerung geschützt (Kuntze et al. 1994). Wird eingetragenes Ammonium von den Pflanzen aufgenommen, geben die Pflanzen Protonen (H⁺) an die Bodenlösung ab, was zur Bodenversauerung beiträgt. Wird Ammonium im Boden zu Nitrat umgewandelt oder insbesondere auf gut mit Stickstoff versorgten Standorten ausgewaschen, bleibt ein Säureüberschuss in der Bodenlösung, und Nitrat gelangt mit dem Sickerwasser in das Grundwasser. Durch Bodenversauerung kann es, abhängig von den Bodeneigenschaften, zur Zerstörung von Tonmineralen, zur Mobilisierung von Schwermetallen und zu beträchtlichen Nährstoffverlusten der Böden (z. B. Magnesium) kommen, was u. a. Wachstum und Erträge, die natürliche Artenzusammensetzung, die Bodenfruchtbarkeit und durch Nitratbelastung die Grundwasserqualität beeinträchtigt (Scheffer und Schachtschabel 2002).

Eutrophierung. Die vermehrte Eutrophierung von Ökosystemen durch Stickstoffeinträge kann u. a. die Verdrängung angepasster, stickstoffempfindlicher Arten zugunsten stickstoffliebender Arten, die Auswaschung von Nährstoffen in die Gewässer und die Verminderung der Resistenz gegenüber Trockenheit oder biotische Schäden zur Folge haben (Fangmeier et al. 1994).

Zur Stickstoffüberversorgung in Ökosystemen tragen Ammoniak- und Stickoxidemissionen zu etwa gleichen Teilen bei (BayMinLF 2005).

Klimaveränderung. Die Emissionen treibhausgasrelevanter Spurengase wie z. B. Lachgas (N₂O) durch mikrobielle Umsetzung von Stickstoffverbindungen in Böden leisten zudem einen Beitrag zur Klimaveränderung (Butterbach-Baal et al. 2002).

Vorläufersubstanzen zur Bildung von Photooxidantien. Stickoxide gelten außerdem als wichtige Vorläufersubstanzen für die Bildung von sekundären Aerosolen und tragen v. a. in Verbindung mit flüchtigen Kohlenwasserstoffen (flüchtige organische Verbindung ohne Methan, NMVOC) in der Atmosphäre unter der Einwirkung des Sonnenlichts maßgeblich zur Bildung von Photooxidantien (z. B. Ozon, PAN (Peroxyacetylnitrat), Wasserstoffperoxid u. a.) bei. Sie spielen somit eine wesentliche Rolle bei der Ozonbildung. Die Photolyse des NO₂ führt unter Einwirkung kurzwelliger Strahlung zur Ozonbildung. Peroxidradikale aus einer Reaktion der NMVOC sorgen für eine schnelle Rückbil-

dung des NO₂, welches somit wieder für eine erneute Photolyse zur Ozonbildung zur Verfügung steht (Fowler et al. 1998). NO_x und NMVOC weisen ein sehr hohes Ozonbildungspotential auf (gegenüber anderen Vorläufersubstanzen: ca. zehnfach höher als von Kohlenmonoxid und ca. hundertmal höher als von Methan).

4.1.6 Einfluss auf Wälder

Der Eintrag von Stickstoffverbindungen in europäische Wälder hat seit der Industrialisierung drastisch zugenommen. Als naturnahe Ökosysteme sind gerade Waldstandorte besonders gefährdet gegenüber erhöhten Stickstoffeinträgen. Verglichen mit natürlichen Stickstoffeinträgen von schätzungsweise 1 - 2 kg ha⁻¹ a⁻¹ [N] liegen die Stickstoffeinträge in europäischen Wäldern heute bei 1 – 60 kg ha⁻¹ a⁻¹ [N] (MacDonald et al. 2002). In immer mehr chronisch belasteten Waldbeständen führt dies zur "Stickstoffübersättigung" – einer Überschreitung der Aufnahmekapazität und einer Abgabe von Stickstoff (meist als Nitrat) aus dem System (Aber 1989).

Maßgeblich für die Belastung von Waldökosystemen sind die Gesamteinträge von Stickstoffverbindungen (stickoxid- und ammoniakbürtige Stickstoffverbindungen).

In Deutschland herrscht vielerorts ein kleinräumiges Mosaik von Waldbeständen und landwirtschaftlich genutzten Flächen vor, wodurch oftmals die Nähe zu potentiellen Ammoniak-Emittenten (v. a. hohe Viehbestandsdichten) gegeben ist (Rennenberg et al. 1998). Atmosphärische Stickoxidemissionen aus der Verbrennung fossiler Energieträger (hauptsächlich Verkehr) belasten Waldökosysteme v. a. über einen erhöhten Eintrag von Nitrat (Welburn 1990). Aufgrund der hohen Oberflächen von Waldbeständen werden große Mengen an Stickstoffverbindungen mit dem Kronendach ausgefiltert und gelangen als Ammonium oder Nitrat in den Boden (vgl. 4.1.5). Vor allem Nadelwaldbestände können aufgrund ihrer hohen Oberflächen und der ständigen Belaubung große Mengen Stickstoffverbindungen aus der Luft ausfiltern. Oftmals ist Ammoniak die dominierenden Größe beim Stickstoffeintrag in Wälder (Dise und Wright 1995). Erhöhte Ammoniak-Depositionsraten finden sich besonders an emittentennahen Waldrändern und dichten kleinflächigen Waldbeständen.

Die erhöhten Stickstoffeinträge in Waldbestände können neben einem verbesserten Wachstum (Spiecker 1999) auf gut gepufferten Böden, insbesondere auf sensiblen, oft nährstofflimitierten oder stickstoffgesättigten Standorten zu vermehrter Bodenversauerung, Nitratverlusten über das Sickerwasser, Ausgasung von Stickstoffverbindungen aus dem Boden (N₂O, NO) und verstärkte Stickstoffspeicherung im Bestand führen (Kreutzer und Weiss 1998). Abhängig von Standort und Baumart können diese Belastungen zu Bestandesinstabilität, verringerter Resistenz gegenüber biotischen und abiotischen Schädigungen, veränderter Artenzusammensetzung der Bodenvegetation und Destruentengesellschaften sowie zu Beeinträchtigungen der Nachbarökosysteme führen.

4.1.7 Immissionssituation

Ammoniakbelastung. In Deutschland werden ca. 20 kg N pro Hektar Gesamtfläche und Jahr aus der Landwirtschaft vorzugsweise als NH₃ an die Atmosphäre abgegeben (Isermann und Isermann 1996), was derzeit rund der Hälfte (ca. 40 %) der Gesamt-Stickstoffeinträge entspricht (BayLFU 2004). Die mittlere Ammoniak- und Ammonium-N-Konzentration in verschiedenen Regionen Mitteleuropas liegt für Gebiete mit intensiver Viehhaltung im Bereich von 5-20 μg m⁻³ [NH₃] bzw. 3-6 μg m⁻³ [NH₄-N], ackerbaulich geprägte Gebiete zwischen 1-3 μg m⁻³ [NH₃] bzw. 2-3 μg m⁻³ [NH₄-N], für forstwirtschaftliche Gebiete zwischen 1,0-1,5 μg m⁻³ [NH₃] bzw. 1,5-2,5 μg m⁻³ [NH₄-N] und für Reinluftge-

biete zwischen 0,1- $0,5~\mu g~m^{-3}~[NH_3]$ bzw. 0,1- $1,0~\mu g~m^{-3}~[NH_4$ -N] (Dämmgen und Sutton 2001, Hej und Erisman 1997).

Stickoxidbelastung. In Deutschland wurden 1990 rund 28 kg N ha⁻¹ a⁻¹ als NO_x-Verbindungen eingetragen, was etwa 60 % der gesamten Stickstoffeinträge entspricht (Isermann und Isermann 1996).

4.1.8 Schwellenwerte für Ammoniak und Stickstoffdioxid und Critical Loads für die Stickstoffdeposition

Die Grenzwerte der EU-Richtlinie 1999/30/EG des Rates vom 22.04.1999 (1. Tochterrichtlinie) über Grenzwerte für Schwefeldioxid, Stickstoffdioxid und Stickstoffoxide wurden mit der 22. BImSchV rechtsgültig in deutsches Recht überführt (BImSchV 2002). Von der WHO (2000) wurden als Schwellenwerte für Ammoniak und Stickstoffdioxid Critical Levels festgelegt, welche den Schutz von sensitiven Pflanzen und Pflanzengemeinschaften vor der direkten Schädigung durch erhöhte Schadgaskonzentrationen garantieren sollen (Tabelle 4.1). Zum Schutz der Vegetation sollte ein Jahresmittelwert von 8 μg m⁻³ [NH₃] bzw. 30 μg m⁻³ [NO_x] nicht überschritten werden. Der Leitwert für toxische Verunreinigung durch Stickoxide liegt bei 400 bzw. 150 μg m⁻³ [NO_x] Stunden- bzw. Tagesmittelwert, der Grenzwert zum Schutz menschlicher Gesundheit ist bei 200 bzw. 40 μg m⁻³ [NO_x] Tages- bzw. Jahresmittelwert festgelegt (Tabelle 4.1).

Ergänzend zu den Schwellen und Grenzwerten für die Luftschadstoffkonzentrationen wurden sogenannte kritische Belastungswerte für die Schadstoffdepositon entwickelt. Dies trägt den unterschiedlichen Wirkungspfaden von Umweltschadstoffen in empfindlichen Pflanzen und Ökosystemen Rechnung. Zur quantitativen Abschätzung der Belastungsgrenzen von verschiedenen sensitiven Ökosystemen bzw. -elementen durch erhöhte Stickstoffdeposition wurden die Critical Loads (kritische Eintragsraten) eingeführt, bei deren Einhaltung nach aktuellem Wissensstand keine signifikanten, schädigenden Auswirkungen zu erwarten sind (Tabelle 4.2) (UNECE 2004). Man geht davon aus, dass die Ökosysteme bei langfristiger Einhaltung der Belastungsgrenzen weder akut noch chronisch geschädigt werden. Für Wälder wird ein maximaler Belastungsbereich von 10 bis 20 kg ha⁻¹a⁻¹ [N] angenommen, zur Vermeidung von Störungen der Bodenprozesse und Bodenvegetation in Wäldern gilt ein Bereich von 10 bis 15 kg ha⁻¹a⁻¹ [N].

In Deutschland nahmen die Emissionen von Ammoniak nach Schätzungen in den letzten 20 Jahren um ca. 20 % ab (EMEP 2004). Die deutlichste Reduktion erfolgte zwischen 1990 und 1992, seitdem stagnieren die Emissionen auf relativ hohem Niveau. Die auf der Basis von Emissionskatastern geschätzten Ammoniak-Stickstoff (NH₃-N)-Emissionen betragen derzeit etwa 505.000 Tonnen [N]. Die Stickoxidemissionen wurden seit 1980 um etwa die Hälfte reduziert, im Zeitraum 1990 bis 2002 war ein Rückgang von rund 47 % zu verzeichnen (UBA 2004). Die Stickoxid-Stickstoff (NO_x-N)-Emissionen betrugen im Jahr 2002 immer noch ca. 460.000 Tonnen [N] pro Landfläche und Jahr (UBA 2004).

Tabelle 4.1: Critical Levels für die Ammoniak- und Stickstoffdioxidkonzentration (UNECE 2004), und Leit- und Grenzwerte für die NO_x-Konzentration zum Schutz menschlicher Gesundheit der EU-Richtlinie 1999/30/EG bzw. 22. BImSchV (2002)

*: NO_x berechnet auf NO_2 -Basis, °: für die Berechnung von Critical Levels für NO_x * auf Landschaftsbasis wird empfohlen nur Jahresmittelwerte zu verwenden.

Gas	Bezeichnung	Bemessungs- zeitraum	Schwellenwert [µg m ⁻³ NH ₃ bzw. NO _x *]	Quelle
NH_3	Critical Levels für	Jahresmittelwert	8	UNECE 2004
	alle Vegetationstypen	24-Stunden-Mittelwert	270	(nach WHO 2000)
NO ₂	Critical Levels für alle Vegetationstypen/	Jahresmittelwert	30	22. BImSchV (2002),
	Grenzwert für den Schutz der Vegetation	24-Stundenmittelwert°	75°	UNECE 2004, WHO 2000/ 1999/30/EG
	Leitwert toxische Verunrei-	Stundenmittelwert	400	22. BImSchV (2002),
	nigung	24-Stundenmittelwert	150	WHO 2000
	Grenzwert für den Schutz menschlicher Gesundheit	Stundenmittelwert (darf nicht öfter als 18-mal pro Jahr überschritten werden)	200	22. BImSchV (2002), 1999/30/EG
	mensement desarraner	Jahresmittelwert	40	

Tabelle 4.2: Critical Loads für Stickstoffdeposition (UNECE 2004)

Critical Loads für:	Bemessungs- zeitraum	Schwellenwert [kg N ha ⁻¹ a ⁻¹]	Quelle
Gemäßigte und boreale Wälder	Jahr	10-20	UNECE 2004
Laub- und Nadelbäume	Jahr	15-20	(nach Acher-
Bodenprozesse in Laub- und Nadelwäldern	Jahr	10-15	mann und Bob-
Bodenvegetation in Laub- und Nadelwäldern	Jahr	10-15	bink 2003)

Dringend erforderliche Maßnahmen zur Verringerung von versauernd und eutrophierend wirkenden Stoffen sind in nationalen und EU-weiten Regelungen festgehalten. Das Multieffektprotokoll der Genfer Luftreinhaltekonvention (Convention of Long Range Transboundary Air Pollution) enthält zentrale Regelungen für die Begrenzung der nationalen Emissionsfrachten für Luftschadstoffe und NMVOCs (UNECE 1999). Das UNECE-Protokoll wird auf EU-Ebene durch die NEC-Richtlinie (National Emission Ceiling, NEC-Richtlinie 2001) über nationale Emissionshöchstmengen abgedeckt. Das Maßnahmenprogramm ist ein wichtiger Schritt auf dem Weg, der Einhaltung kritischer Belastungswerte in Europa näher zu kommen. Es wird erwartet, dass mit der Einhaltung der nationalen Emissionshöchstmengen die durch Versauerung belasteten Ökosystemflächen innerhalb des nächsten Jahrzehnts halbiert werden. Ziel der beiden Protokolle ist es, die kritischen Eintragsraten deutlich zu reduzieren. Für Deutschland sind 550.000 Tonnen als Höchstmenge für die Ammoniakemission, die bis 2010 eingehalten werden soll, vorgeschrieben. Damit müssen die Ammoniakemissionen (NH₃) derzeit noch um ca. 15 % gesenkt werden.

Zur Verminderung der Ammoniakbelastung fordert das Bundes-Immissionsschutzgesetz (BImSchG), genehmigungspflichtige Anlagen der Tierhaltung so zu betreiben, dass Gefahren, schädliche Umwelteinwirkungen und Nachteile und Belästigung für die Allgemeinheit nicht hervorgerufen werden können (4. BImSchV 2004a). In der Technischen Anleitung zur Reinhaltung der Luft (TA Luft) werden Prüfkriterien für die Einhaltung von Mindestabständen von Anlagen der Tierhaltung u. a. zum Schutz empfindlicher Pflanzen und Ökosysteme formuliert, die abhängig von der jährlichen Ammoniakkonzentration einer Tierhaltungsanlage beachtet werden müssen (TA Luft 2002). Die Regelungen enthalten Prüfwerte für zulässige Ammoniakkonzentrationen in der Umgebungsluft von Stallanlagen. Die

nationalen Gesamtfrachten der NO_x-Emissionen für Deutschland werden durch die NEC-Richtlinie auf 1.081.000 Tonnen begrenzt. Somit wird für Deutschland eine weitere Absenkung der Stickoxidemissionen um ca. 30 % bis 2010 notwendig.

4.2 Messergebnisse – Stickstoffverbindungen

4.2.1 Mittlere Ammoniakkonzentrationen aus Passivsammler-Messungen an Level II-Waldstandorten in Deutschland

In der Studie wurde an 51 Level II-Standorten Ammoniak mittels Passivsammlern (Kap. 2.1) gemessen. Die Messungen fanden nicht an allen Standorten in allen Monaten statt (unterschiedliche Messperioden auf folgenden Messflächen: 101: 2002_1-6; 604, 606: 2002_4-11; 801-809: 2002_6/7-12, 2003_1-5/6; 901-922: 2002_5-12). Der Jahresgang der Ammoniakkonzentration zeigt einen schwachen saisonalen Verlauf (Abbildung 4.1). Tendenziell findet ein Anstieg der Ammoniakkonzentrationen bis März (Frühjahrs-Peak) und ein darauffolgender Rückgang bis Mai statt. In den Sommermonaten steigen die Ammoniakkonzentrationen in der Regel an (Herbst-Peak) und sinken anschließend in den Wintermonaten wieder ab. Es besteht ein deutlicher Zusammenhang zwischen der Höhe der Ammoniakkonzentrationen, dem Zeitpunkt der Gülleausbringung sowie einigen meteorologischen Parametern. Die Ammoniakkonzentration steigt z. B. mit der Höhe der Einstrahlung und der Lufttemperatur (Ausgasen von Ammoniak in die Umgebungsluft), bei hoher Luftfeuchte und Niederschlagsereignissen sinken die Ammoniakkonzentrationen (Umwandlung in Ammonium). Die Ammoniakimmissionen in unbelasteten Gebieten liegen in Deutschland bei etwa 1 μg m⁻³, in landwirtschaftlich geprägten Regionen bei bis zu 15 μg m⁻³ (Ibrom et al.1994; siehe auch 4.1.7).

Eine besondere Belastungssituation ist in der Nachbarschaft von Punkt-Emittenten (z. B. Mastviehanlagen) nachgewiesen (z. B. Büttner et al. 1986, Kirchner et al. 1999), jedoch besteht auch eine deutliche Belastung durch die diffuse Emission aus Feld- und Weidewirtschaft (Spangenberg 2002). Ein Ammoniakgradient mit i. d. R. höheren Depositionen am Waldrand und erhöhten Werten bis zu einer Bestandestiefe von 50 bis 150 m gegenüber dem Bestandesinneren ist bekannt (Spangenberg 2002). Bei hohen N-Emissionen aus der Umgebung unterschätzen Messungen im Waldinneren (Filterfunktion und Umwandlungreaktionen an Oberflächen) die Gesamtdepositionsraten, die Immission sowie die Nitratsaustragsraten (Spangenberg 2002).

Die mittlere jährliche Ammoniakkonzentration aller untersuchten Flächen lag im Jahr 2002 bei 1,3 μ g m⁻³ [NH₃] und im Jahr 2003 bei 1,9 μ g m⁻³ [NH₃]. In beiden Jahren lagen die Werte (Abbildung 4.2) auf den meisten Untersuchungsflächen unter 2 μ g m⁻³ [NH₃]. Die höchsten gemessenen Ammoniakkonzentrationen fanden sich an einem Standort in Nordrhein-Westfalen auf Fläche 502 mit 6,8 μ g m⁻³ in 2002 und 9,8 μ g m⁻³ [NH₃] in 2003. Ammoniakkonzentrationen zwischen 2 und 5 μ g m⁻³ [NH₃] wurden auf den Flächen 101, 307, 503, 1302 und 1303 gemessen. Es ist anzumerken, dass die Ergebnisse für die Flächen in Baden-Württemberg (801-809) für 2002 jeweils aus einem Mittelwert der Monate Juli bis Dezember (2003) bzw. der Monate Januar bis Juni errechnet wurden (siehe Abbildung 4.2).

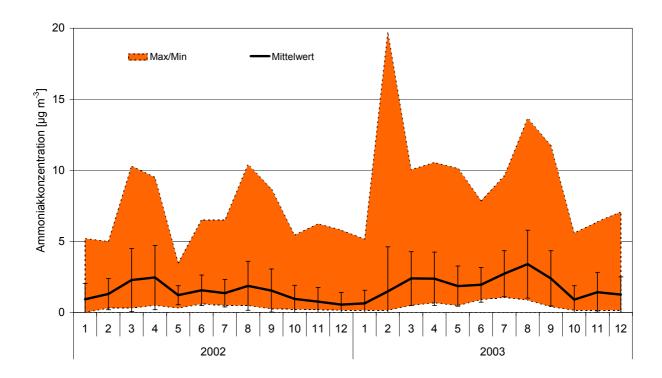


Abbildung 4.1: Maxima/Minima, Mittelwerte, Standardabweichung der mittleren monatlichen Ammoniakkonzentrationen aus Passivsammlermessungen für alle untersuchten Level II-Standorte in den Jahren 2002 und 2003 im Jahresgang

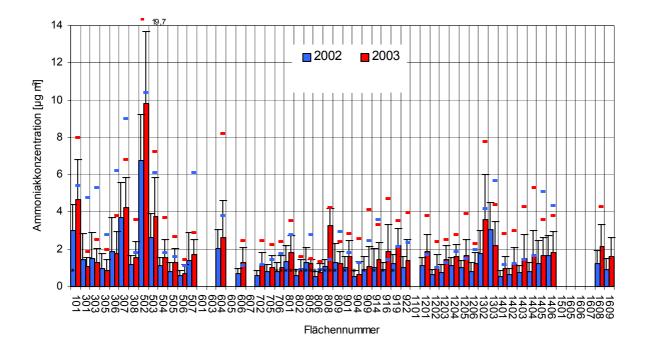


Abbildung 4.2: Jahresmittelwerte, Standardabweichung und Maxima der Ammoniakkonzentrationen (aus 4-wöchiger PASAM-Exposition) auf den Untersuchungsflächen für die Jahre 2002 und 2003

*: Messstandorte mit nicht-ganzjähriger Exposition

Zu einer Überschreitung des Schwellenwertes (Critical Level) für die mittlere jährliche Ammoniak-konzentration von 8 μg m⁻³ [NH₃] (vgl. Kap. 4.1.8) im Jahresmittel kam es somit auf einer der untersuchten Fläche im Jahr 2003. Die Fläche 502 liegt in Nordrein-Westfalen in der Umgebung von Ammoniakemittenten in einer Gegend hoher Viehbestandsdichten und grenznah zu den Niederlanden. Der höchste Monatsmittelwert auf dieser Fläche mit 19,7 μg m⁻³ [NH₃] wurde im Februar gemessen, die Konzentrationen in den Monaten April bis September betrugen durchschnittlich rund 11 μg m⁻³ [NH₃]. Insbesondere die hohen Temperaturen und Einstrahlung im Sommer 2003 dürften in diesem ohnehin belasteten Gebiet noch verstärkt zu hohen Ammoniakkonzentrationen geführt haben.

4.2.2 Mittlere Stickstoffdioxidkonzentrationen aus Passivsammler-Messungen an Level II-Waldstandorten in Deutschland

In der Studie wurde an 50 Level II-Standorten Stickstoffdioxid mit Passivsammlern gemessen (Kap. 2.1). An 17 Standorten lagen keine vollständigen Messperioden in den beiden Aufnahmejahren vor (abweichende Messperioden auf folgenden Messflächen: 101: Monate 1-6 in 2002; 801-809: Monate 6-12 in 2002 und 1-6 in 2003, 901-922: Monate 5-12 in 2002). Ein typischer Jahresverlauf weist hohe Stickstoffdioxidkonzentrationen in den Wintermonaten auf (Oktober bis März), im Frühjahr und Sommer (April bis September) sinken die Werte zum Teil stark ab (Abbildung 4.3). Die zunehmende NO₂-Konzentration der Luft in den Wintermonaten wird maßgeblich durch den Einfluss des Hausbrandes erklärt.

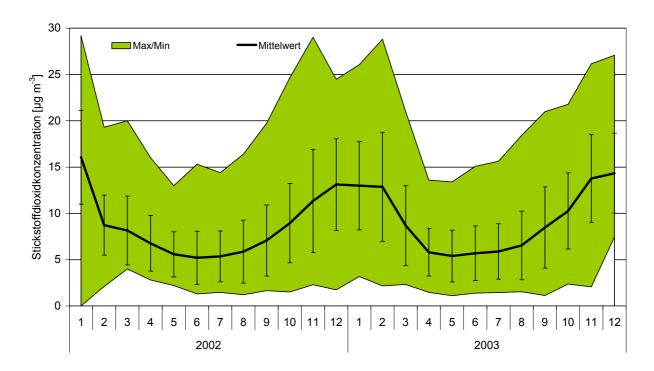


Abbildung 4.3: Maxima/Minima, Mittelwerte, Standardabweichung der mittleren monatlichen Stickstoffdioxidkonzentrationen aus Passivsammlermessungen für alle untersuchten Level II-Standorte in den Jahren 2002 und 2003 im Jahresgang

Im Durchschnitt liegen die Stickstoffdioxidkonzentrationen über alle untersuchten Flächen im Jahr 2002 bei 8,2 μ g m⁻³ [NO₂] und im Jahr 2003 bei 8,8 μ g m⁻³ [NO₂]. Die höchsten Jahresmittelwerte mit

rund 20 μ g m⁻³ [NO₂]) wurden in beiden Jahren auf den Flächen 503 und 502 in Nordrhein-Westfalen gemessen (Abbildung 4.4). Höhere Konzentrationen von rund 15 μ g m⁻³ [NO₂] fanden sich in beiden Jahren auch auf der Fläche 1101 in Berlin und auf Fläche 901 am Rande des Ballungsraums Nürnberg in Bayern. Höhere Gaskonzentrationen finden sich mithin an Messstandorten in dichten Siedlungsräumen und verkehrsnah. Die höchsten gemessenen Monatsmittelwerte lagen zwischen 20 und 30 μ g m⁻³ [NO₂] und wurden 2002 im Januar und November und 2003 in den Monaten Februar und Dezember auf den beiden Flächen 502/503 in Nordrhein-Westfalen (29 μ g m⁻³ [NO₂]), auf der Fläche 706 in Rheinlandpfalz und auf der Fläche 1101 in Berlin sowie auf Fläche 901 in Bayern gemessen.

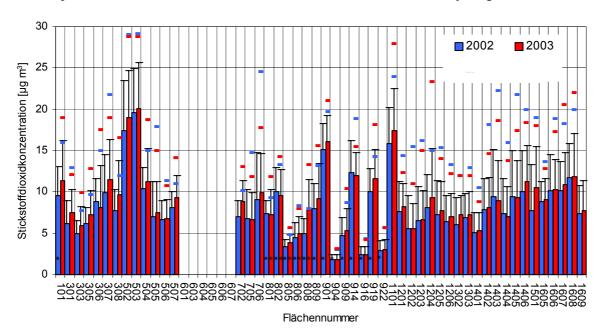


Abbildung 4.4: Jahresmittelwerte, Standardabweichung und Maxima der Stickstoffdioxidkonzentrationen (aus PASAM) auf den Untersuchungsflächen für die Jahre 2002 und 2003
*: Messstandorte mit nicht-ganzjähriger Exposition

Der Schwellenwert (Critical Level) von 30 μg m⁻³ [NO₂] für empfindliche Ökosysteme wie Wälder (vgl. Kap. 4.1.8) wird im Jahresmittel an keiner der untersuchten Flächen überschritten. Am Standort 502 wurden wie schon bei den Ammoniakkonzentrationen (vgl. 4.2.1) die höchsten Werte ermittelt. In der Abbildung 4.5 und Abbildung 4.6 sind die Ammoniak- und Stickstoffdioxidbelastungen (Jahresmittelwerte aus PASAM) der Jahre 2002 und 2003 für die bundesweiten Untersuchungsflächen geographisch abgebildet.

An den bundesweiten Messstationen der Luftüberwachung (UBA) wurden 2002 und 2003 insgesamt durchschnittliche Jahresmittelwerte der Stickstoffdioxidkonzentration von ca. 11 (± 3) μg m⁻³ [NO₂] gemessen (Abbildung 4.7). Die Messwerte an den Level II-Waldstandorten liegen mit ca. 8,2 bzw. 8,8 ($\pm 3,5$) μg m⁻³ [NO₂] bei nur 80 % der mittleren bundesweiten Belastung. In Ballungsräumen werden abhängig von der Lage der Messstation vereinzelt Jahresmittelwerte zwischen 10 und 20 μg m⁻³ [NO₂] gemessen. Die Messungen bestätigen Ergebnisse der Luftüberwachung, wonach außerhalb der Ballungsräume abseits von verkehrsreichen Räumen in den ländlichen Gebieten Konzentrationen nur selten einen Wert von 10 μg m⁻³ [NO₂] überschreiten (UDO 2004).

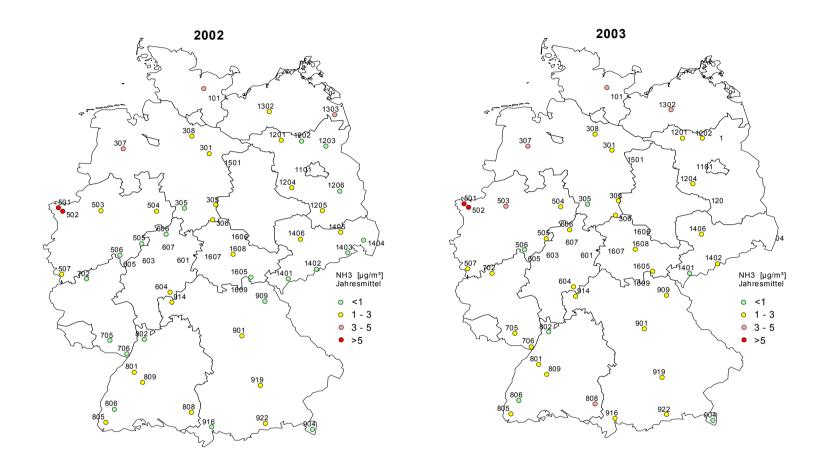


Abbildung 4.5: Ammoniakbelastung in den Jahren 2002 und 2003 für die Untersuchungsflächen (Jahresmittelwerte aus PASAM)

Bereiche der Ammoniakkonzentration <1, 1-3, 3-5, >5 μg m-3, (Nummerierung: Level II-Waldstandorte; Flächen 801-809, 901-922: z. T. unvollständige Messperiode)

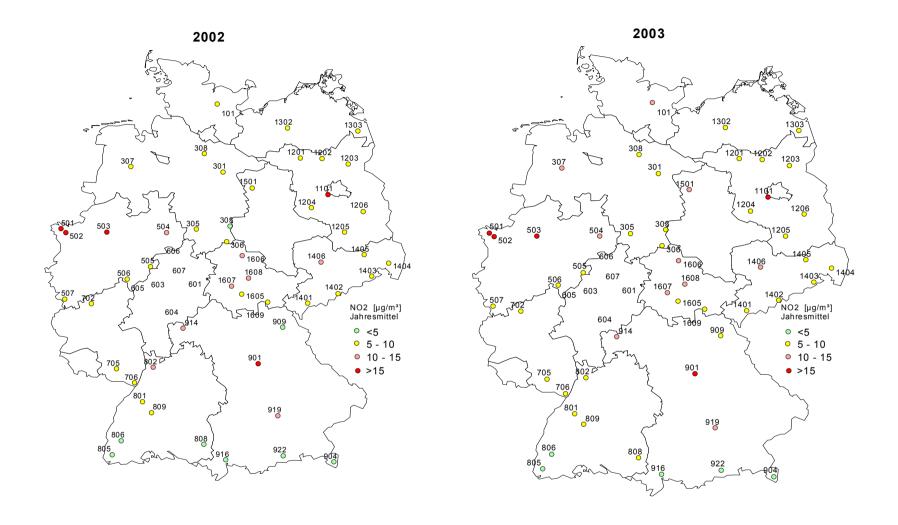


Abbildung 4.6: Stickstoffdioxidbelastung in den Jahren 2002 und 2003 für die Untersuchungsflächen (Jahresmittelwerte aus PASAM)

Bereiche der Stickstoffdioxidkonzentration <5, 5-10, 10-15, >15 μg m-3, (Nummerierung: Level II-Waldstandorte; Flächen 801-809, 901-922: z. Τ. unvollständige Messperiode)

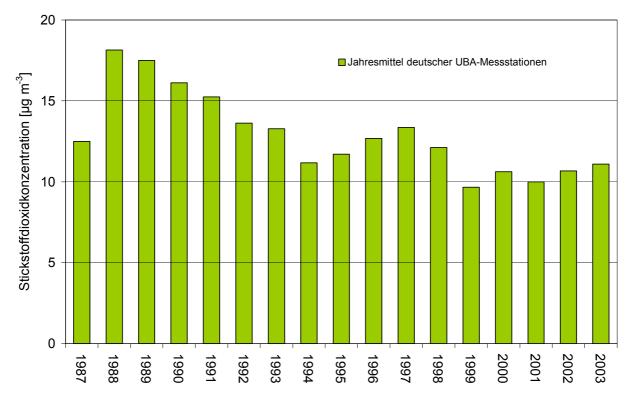


Abbildung 4.7: Zeitreihe der Jahresmittelwerte der Stickstoffdioxidkonzentration an 34 UBA-Messstationen (Daten nach UBA)

4.3 Stickstoffeinträge über den Bestandesniederschlag auf den Boden

4.3.1 Einträge von Gesamtstickstoff, Ammonium- und Nitrat-Stickstoff über den Bestandesniederschlag

Die Gesamtdeposition in Waldbeständen setzt sich aus dem Betrag der nassen und der trockenen Deposition zusammen (vgl. auch Kap. 4.1.2, 4.1.4). Der Bestandesniederschlag (Kronentraufe + Stammabfluss) ist eine weit verbreitete Kenngröße zur Abschätzung der Gesamtdeposition von Wäldern. Der Gesamtstickstoffeintrag in Waldökosysteme ist jedoch höher, als durch den Eintrag aus dem Bestandesniederschlag angezeigt. Schwer zu bestimmende zusätzliche Größen sind die Aufnahme von N-Verbindungen im Kronenraum sowie die trockene Deposition im Boden. Die unterschiedlichen Modellansätze zur Quantifizierung der Kronenraumprozesse (z. B. Ulrich 1983) sind mit Unsicherheiten behaftet, modellierte Depositionsraten weichen z. T. ± 50 % von gemessenen Werten ab (Galloway et al. 2004). Daher werden zur Abschätzung der Stoffeinträge auf den Boden von Waldökosystemen die Einträge aus dem Bestandesniederschlag verwendet und mit den vorgeschlagenen Critical Loads für Stickstoffdeposition verglichen. Die Einträge über den Bestandesniederschlag lassen sich relativ sicher ermitteln und liefern Werte am unteren Rand des möglichen Eintrags. Die Einträge von Gesamt-Stickstoff (Abbildung 4.8, Abbildung 4.9) betrugen durchschnittlich über alle Flächen im Jahr 2002 und 2003 rund 18 kg ha⁻¹ a⁻¹ [NH₄-N+NO₃-N]. Der Anteil von Ammonium- und Nitrat-Stickstoff an der Gesamtstickstoffdeposition waren auf den meisten Flächen in etwa gleich. Stickstoffeinträge aus dem Bestandesniederschlag mit über 30 kg ha⁻¹ [NH₄-N+NO₃-N] wurden im Jahr 2002 für die Flächen 504 (48,3 kg ha⁻¹a⁻¹) in Nordrhein-Westfalen, 805/808 in Baden-Württemberg und 1404 in Sachsen gemessen. Im Jahr 2003 lagen die Einträge auf Fläche 504 (37,1 kg ha⁻¹a⁻¹) in Nordrhein-Westfalen, 805 in Baden-Württemberg und 1605 in Thüringen über 30 kg ha⁻¹ [NH₄-

N+NO₃-N]. Auf mehr als 30 % aller Flächen überstieg der Stickstoffeintrag die kritische Belastungsgrenze von 20 kg ha⁻¹a⁻¹ für die N-Deposition, auf ca. 60 % der Flächen war der Eintrag höher als 15 kg ha⁻¹a⁻¹, und auf ca. 90 % aller Flächen höher als 10 kg ha⁻¹a⁻¹ (vgl. Kap. 4.1.8, Tabelle 4.2). Somit werden ausgehend vom Stoffeintrag aus dem Bestandesniederschlag auf einem Großteil der Flächen die Critical Loads für Stickstoffeinträge in Waldbeständen alleine durch den nasse Deposition überschritten (vgl. 4.1.8). Die Stickstoffbelastung der meisten untersuchten Standorte ist seit etwa zehn Jahren ähnlich hoch (Daten nicht gezeigt). Bei einer langfristigen Überschreitung der kritischen Belastungsgrenzen durch Stickstoff in Wäldern wird nach derzeitigem Wissensstand von einer chronischen Schädigung des Ökosystems ausgegangen (vgl. Kap. 4.1.5).

Die **Einträge von Ammonium-Stickstoff** (Abbildung 4.8, Abbildung 4.9) mit dem Bestandesniederschlag über allen Flächen betrugen im Jahr 2002 durchschnittlich 8,8 und 2003 9,2 kg ha⁻¹ a⁻¹ [NH₄-N]. Die höchsten Werte wurden in beiden Jahren auf den Flächen 504 (21 kg ha⁻¹ a⁻¹ [NH₄-N]) in Nordrhein-Westfalen, 307 in Niedersachsen und 808 in Baden-Württemberg gemessen. Die **Einträge von Nitrat-Stickstoff** (Abbildung 4.8, Abbildung 4.9) mit dem Bestandesniederschlag über alle Flächen betrugen im Jahresmittel für 2002 und 2003 im Durchschnitt 9,6 bzw. 8,8 kg ha⁻¹ [NO₃-N]. Die höchsten Werte mit rund 20 kg ha⁻¹ [NO₃-N] wurden 2002 für die Flächen 805 und 801 in Baden-Württemberg und 504 in Nordrhein-Westfalen, im Jahr 2003 für die Flächen 805 und 806

und die Fläche 1605 in Thüringen ermittelt.

Die höchsten Belastungswerte durch Stickstoffeintrag wurden während des Untersuchungszeitraumes auf Flächen in Nordrhein-Westfalen ermittelt. Die Stickstoffdeposition ging dort in den letzten 10 Jahren um ca. 23 % zurück (1990: 65, 1999: 47 kg ha⁻¹ [N]). Diese Entwicklung beruht hauptsächlich auf einer Reduktion der Einträge von oxidiertem Stickstoff (NOy, von 1990 bis 1999: 28 %), während die durchschnittlichen Einträge von reduziertem Stickstoff (NHx) beinahe unverändert blieben (LÖBF Nordrhein-Westfalen 2003). Auch die Flächen in Baden-Württemberg wiesen hohe Stickstoffbelastungen auf: Die Stickstoffeinträge (10-35 kg ha⁻¹ [N]) liegen dort meist über den Stickstoffmengen, die im Biomassezuwachs fixiert werden können (FVA Baden-Württemberg 2004). Sowohl Stickstoff- als auch Gesamtsäureeinträge sind seit einer 14-jährigen Messperiode annähernd gleich. Die Nitrateinträge bleiben weitgehend konstant, während die Ammoniumeinträge leicht abnehmen (FVA Baden-Württemberg 2004).

Insgesamt wird die kritische Belastungsgrenze von 10 kg ha⁻¹a⁻¹ jedoch bis auf wenige Ausnahmen auf den bundesweit untersuchten Waldstandorten überschritten (siehe Kap. 4.3.2).

Aufgrund der komplexen Wechselwirkungen von Immission, Transport, Umwandlungsprozessen und möglicher Aufnahme durch die Bäume u. a. (vgl. Kap. 4.1) konnte kein unmittelbarer Zusammenhang der Deposition von Ammonium- und Nitrat aus dem Bestandesniederschlag mit den Jahresmittelwerten der in den PASAM gemessenen Ammoniak- und Stickstoffdioxidkonzentration festgestellt werden (Abbildung 4.10, Abbildung 4.11).

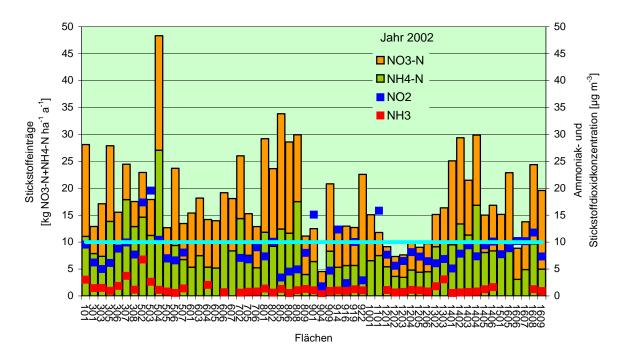


Abbildung 4.8: Jahreswerte für die Stickstoffeinträge (NH4-N+NO3-N) aus dem Bestandesniederschlag (Säulen) und Jahresmittelwerte der Ammoniak- und Stickstoffdioxidkonzentration (Symbole) auf den Untersuchungsflächen für das Jahr 2002

fette durchgezogene Linie: niedrigster vorgeschlagener Wert für Critical Loads; *: unterschiedliche Messperioden für Ammoniak- und Stickstoffdioxidkonzentrationen: 101:1-6; 604, 606: 4-11; 801-809: 6/7-12; 901-922: 5-12

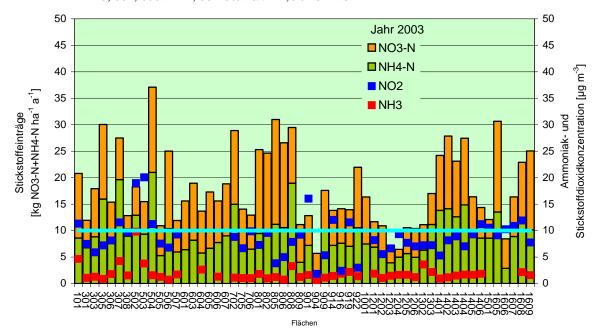


Abbildung 4.9: Jahreswerte für die Stickstoffeinträge (NH4-N+NO3-N) aus dem Bestandesniederschlag (Säulen) und Jahresmittelwerte der Ammoniak- und Stickstoffdioxidkonzentration (Symbole) auf den Untersuchungsflächen für das Jahr 2003

fette durchgezogene Linie: niedrigster vorgeschlagener Wert für Critical Loads; *: unterschiedliche Messperioden für Ammoniak- und Stickstoffdioxidkonzentrationen: 604, 606: 5-11; 801-809: 1-5/6

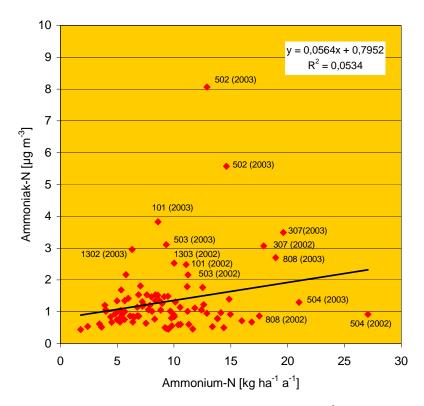


Abbildung 4.10: Korrelation der Ammoniak-Stickstoffkonzentration [µg m⁻³] mit dem Ammonium-Stickstoffeintrag [kg ha⁻¹a⁻¹] im Bestandesniederschlag im Untersuchungszeitraum 2002 und 2003; Jahresmittelwerte der Untersuchungsflächen, Datenbeschriftung: Flächen mit Extremwerten Flächennummer (Jahr)

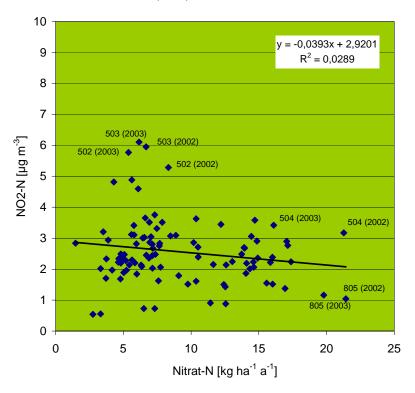


Abbildung 4.11: Korrelation der Stickstoffdioxid-Stickstoffkonzentration [µg m⁻³] mit dem Nitrat-Stickstoffeintrag [kg ha⁻¹a⁻¹] im Bestandesniederschlag im Untersuchungszeitraum 2002 und 2003; Jahresmittelwerte der Untersuchungsflächen, Datenbeschriftung: Flächen mit Extremwerten Flächennummer (Jahr)

4.3.2 Einfluss der Baumarten auf den Stickstoffeintrag und den Stickstoffaustrag mit dem Bodensickerwasser

Die Stickstoffeinträge mit dem Bestandesniederschlag variieren in Abhängigkeit mit der Hauptbaumart der Bestände. Nadelbaumkronen können Stickstoffverbindungen aus der Luft, aufgrund der größeren Oberflächen und der ganzjährigen Belaubung, wesentlich effektiver ausfiltern als Laubbaumkronen (Abbildung 4.12). Fichtenbestände unter den untersuchten Standorten wiesen rund 40 % höhere Stickstoffeinträge aus dem Bestandesniederschlag auf als die untersuchten Laubbaumbestände (Buche, Stiel-/Traubeneiche), Kiefernbestände in weniger stickstoffbelasteten Gebieten (Brandenburg, Mecklenburg-Vorpommern) zeigten die geringsten Einträge auf (vgl. auch Borken und Matzner 2004). Die Reihenfolge spiegelt auch die v. a. durch die Niederschlagsverhältnisse bestimmte regionale Verteilung der Waldtypen Deutschlands wieder.

In zahlreichen Studien zur Stickstoffbelastung von Waldökosystemen wurde festgestellt, dass es bei Stickstoffeinträgen von über 10 kg ha⁻¹a⁻¹ [N] mit dem Bestandesniederschlag häufiger zu einem Austrag von Nitrat mit dem Bodensickerwasser kommt (Abrahamsen 1980, Grennfelt und Hultberg 1986, Kölling 1991, Dise und Wright 1995, u. a.). Bei Stickstoffeinträgen zwischen 10 und 25 kg ha⁻¹a⁻¹ [N] kann die Nitrifikation und die Bodenversauerung stimuliert werden, was z. T. zu Nitratausträgen mit dem Sickerwasser führen kann. Potentielle Stickstoffausträge sind abhängig von der bereits gespeicherten Menge von Stickstoff im Boden, dem Versauerungsstatus (Boden-pH, Aluminium- und Kaliumauswaschung) und der Dauer des erhöhten Eintrags (Dise und Wright 1995). Hohe Einträge über 25 kg ha⁻¹a⁻¹ [N] können Störungen im Stickstoffkreislauf verursachen und zu hohen Stickstoffausträgen aus dem Ökosystem führen (Dise und Wright 1995).

Ein kritischer Schwellenwert von 10 kg ha⁻¹a⁻¹ [N] Stickstoffeintrag in Waldbestände sollte nicht überschritten werden. Ob ein langfristiger Eintrag von 5 bis 10 kg ha⁻¹a⁻¹ [N] unbedenklich für angepasste Waldökosysteme ist, ist bisher noch nicht durch entsprechende Studien belegt.

Insgesamt lagen die Stickstoffeinträge mit dem Bestandesniederschlag während des Untersuchungszeitraums auf ca. 20 % der Flächen bei über 25 kg ha⁻¹a⁻¹ [N]. Auf ca. 70 % der Flächen wurden Einträge zwischen 10 und 25 kg ha⁻¹a⁻¹ [N] gemessen; nur auf etwas mehr als 10 % der Flächen waren die Einträge in den Jahren 2002 und 2003 unter 10 kg ha⁻¹a⁻¹ [N] (vgl. Abbildung 4.8, Abbildung 4.9, Abbildung 4.13, Abbildung 4.14).

Hohe Nitratkonzentrationen im Bodensickerwasser können sukzessive zu einer Nitratbelastung des Trinkwassers führen (Trinkwasser-Grenzwert: 50 mg l⁻¹ [NO₃]).

Die durchschnittliche Nitratkonzentration (Abbildung 4.13) im Sickerwasser war relativ hoch auf den untersuchten Eichen- und Buchenstandorten (Mittelwert: 13,6 (Spannweite: 0,5-59,6) bzw. 16,6 (1,6-43,3) mg l⁻¹ [NO₃]) und den Kiefernbeständen (14,6 (0,3-85,1) mg l⁻¹ [NO₃]). Selbst bei Einträgen unter 10 kg ha⁻¹a⁻¹ [N] wiesen Kiefernbestände in Brandenburg und ein Buchenbestand in Thüringen (1606) noch Nitratkonzentrationen bis über 20 mg l⁻¹ [NO₃] im Sickerwasser auf, was auf eine starke Stickstoffübersättigung der Standorte hinweist. Die höchsten Konzentrationen mit 85,1 mg l⁻¹ [NO₃] wurden in dem Kiefernbestand 307 in Niedersachsen gemessen, dort wurden auch mit die höchsten Ammonium-Stickstoffeinträge ermittelt (Abbildung 4.8, Abbildung 4.9). Die Fichtenstandorte zeigten durchschnittliche Nitratkonzentrationen im Sickerwasser von 7,1 (Spannweite: 0,1-19,9) mg l⁻¹ [NO₃]) bei hohem Stickstoffeintrag aus dem Bestandesniederschlag.

In Abbildung 4.14 ist die Nitrat-Stickstoffkonzentration im Bodensickerwasser dem Gesamtstickstoffeintrag aus dem Bestandesniederschlag gegenübergestellt. Die Nitrat-Stickstoffkonzentration im Sickerwasseraustrag auf den untersuchten Standorten war insbesondere in einzelnen Eichen- und Buchenbeständen z. T. sehr hoch (25-30 mg l⁻¹ [NO₃-N]). Dabei handelte es sich um die beiden Flächen 502 (Ei) und 502 (Bu) im Nordwesten Nordrhein-Westfalens (für die restlichen Flächen in NW liegen

keine Angaben zur Nitrat-N-Konzentration vor) sowie die Buchenfläche 606 in Hessen und die Eichenfläche 1402 in Sachsen.

Die untersuchten Fichten- und Kiefernbestände wiesen insgesamt geringere Nitrat-Stickstoffkonzentrationen im Bodensickerwasseraustrag auch bei hohem Stickstoffeintrag aus dem Bestandesniederschlag auf (vgl. Nitratkonzentration Abbildung 4.13) - es ist jedoch zu bemerken, dass die Nitrat-N-Konzentrationen mit dem Bodensickerwasser nicht für alle Flächen verfügbar waren – so fehlen für diese Studie Angaben zu vielen Fi-Flächen und z. B. für Gebiete mit hohen Einträgen in NW oder BW (siehe Abbildung 4.8, Abbildung 4.9).

Die Befunde überraschen insofern als im Sickerwasser unter Buchen- und Eichenbeständen 2002 und 2003 vergleichsweise hohe Nitrat- bzw. Nitrat-N-Konzentrationen (Abbildung 4.13, Abbildung 4.14) ermittelt wurden und jene von Fichtenbeständen bei ähnlich hohen Einträgen sogar überschreiten. Einschränkend muss bemerkt werden, dass Buchen auf gleichem Standort in der Regel aufgrund der begrenzten Ausfülterung durch den herbstlichen Laubfall geringere Einträge als Fichten aufweisen (Rothe et al. 2002). Aussagen zu Baumarteneffekten erfordern einen konkreten Vergleich der Baumarten am selben oder ähnlichen Standorten, was innerhalb dieser Studie nicht möglich war. Borken und Matzner (2004) fanden bei längerfristigen Untersuchungen auf einigen deutschen Level II-Flächen im Zeitraum 1996 bis 2001 höhere Stickstoffausträge aus Fichtenbeständen (5,8 (0,2-14,1) kg ha⁻¹ a⁻¹) als auf Buchen-, Eichen- und Kiefernbeständen (1,9 (0,0-25,0), 1,2 (0,1-26,5), bzw. 0,5 (0,1-9,5) kg ha⁻¹ a⁻¹).

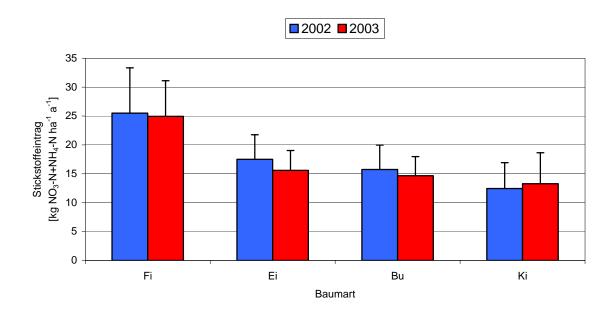


Abbildung 4.12: Mittelwerte und Standardabweichung der Stickstoffeinträge über den Bestandesniederschlag abhängig von der Hauptbaumart auf den untersuchten Standorten in den Jahren 2002 und 2003

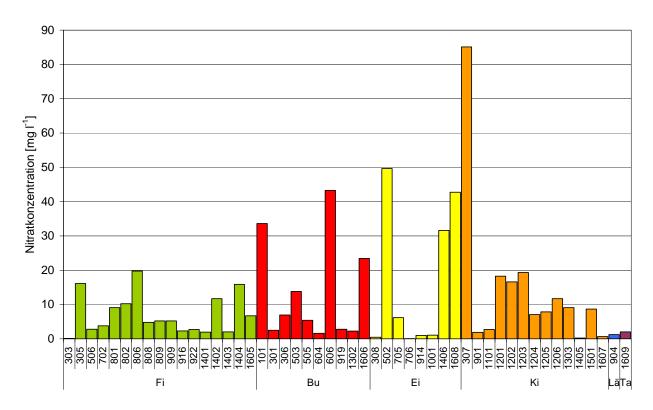


Abbildung 4.13: Nitratkonzentration im Bodensickerwasser unterhalb des Hauptwurzelraums in Abhängigkeit von der Hauptbaumart auf den untersuchten Standorten in den beiden Untersuchungsjahren (Mittelwerte)

Angaben zu folgenden Flächen fehlen: Bu: 507, 601, 603, 605, 607; Fi: 504, 702, 805; Ki: 501

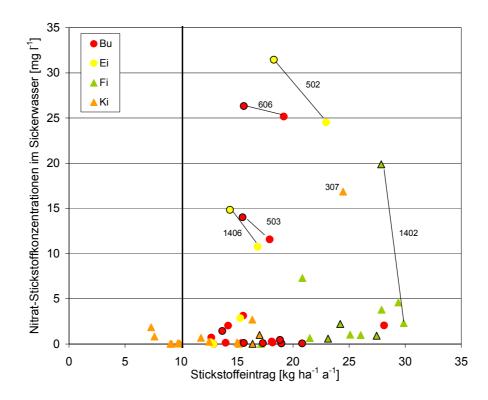


Abbildung 4.14: Stickstoffeintrag aus dem Bestandesniederschlag und Nitrat-Stickstoffkonzentration im Bodensickerwasser unterhalb des Hauptwurzelraums in Abhängigkeit von der Hauptbaumart auf den untersuchten Standorten in den beiden Untersuchungsjahren 2002 (Symbole ohne Rahmen) und 2003 (Symbole mit Rahmen)

Datenbeschriftung: Flächennummer; durchgezogene Linie: Schwellenwert für den Stickstoffeintrag (10 kg ha-1 a-1 [Nges]), ab dem mit vermehrten Nitrataustrag zu rechnen ist; Nitrat-Stickstoffkonzentration im Sickerwasser zu folgenden Flächen fehlend: Fi: 504, 506, 801, 802, 805, 806, 808, 809, 916, 922, 1605; Bu: 505,507,1302, 1606; Ei: 308, 1608; Ki: 1607

4.4 Risikoeinschätzung der aktuellen Belastungssituation durch Stickstoffverbindungen für Waldstandorte

4.4.1 Vergleich der Ergebnisse mit Grenz- und Richtwerten und Schadensrisiko

Ammoniak

Aus der Studie geht hervor, dass die Ammoniakkonzentrationen durchschnittlich unter 2 μ g m⁻³ [NH₃] lagen. Auf einer Fläche in Nordrhein-Westfalen (502), welche grenznah zu den Niederlanden und in einem belasteten Gebiet mit hohen Viehbestandsdichten liegt, kam es im Jahr 2003 zur Überschreitung des Critical Levels für die Ammoniakbelastung (8 μ g m⁻³ [NH₃]). Von einer allgemeinen Schädigung der untersuchten Waldbestände durch erhöhte Ammoniakkonzentrationen in den Jahren 2002 und 2003 kann aufgrund der Studie nicht ausgegangen werden.

Stickstoffdioxid

Auf keinem der untersuchten Waldstandorte kam es während des Untersuchungszeitraumes zu einer Überschreitung des Schwellenwertes (Critical Level) für Stickstoffdioxid von 30 μg m⁻³ [NO₂]. Durchschnittlich lagen die Werte für die Stickstoffdioxidkonzentration bei ca. 8 μg m⁻³ [NO₂]. Eine direkte Schädigung von Waldbeständen durch überhöhte Stickstoffdioxidkonzentrationen ist aufgrund der Ergebnisse nicht zu erwarten.

Stickoxide als Vorläufersubstanzen für die Ozonbildung

Anhaltend hohe Stickoxidkonzentrationen in der Luft leisten als Vorläufersubstanzen für die Ozonbildung bei entsprechenden Witterungsbedingungen vor allem in Reinluftgebieten einen hohen Beitrag zu den erhöhten Ozonkonzentrationen über Waldbeständen.

Stickstoffeintrag in Waldökosysteme

Problematisch sind die anhaltend hohen Stickstoffeinträge in Wälder. Die kritische Belastungsgrenze (Critical Load) für Stickstoff (vgl. Kap. 4.1.8) wird auf mehr als der Hälfte der untersuchten Standorte zum Teil schon längerfristig überschritten. Die Stickstoffeinträge über den Bestandesniederschlag waren auf einem Drittel der untersuchten Bestände höher als 20 kg ha⁻¹ a⁻¹ [N], mit Höchstwerten über 30 und Spitzenwerten von 48 kg ha⁻¹ a⁻¹ [N].

Die Gesamtdeposition von Stickstoff in Wäldern kann noch nicht sicher bestimmt werden. Der Anteil trockener Deposition an der Gesamtdeposition von Ammoniak in Wäldern ist größtenteils unklar. Modellberechnungen sind noch mit großen Unsicherheiten behaftet (UNECE 2004, EMEP 2004). Widersprüchliche Aussagen gibt es zur Aufnahme von N-Verbindungen im Kronenraum (vergleiche Bruckner 1996 mit Gessler et al. 1999). Auch eine mögliche Ammoniakadsorption bei Waldböden könnte in N-belasteten Gebieten bedeutend sein (Huber et al. 2002).

Stickstoffaustrag aus Waldökosystemen

Steigende Nitratausträge aus Waldböden und die Gefährdung der Grundwasserqualität in vielen Regionen sind eine Folge der hohen Stickstoffeinträge. Ein diskutierter Schwellenwert für den Stickstoff-

eintrag über den Bestandesniederschlag (10 kg ha⁻¹a⁻¹ [N]) zur Vermeidung von Nitratausträgen aus Waldökosystemen wird auf fast allen Untersuchungsflächen überschritten. Aufgrund der anhaltend hohen Stickstoffbelastung ist u. a. mit verstärkter Versauerung und weiterhin mit Austrägen von Nitratverbindungen in das Grundwasser sowie mit der Auswaschung von Nährkationen auf den Untersuchungsflächen zu rechnen. Die hohen Stickstoffeinträge beeinflussen zudem das Artenspektrum der natürlichen Waldbodenvegetation und der Bodenorganismen und beeinträchtigen Stabilität und Abwehrkraft von Waldbeständen.

4.4.2 Konsequenzen für die Überwachung zum Schutz großer Waldgebiete

Die anhaltend hohen Stickstoffeinträge in Wälder und die resultierenden Problematiken weisen darauf hin, dass die Belastungsgrenzen nicht noch weiter überschritten werden sollten. Problematisch für Waldstandorte ist insbesondere der hohe Eintrag über ammoniakbürtige Stickstoffverbindungen, welche zu einem hohen Anteil an der Gesamtstickstoffbelastung von Wäldern beteiligt sind. Die Stickstoff-Belastung in Wäldern lässt sich nach wie vor am besten durch die Erfassung des Bestandesniederschlags abschätzen. Dieser stellt eine sehr gut vergleichbare Größe dar, da er den Hauptanteil von trockener und nasser Deposition vereint. Für den Teil der trockenen Deposition, welcher nicht mit den Bestandesniederschlag erfasst werden kann (z. B. Aufnahme durch Stomata, Adsorption im Boden), sind die Prozesskenntnisse und die Datengrundlage noch unzureichend, um weiterführende Berechnungen durchzuführen. Jedoch ist es wahrscheinlich, dass mit dem Bestandesniederschlag nicht die gesamte Deposition erfasst wird. Beispielweise liegen die modellierten Stickstoffemissionen für Deutschland über den Werten gemessener Stickstoffdepositionen in verschiedenen Regionen und Ökosystemen. Da die Atmosphäre als Stickstoffsenke nicht relevant ist, ist anzunehmen, dass die Stoffeinträge aber durch die Messung des Bestandesniederschlags unterschätzt werden. Langjährig untersuchte Ökosysteme können als intensive Dauerbeobachtungsflächen für wissenschaftliche Untersuchungen und Modellentwicklungen herangezogen werden. Eine Beobachtung der gasförmigen Ammoniakbelastung an Waldstandorten in stark belasteten Gebieten und in der Nähe potentieller Emittenten (z. B. Schweine- oder Hühnermastbetriebe) ist sinnvoll, wenn die Gefahr einer direkten Schadwirkung gegeben ist.

Eine routinemäßige Überwachung der Nitratausträge aus Waldökosystemen ist weiterhin anzuraten, um Nährstoffverluste sowie das Gefährdungspotential von Grund- und Quellwasser v. a. durch Nitrat abschätzen zu können.

Konkrete Fragestellungen zu den komplexen Wechselwirkungen in einem Ökosystem und zu langfristigen Auswirkungen erhöhter Stoffeinträge müssen in interdisziplinären Forschungsarbeiten analysiert werden.

Die Forstwirtschaft kann auf die hohen Stickstoffeinträge und deren Auswirkungen nur begrenzt reagieren. Ein Baumartenwechsel hin zu einer dem Standort angepassten Bestockung in nachhaltiger naturnaher Bewirtschaftung kann insgesamt die Belastungsfähigkeit der Bestände erhöhen. Besonders an stickstoffreichen Standorten kann eine Bestockungsänderung von Fichte nach Buche oder zu Buchenmischwäldern durch eine Reduktion der Filterwirkung der Fichte Bestände vor weiterer Stickstoffüberfrachtung zumindest teilweise schützen (Huber 1997). Hierbei sind jedoch schonende Umbauverfahren anzuwenden, um nicht zusätzliche Mengen von im Boden gespeicherten organischen Stickstoff zu mobilisieren. Weitere wissenschaftliche Untersuchungen zu den Auswirkungen eines Baumartenwechsels sind dringend erforderlich.

Insgesamt ist es notwendig die Stickstoffeinträge durch die Landwirtschaft und den Verkehr zu reduzieren. Ein weiteres Hinwirken der nationalen und europaweiten Gesetzgebung durch weitere Regelungen und Maßnahmen für eine deutliche Senkung der Stickstoffeinträge in Ökosysteme ist dringend erforderlich. Voraussetzung für die Reduktionen der Ammoniakemissionen sind angepasste Tierbestände und strukturelle Veränderungen der landwirtschaftlichen Produktionsverfahren hin zu einer nachhaltigen Landbewirtschaftung (z. B. Isermann und Isermann 1996).

5 Schwefeldioxidbelastung

5.1 Das Schadgas SO₂

5.1.1 Eigenschaften

Schwefeldioxid ist ein farbloses, stechend riechendes, nicht brennbares, korrodierendes Gas. Ab einer Konzentration von ca. 1,3 mg m⁻³ [SO₂] in der Luft wird es vom Geruchssinn wahrgenommen. Schwefeldioxid ist gut in Wasser löslich, die wässrige Lösung reagiert sauer und bildet aufgrund der reduzierenden Wirkung z. T. schweflige Säure, welche rasch zur Schwefelsäure übergeht (Hollemann und Wiberg 1985).

5.1.2 Entstehung

Natürliche atmosphärische Schwefelemissionen werden bei Vulkantätigkeit, bei Verwitterung, mikrobiellen Umsetzungsprozessen, bei natürlichen Verbrennungsvorgängen und als gasförmige oder partikuläre Verbindungen aus Ozeanen und Böden freigesetzt (Galloway und Rodhe 1991). Der Hauptanteil der Schwefeldioxidemissionen in Europa ist anthropogen verursacht (ca. 90 %) und entsteht bei der Verbrennung fossiler Energieträger und anderer schwefelhaltiger Brennstoffe (z. B. Dünger, Biomasse) (Hultberg et al. 1992). Feuerungsanlagen im Industriebereich, Gebäudeheizungen sowie der Kraftfahrzeugverkehr (v. a. Dieselmotoren) sind die wesentlichen Quellen für die Schwefeldioxidbelastung und den Anstieg von Rußpartikeln in der Atmosphäre. Insbesondere seit den 80er Jahren wurde ein exponentieller Anstieg von Schwefelemissionen und Russpartikelausstoß aufgrund zunehmender Nutzung fossiler Energieträger v. a. in der Nordhemisphäre festgestellt, was zunächst zu einer dramatischen Versauerung von aquatischen und terrestrischen Ökosystemen in Nord- und Zentraleuropa und Nordamerika führte (z. B. Likens et al. 1977, Charles et al. 1989, Matzner 1989).

5.1.3 Wirkung auf Ökosysteme

Schwefeldioxid wirkt in hohen Konzentrationen phytotoxisch und führt zu akuten Schädigungen bei Pflanzen. Schwefeldioxidaufnahme beeinträchtigt die Photosynthese und den Spaltöffnungsmechanismus der Blattorgane, und verursacht Störungen im Wasser- und Nährstoffhaushalt, Schädigungen des Feinwurzelsystems und eine Verringerung der Frosthärte bei Pflanzen. Nadelhölzer, Moose und Flechten reagieren besonders empfindlich. Die direkte Wirkung hoher Schwefeldioxidkonzentrationen

(Rauchgas) war in der Vergangenheit für das "klassische Waldsterben" verantwortlich. Zu einem hohen Anteil waren die Schwefeldioxidemissionen an der Versauerung von Böden und Gewässern und den damit verbundenen Nährstoffverlusten sowie an Korrosions- und Verwitterungsprozessen von Metallen und Gestein beteiligt.

Atmosphärischer Schwefel kommt größtenteils in drei chemischen Formen vor – der Hauptteil gasförmig als Schwefeldioxid, partikulär, oder als ionische Sulfatverbindungen (SO₄²⁻) in Wasser gelöst. In der Atmosphäre wird Schwefeldioxid durch Oxidation zu Sulfat umgewandelt (photochemisch, in Gegenwart geeigneter Oxidantien, z. B. Wasserstoffperoxid, Hydroxidradikale), das als Aerosol gebunden (Sulfataerosole) oder in Wassertröpfchen gelöst vorliegen kann. Schwefeldioxid kann direkt mit dem Niederschlag als Schwefelsäure aus der Atmosphäre ausgewaschen und aus der Atmosphäre durch trockene Deposition entfernt werden (Hultberg et al. 1992). Die Verweilzeit von Schwefeldioxid in der Atmosphäre beträgt bei trockener Witterung etwa 1 bis 10 Tage, bei Regen weniger als einen Tag. Schwefeldioxid kann bei winterlichen Hochdruckwetterlagen über mehrere hundert Kilometer transportiert werden. Gelöstes oder aerosolgebundenes Schwefeldioxid (z. T. gebunden an andere Luftschadstoffe, z. B. Ammoniumsulfat) gelangt letztlich oft in emissionsfernen Gebieten über den Regen in die Ökosysteme.

Politische Maßnahmen für eine deutliche Reduktion der Einträge wurden eingeleitet, als europaweit stark erhöhte Schwefeldioxidkonzentrationen zu steigenden Säureeinträgen in Waldökosysteme und sukzessiven Nährstoffverlusten und Schädigungen von Waldbeständen (vgl. Kap. 4) sowie zur Versauerung von Gewässern führten (Johnson und Mitchell 1992). Als ein Erfolg der Luftreinhaltepolitik konnten die Schwefeldioxidemissionen in Deutschland seit 1982 um mehr als 90 % auf rund 750 Kilotonnen [SO₂] pro Jahr vermindert werden (EMEP 2004). Die Menge der eingetragenen Säure (Sulfatverbindungen) reduzierte sich jedoch nicht in gleichem Maße. Außerdem sind die Stickoxidimmissionen, die zu etwa einem Drittel an der Säurebildung beteiligt sind, nur um rund 40 % seit 1990 (UBA 2004) gesenkt worden. Obwohl die Schwefeldioxidkonzentrationen entsprechend der Emissionen seit 1980 um etwa den Faktor 10 gesenkt werden konnten, zeigen die Konzentrationen von Sulfaten und Protonen im Niederschlag einen schwächeren Abwärtstrend (Zeitraum 1985 bis 2000) mit einer Reduktion etwa um den Faktor 2, was insgesamt zu einem leichten pH-Anstieg führte (EMEP 2004).

5.1.4 Einfluss auf Wälder

Europaweite Maßnahmen zur Reduktion der stark angestiegenen Schwefelemissionen und verstärkte Forschungstätigkeiten wurden ab den 80er Jahren ausgelöst, als in Deutschland Anzeichen von sog. "neuartigen Waldschäden" in stark belasteten Gebieten auftraten (Schulze et al. 1989). Mit dem Schadgas Schwefeldioxid und seinem Folgeprodukt Sulfat sind vielfältige Wirkungen auf Waldökosysteme verbunden. Als mobiles Anion steuert Sulfat über die Ionenstärke der Bodenlösung Kationenaustauschprozesse und damit die Konzentrationen bzw. Austragsraten von Aluminium-Spezies und basisch wirksamer Kationen (Reuss und Johnson 1986). Die Bodenversauerungshypothese (Ulrich et al. 1979, Ulrich 1983) geht davon aus, dass infolge erhöhter atmogener Einträge von Säuren ökologisch relevante Veränderungen im Bodenchemismus stattfinden, welche durch eine Nährstoffauswaschung aus sauren Waldböden und einer Mobilisierung pflanzentoxischer Stoffe (Aluminium, Schwermetalle) zu einer Schädigung der Wurzeln und insgesamt zu Erkrankung und Destabilisierung der Wälder führen.

Im Waldboden führen die erhöhten langjährigen Säure-Einträge zu langanhaltenden Veränderungen des Bodenchemismus. Bei erhöhtem Eintrag wird der Schwefel zunächst überwiegend im Boden gespeichert. Nach Rückgang der atmogenen Belastung wird der im Boden akkumulierte Schwefel je nach Bodeneigenschaften innerhalb weniger Jahre bzw. Jahrzehente wieder remobilisiert und zusammen mit Nährkationen an die Hydrosphäre abgegeben (Feger 1998). Damit stellen die hohen Sulfat-Einträge der Vergangenheit eine wichtige Steuerungsgröße auch für derzeitige Bodenprozesse dar und führen sukzessive zu weiteren Nährstoffverlusten.

5.1.5 Schwellenwerte für Schwefeldioxid und Critical Loads für die Schwefeldeposition

Mit der Richtlinie 1999/30/EG des Rates vom 22.04.1999 (1. Tochterrichtlinie) wurden die Immissionsgrenzwerte für Schwefeldioxid formuliert und in der 22. BImSchV vom 11.09.2002 in deutsches Immissionsschutzrecht rechtswirksam übernommen. Der Schwellenwert (Critical Level) für die Schwefeldioxidbelastung wurde von der UNECE für verschiedene Vegetationstypen für den Jahresund Winterhalbjahresmittelwert festgelegt (UNECE 2004). In Waldökosystemen inklusive der Bodenvegetation sollte ein Critical Level von 20 [µg m⁻³ SO₂] nicht überschritten werden (Tabelle 5.1).

Tabelle 5.1: Schwellenwert für die Schwefeldioxidkonzentration zum Schutz von Ökosystemen

Bezeichnung	Bemessungs-	Schwellenwert	Quelle
	zeitraum	$[\mu g m^{-3} SO_2]$	
			22. BImSchV (2002),
Grenzwert für den Schutz von Ökosystemen	Jahresmittelwert:	20	1999/30/EG
	Winterhalbjahr		(einzuhalten ab
	(Okt. bis März)		19.01.2001)
Critical Level für			UNECE 2004, WHO
Waldökosysteme inkl. Bodenvegetation			2000
_			(nach Ashmore und Wil-
			son 1993)

Verstärkte Bodenversauerung ist die Folge der erhöhten Säureeinträge durch die Schwefel- und Stickstoffbelastung. Der Wert tolerierbarer Säureeinträge für Wälder lässt sich nach dem auf nachhaltige Sicherung des Naturhaushalts ausgerichteten UNECE-Konzept der "Critical Loads" bestimmen (Nilsson und Grennfelt 1988, Tabelle 5.2). Der "Critical Load" für Versauerung wird definiert als die höchste Deposition von versauernden Komponenten (alle zur Erhöhung von H+ beitragenden Verbindungen), welche keine chemischen Veränderungen bewirken, die zu einer langfristig schädlichen Beeinträchtigung von Ökosystemen und deren Funktionen führen (Nilsson und Grennfelt 1988). Aufgrund empirischer Annahmen wurde eine kritische Säurebelastungsgrenze (Critical Load) für Böden basierend auf Bodenchemie und -mineralogie bestimmt. Bodenbildende Mineralien wurden je nach dominanten Verwitterungsmineralien in fünf Klassen unterteilt. Abhängig von den chemischen Bodeneigenschaften und der Fähigkeit, durch Verwitterung basische Kationen (Ca, Mg, K) nachzuliefern, ist die Kapazität zur Säureneutralisation unterschiedlich. Die Bereiche für die jeweiligen kritischen Eintragsgrenzen errechnen sich danach, wie viel der Waldboden langfristig durch seine Säureneutralisationskapazität abfangen kann.

Tabelle 5.2: Critical Loads für Versauerung von verschiedenen Böden bzw. die Schwefeldeposition (nach UNECE 2004)

Critical Loads für Versaueru	ng von Waldböden:			
Mineralzusammensetzung	Ausgangsgestein	Gesamtsäureeintrag [kmol H+ (km ⁻² a ⁻¹)]	Äquivalent [kg S ha ⁻¹ a ⁻¹]	
Quarz-K-Feldspat	Granite Quarzite	<20	<3	aus Hultberg et al. 1992
Muscovite Plagioklase Biotite (<5%)	Granite Gneiss	20-50	3-8	(nach Nilsson und Grennfelt 1988)
Biotite Amphibole (<5%)	Granodiorite, Grauwacke Schist, Gabbro	50-100	8-16	Greinieit 1788)
Phyroxene Olivine (<5%)	Gabbro Basalt	100-200	16-32	
Carbonate	Kalkstein	<200	>32	

Die NEC-Richtlinie (vgl. Kap. 4) begrenzt die nationalen Gesamtfrachten der Schwefelemissionen für Deutschland auf rund 520 Kilotonnen [SO₂]. Trotz der starken Absenkung der Emissionen seit den 80er Jahren (rund 90 %) wird nach dieser Richtlinie für Schwefeldioxid eine weitere Reduktion um rund 20 % notwendig sein (NEC 2001).

5.2 Messergebnisse – Schwefeldioxid

5.2.1 Mittlere Schwefeldioxidkonzentrationen aus Passivsammler-Messungen

In der Studie wurde an 42 Level II-Standorten die Schwefeldioxidkonzentration mit Passivsammlern (Kap. 2.1) ermittelt. Für die Bundesländer Brandenburg, Mecklenburg-Vorpommern und Hessen liegen keine Messwerte zu Schwefeldioxidkonzentrationen vor. Saisonale Unterschiede weisen hohe Konzentrationen in den Wintermonaten, absinkende Werte im Frühjahr und relativ niedrige Konzentrationen in den Sommermonaten auf (Abbildung 5.1). Zum einen steigen die Emissionen im Winter aufgrund verstärkter Heiztätigkeit, zum anderen herrschen bei sehr kalter Witterung meist stabile Luftmassen vor, welche Schadgase akkumulieren können und sich nur mit geringen Geschwindigkeiten fortbewegen.

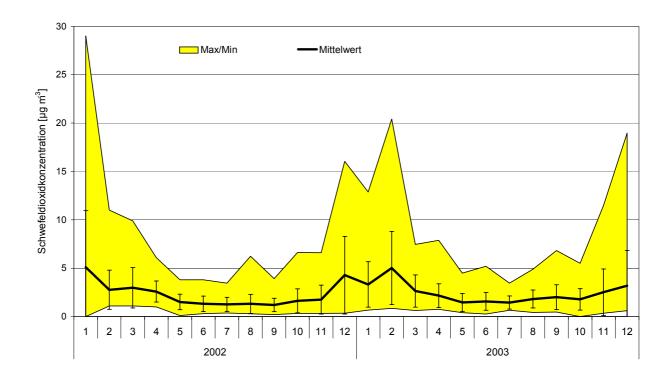


Abbildung 5.1: Minima/Maxima, Mittelwerte, Standardabweichung der mittleren monatlichen Schwefeldioxidkonzentrationen aus Passivsammlermessungen für alle untersuchten Level II-Standorte in den Jahren 2002 und 2003 im Jahresgang

Im Jahresdurchschnitt betrugen die Schwefeldioxidkonzentrationen auf allen untersuchten Flächen 2,0 bzw. 2,4 (\pm 1,5) µg m⁻³ [SO₂] im Jahr 2002 und 2003 (Abbildung 5.2). Für das Winterhalbjahr (Oktober bis März, Abbildung 5.3) waren die Durchschnittswerte um 30 bzw. 25 % höher als für das gesamte Jahr (2002: 2,6. 2003: 3,0 µg m⁻³ [SO₂]).

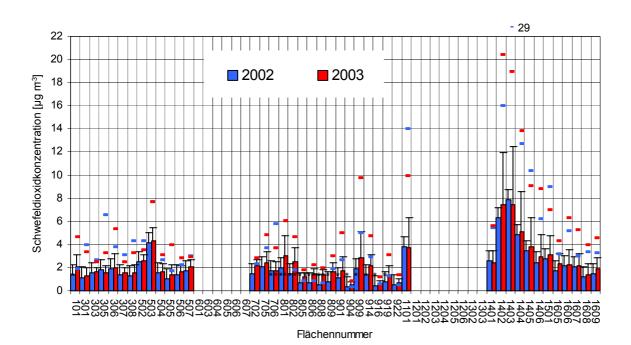


Abbildung 5.2: Jahresmittelwerte, Standardabweichung und Monatsmaxima der Schwefeldioxidkonzentration (aus PASAM) auf den Untersuchungsflächen für die Jahre 2002 und 2003; *: Messstandorte mit nicht-ganzjähriger Exposition

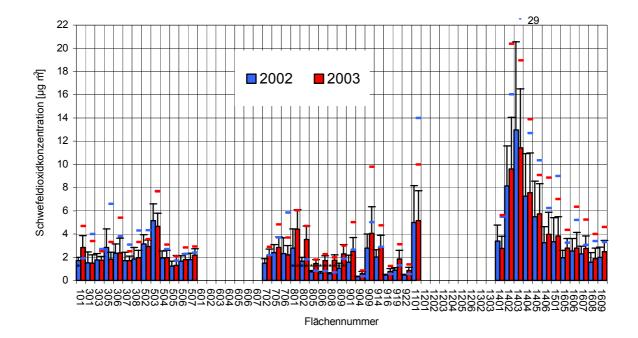


Abbildung 5.3: Winterhalbjahres-Mittelwerte (Okt. – März), Standardabweichung und Monatsmaxima der Schwefeldioxidkonzentration (aus PASAM) auf den Untersuchungsflächen für die Jahre 2002 und 2003; *: Messstandorte mit nicht-ganzjähriger Exposition

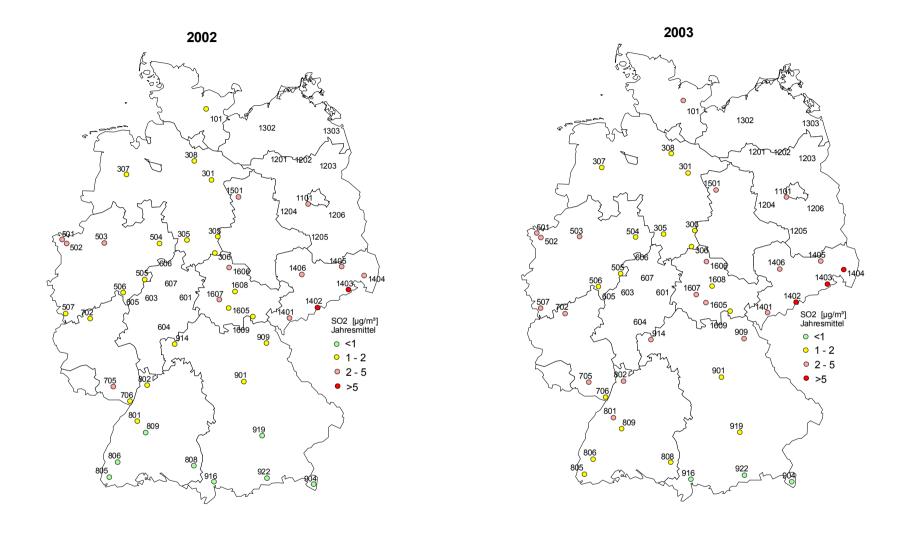


Abbildung 5.4: Schwefeldioxidbelastung in den Jahren 2002 und 2003 für die Untersuchungsflächen (Jahresmittelwerte aus PASAM) Bereiche der Schwefeldioxidkonzentration <1, 1-2, 2-5, >5 μg m⁻³, (Nummerierung: Level II-Waldstandorte; Flächen 801-809: z. T. unvollständige Messperiode)

In der Abbildung 5.4 ist die Schwefeldioxidbelastung (Jahresmittelwerte aus PASAM) der Jahre 2002 und 2003 für die bundesweiten Untersuchungsflächen geographisch abgebildet. Höchstwerte der Schwefeldioxidkonzentration zwischen 7 und 13 μg m⁻³ [SO₂]) wurden in beiden Jahren v. a. auf den Flächen 1403, 1402 und 1404 in Sachsen gemessen; die Höchstwerte für das Winterhalbjahr waren um ca. 60-80 % höher als für das gesamte Jahr. Die Monats-Maxima auf denselben Flächen wurden im Jahr 2002 in den Monten Januar (29,0 μg m⁻³ [SO₂]) und Dezember (16,0 μg m⁻³ [SO₂]), im Jahr 2003 in den Monaten Februar (20,4 μg m⁻³ [SO₂]) und Dezember (19,0 μg m⁻³ [SO₂]) ermittelt. In den beiden Untersuchungsjahren kam es nicht zur Überschreitung des Critical Levels für Schwefeldioxid von 20 μg m⁻³ [SO₂].

An den bundesweiten Messstationen der Luftüberwachung (UBA) wurden 2002 und 2003 durchschnittliche Jahresmittelwerte der Schwefeldioxidkonzentration von ca. 3 (\pm 1,4) μ g m⁻³ [SO₂] gemessen (Abbildung 5.5). An den i. d. R. emittentenfernen Level II-Waldstandorten wurden mittels PASAM mit 2 bzw. 2,4 μ g m⁻³ [SO₂] rund 70 % der mittleren bundesweiten Belastung ermittelt. Seit 1990 ist ein kontinuierlicher Rückgang der Schwefelbelastung zu verzeichnen. Mittlerweile werden auch in Sachsen und Sachsen-Anhalt Jahresmittelwerte unter 20 μ g m⁻³ [SO₂] gemessen (UDO 2004).

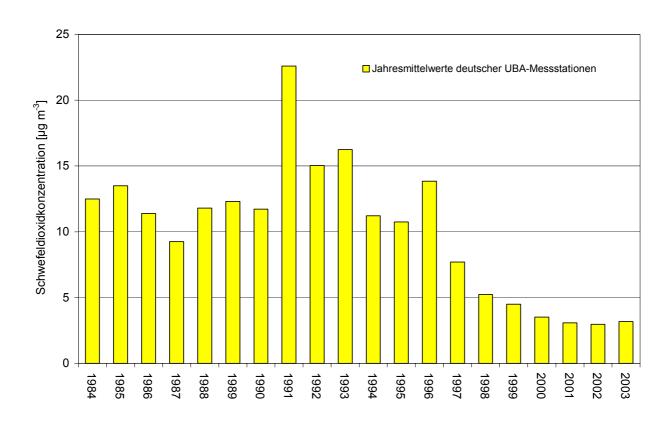


Abbildung 5.5: Zeitreihe der Jahresmittelwerte der Schwefeldioxidkonzentration an 33 UBA-Messstationen (Daten nach UBA)

5.2.2 Schwefeleinträge über den Bestandesniederschlag auf den Boden

Die Einträge von Sulfat-Schwefel über den Bestandesniederschlag betrugen 10,1 bzw. 7,7 kg ha⁻¹ a⁻¹ [SO₄-S] für die Jahre 2002 und 2003 (Abbildung 5.6, Abbildung 5.7, Niederschlagsmengen siehe Kap. 2.1, Abbildung 2.3). Die höchsten Werte mit 18 bis 43 ha⁻¹ a⁻¹ [SO₄-S] wurden für die Flächen 506 und 504 (2002: 42,8 kg ha⁻¹ a⁻¹ [SO₄-S]) in Nordrhein-Westfalen und 1402 in Sachsen ermittelt. Die hohen Schwefeleinträge auf diesen Flächen sind verursacht durch die hohen Niederschlagseinträge an den vergleichsweise ballungsraumnahen Standorten (504, 506; Niederschlagssumme: 2002: 1483 bzw. 1749, 2003: 1030 bzw. 1231 mm) und die hohen Belastungen durch die Nähe zu Industrierevieren diesseits und jenseits der Tschechischen Grenze (1402, Erzgebirge).

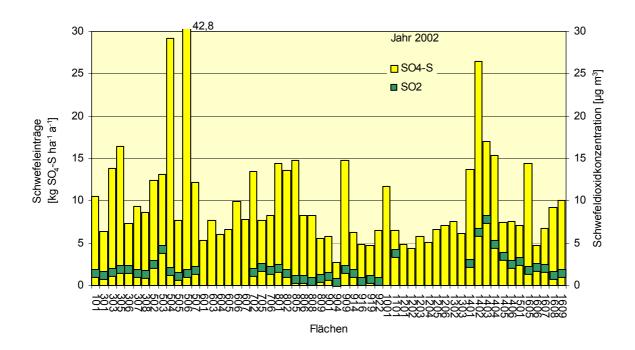


Abbildung 5.6: Jahrswerte für die Schwefeleinträge (SO₄-S) aus dem Bestandesniederschlag (Säulen) und Jahresmittelwerte der Schwefeldioxidkonzentration (Symbole) auf den Untersuchungsflächen für das Jahr 2002; unterschiedliche Messperioden für Schwefeldioxidkonzentration: 101:1-6; 801-809: 6/7-12; 901-922: 5-12

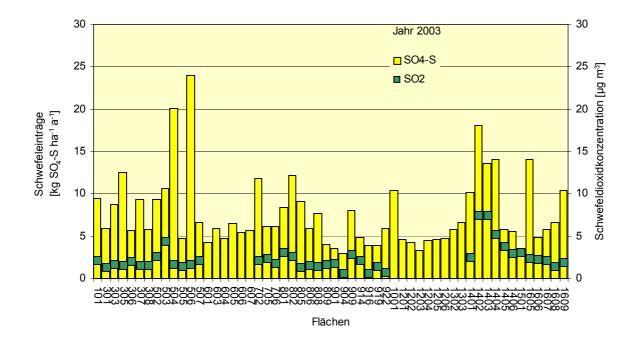


Abbildung 5.7: Jahrswerte für die Schwefeleinträge (SO₄-S) aus dem Bestandesniederschlag und Jahresmittelwerte der Schwefeldioxidkonzentration (Symbole) auf den Untersuchungsflächen für das Jahr 2003; unterschiedliche Messperioden für Schwefeldioxidkonzentration: 801-809: 6/7-12

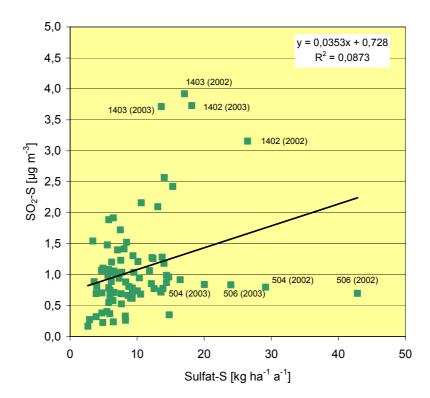


Abbildung 5.8: Korrelation der Schwefeldioxid-Schwefelkonzentration [µg m⁻³] mit dem Sulfat-Schwefeleintrag [kg ha⁻¹a⁻¹] (Bestandesniederschlag) im Untersuchungszeitraum 2002 und 2003; Jahresmittelwerte der Untersuchungsflächen

Datenbeschriftung: Flächen mit Extremwerten Flächennummer (Jahr)

Die Schwefeleinträge mit dem Bestandesniederschlag lagen in den 90er Jahren noch deutlich höher (vgl. Kreutzer et al. 1991). So wurden z. B. im Solling (Niedersachsen) 82 kg ha⁻¹ [SO₄-S] eingetragen. In Nordrhein-Westfalen konnte die Schwefeldeposition auf Waldflächen zwischen 1990 und 1999 auf durchschnittlich etwa ein Drittel ($84 \rightarrow 29$ kg ha⁻¹ a⁻¹) verringert werden (LÖBF Nordrhein-Westfalen 2003). Der mittlere Säureeintrag nahm im gleichen Zeitraum um ca. 43 % v. a. durch den Rückgang der Schwefeleinträge ab. An fast allen Waldstandorten in Nordrhein-Westfalen wurden noch 1999 die kritischen Belastungsgrenzen für Säureeinträge durch potentielle Säuredeposition überschritten (LÖBF Nordrhein-Westfalen 2003).

In Sachsen konnte die Schwefeldeposition insgesamt seit 1993 etwa halbiert werden (SMUL Sachsen 2004). Den stärksten Rückgang auf etwa 25 % gegenüber dem Ausgangsniveau zeigten die Flächen im ehemals stark belasteten Erzgebirge und an der tschechisch/polnischen Grenze. Berechnungen zur kritischen Belastungsgrenze (Critical Load) für die Schwefeldeposition auf Untersuchungsflächen in Sachsen weisen auf eine deutliche Verbesserung gegenüber 1994/95 und eine Annäherung an die Critical-Load-Funktionen hin (SMUL Sachsen 2004).

Wie bereits bei den Stickstoffverbindungen dargestellt, ist der Zusammenhang zwischen dem Eintrag von Sulfatverbindungen mit dem Bestandesniederschlag und den Jahresmittelwerten der Schwefeldioxidkonzentration der Luft nur gering. Steuernde Größe ist maßgeblich die Höhe des Bestandesniederschlags bzw. die Nähe zu lokalen Emissionsquellen (Abbildung 5.6, Abbildung 5.7, Abbildung 5.8).

5.2.3 Einfluss der Baumarten auf den Schwefeleintrag und die Konzentration im Bodensickerwasseraustrag

Die Fichtenbestände auf den untersuchten Flächen filterten in den Jahren 2002 und 2003 mit durchschnittlich 15,4 bzw. 11,2 kg ha⁻¹ a⁻¹ [SO₄-S] die höchsten Mengen an Sulfat-Schwefel aus. In Eichen-, Buchen- und Kiefernbeständen wurde im Vergleich zu den Fichtenbeständen rund die Hälfte der Sulfat-Schwefel-Mengen über den Bestandesniederschlag eingetragen (Abbildung 5.9).

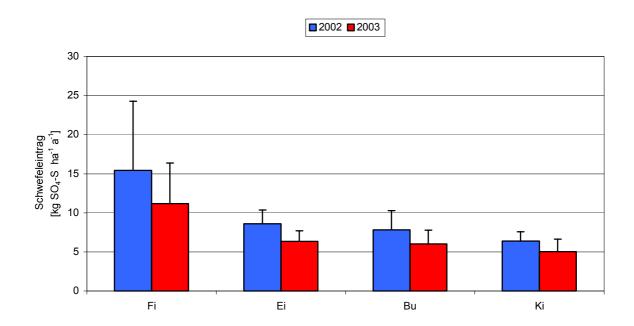


Abbildung 5.9: Mittelwerte und Standardabweichung der Schwefeleinträge (Sulfat-S) über den Bestandesniederschlag, abhängig von der Hauptbaumart auf den untersuchten Standorten in den Jahren 2002 und 2003

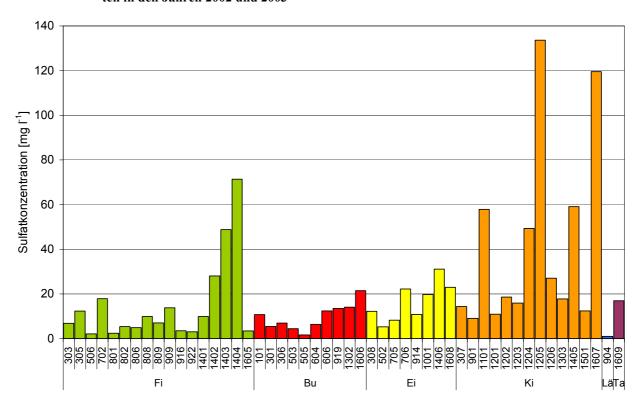


Abbildung 5.10: Sulfatkonzentration im Bodensickerwasser unterhalb des Hauptwurzelraums in Abhängigkeit von der Hauptbaumart auf den untersuchten Standorten in den beiden Untersuchungsjahren (Mittelwerte)

Angaben zu folgenden Flächen fehlen: Bu: 507, 601, 603, 605, 607; Fi: 504, 702, 805; Ki: 501

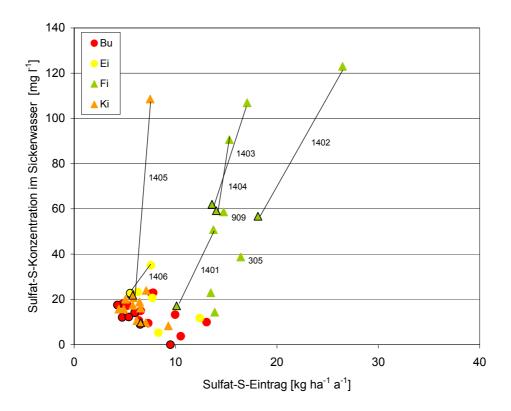


Abbildung 5.11: Schwefeleintrag (Sulfat-S) aus dem Bestandesniederschlag und Sulfat-Schwefelkonzentration im Bodensickerwasser unterhalb des Hauptwurzelraums in Abhängigkeit von der Hauptbaumart auf den untersuchten Standorten in den beiden Untersuchungsjahren 2002 (Symbole ohne Rahmen) und 2003 (Symbole mit Rahmen) (Mittelwerte)

Datenbeschriftung: Flächennummer; Sulfat-Schwefelkonzentration im Sickerwasser zu folgenden Flächen fehlend: Fi: 504, 506, 801, 802, 805, 806, 808, 809, 916, 922, 1605; Bu: 505,507,1302, 1606; Ei: 308, 1608; Ki: 1607

Die höchsten mittleren Sulfatkonzentrationen im Sickerwasser (Abbildung 5.10) zeigten sich für die untersuchten Kiefernbestände (42,0 (9,0-133,5 mg l⁻¹ [SO₄]), wobei die Maxima auf den Flächen 1205 in Brandenburg und 1607 in Thüringen ermittelt wurden. Fichtenbestände wiesen mittlere Sulfatkonzentrationen von 14,8 (2,1-71) mg l⁻¹ [SO₄] auf, Buchen- und Eichenbestände zwischen 9,7 (1,7-21) bzw. 16,6 (5,3-31) mg [⁻¹ [SO₄]. Hohe Sulfatkonzentrationen fanden sich insbesondere auf Flächen in Sachsen im Erzgebirge (Fi 1402: 28, 1403: 49, 1404: 71, Ki 1405: 59, Ei 1406: 31 mg l⁻¹ [SO₄]) sowie in Thüringen, Brandenburg und Berlin (Ki 1607: 120, 1204: 49, 1205: 134, 1101: 58 mg l⁻¹ [SO₄]), wo in der Vergangenheit sehr hohe Schwefeleinträge zu verzeichnen waren. Die Sulfat-Schwefel-Konzentration im Sickerwasser (Abbildung 5.11) unter Buchen- und Eichenbeständen lagen bei Schwefeleinträgen von ca. 5 bis 12 kg ha⁻¹a⁻¹ in einem Bereich zwischen 0,6-23 (Mittel 14) bzw. 5,3-35 (Mittel 20) mg l⁻¹ [SO₄-S], auf Fichtenflächen wurden bei höheren Einträgen von ca. 10 bis 30 kg ha⁻¹a⁻¹ z. T. meist niedrigere Konzentrationen (14-123 (Mittel 56) mg l⁻¹ [SO₄-S] ermittelt, Kiefernbestände zeigten bei Einträgen zwischen 5 und 10 kg ha⁻¹a⁻¹ mittlere Konzentrationen im Sickerwasseraustrag von rund 23 (8,3-109) mg l⁻¹ [SO₄-S]. Obwohl die Einträge im letzten Jahrzehnt auf rund etwa ein Viertel zurückgegangen sind (SMUL Sachsen 2004, MLUV Brandenburg 2004), sind die Böden weiterhin nicht in der Lage, Schwefelverbindungen im Boden zu speichern. Offensichtlich werden die akkumulierten Schwefelvorräte im Boden verstärkt mobilisiert und mit dem Sickerwasser zusammen mit Nährkationen (v. a. Ca, Mg) abgegeben. Insgesamt ist jedoch aufgrund einer kontinuierlichen Abnahme der Schwefelgehalte in den Zuläufen der Trinkwassertalsperren für die Untersuchungsflächen z. B. in Sachsen ein Abklingen dieses Prozesses zu beobachten (SMUL Sachsen 2004).

5.3 Risikoeinschätzung der aktuellen Belastungssituation durch Schwefelverbindungen für Waldstandorte

5.3.1 Vergleich der Ergebnisse mit Grenz- und Richtwerten und Schadensrisiko

Der Critical Level für die Schwefeldioxidkonzentration an Waldstandorten ($20 \mu g \, m^{-3} \, [SO_2]$) wurde während des Untersuchungszeitraums an keinem der untersuchten Standorte überschritten. Die höchsten Konzentrationen wurden an Standorten in Sachsen und Nordrhein-Westfalen gemessen (Höchstwerte Jahresmittel ca. 4,5 bzw. 8 $\mu g \, m^{-3} \, [SO_2]$).

Die Einträge von Sulfat-Schwefel über den Bestandesniederschlag betrugen durchschnittlich 7,7 bzw. 10,1 kg ha⁻¹ a⁻¹ in den Jahren 2002 und 2003. Die höchsten Einträge mit bis zu über 40 kg ha⁻¹ a⁻¹ wurden auf Standorten im Rothaargebirge in Nordrhein-Westfalen (504, 506) und im Erzgebirge in Sachsen (1402, 1403) ermittelt. Niedrige Sulfat-Schwefeleinträge über den Bestandesniederschlag fanden sich 2002 und 2003 für die Standorte in Brandenburg (durchschnittlich 5,7 bzw. 4,4), Mecklenburg-Vorpommern (6,9 bzw. 6,2), Hessen (6,1 bzw. 5,4) und auch in Bayern (6,5 bzw. 4,7 kg ha⁻¹ a⁻¹). Die Fichtenbestände in Sachsen und vor allem Kiefernbestände in Thüringen, Brandenburg und Berlin mit gegenwärtig und vormals hohen Schwefeleinträgen zeigten immer noch erhöhte Sulfatkonzentrationen mit dem Sickerwasser.

Bundesweit nahm die Schwefeldeposition im Mittel aller Landnutzungen inkl. der besonderen Situation in den ostdeutschen Ländern seit 1990 um rund 74 % und die Säureeinträge um etwa 50 % ab (zit. aus LÖBF Nordrhein-Westfalen 2003). In Nordrhein-Westfalen konnte die Schwefeldeposition auf Waldflächen zwischen 1990 und 1999 auf durchschnittlich etwa ein Drittel (84 → 29 kg ha⁻¹ a⁻¹) verringert werden (LÖBF Nordrhein-Westfalen 2003). Der mittlere Säureeintrag nahm im gleichen Zeitraum um ca. 43 % v. a. durch den Rückgang der Schwefeleinträge ab. An fast allen Waldstandorten in Nordrhein-Westfalen wurden 1999 die kritischen Belastungsgrenzen für Säureeinträge durch potentielle Säuredeposition überschritten (LÖBF Nordrhein-Westfalen 2003).

In Sachsen konnte die Schwefeldeposition insgesamt seit 1993 etwa halbiert werden (SMUL Sachsen 2004). Den stärksten Rückgang auf etwa 25 % gegenüber dem Ausgangsniveau zeigten die Flächen im ehemals stark belasteten Erzgebirge und an der tschechisch/polnischen Grenze. Berechnung zur kritischen Belastungsgrenze (Critical Load) für die Schwefeldeposition auf Untersuchungsflächen in Sachsen weisen auf eine deutliche Verbesserung gegenüber 1994/95 und eine Annäherung an die Critical-Load-Funktionen hin (SMUL Sachsen 2004).

5.3.2 Konsequenzen für die Überwachung zum Schutz großer Waldgebiete

Nachdem die Maßnahmen zur Emissionsreduktion ab Anfang 1990 gegriffen haben, haben sich die Schwefeldioxidkonzentrationen an den meisten Waldstandorten auf einem niedrigen Belastungsniveau stabilisiert und sind vielerorts auf ein unbedenkliches Maß zurückgegangen. Eine zielgerichtete Überwachung der Belastungssituation durch Schwefeldioxid und durch Sulfat-Schwefeleinträge ist deshalb derzeit nur an Waldstandorten in der Nähe von potentiellen Emittenten (Ballungsraum, Industrie) und in Grenznähe sinnvoll. Die Entwicklung der bereits im Boden akkumulierten Schwefelverbindungen, welche über das Sickerwasser zusammen mit Nährkationen ausgewaschen werden und in das Quellund Grundwasser gelangen können, müssen künftig weiter überwacht werden.

Problematisch bleiben weiterhin die Gesamtsäureeinträge in den Boden. Ursache für die Säureeinträge in Waldböden sind heute größtenteils nicht mehr maßgeblich die Schwefeleinträge, sondern v. a. die Belastung durch Stickoxide und Ammoniak.

Zusammenfassung - Die Schadgasbelastungen an Waldstandorten, eine kritische Zwischenbilanz des Messprogramms im Forstlichen Umweltmonitoring

Vor dem Hintergrund einer anhaltenden Belastung mit Luftschadstoffen haben die Bundesländer eine Untersuchung der Luftqualität in Wäldern im Rahmen des ICP Forest-Programms zum "Forstlichen Umweltmonitoring" an Dauerbeobachtungsflächen in Deutschland (Level II-Standorte) veranlasst. Die vorgelegte Studie im Auftrag des Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMELV) verwendet Daten aus diesem Monitoringprogramm. Fachlich wird die Studie begeleitet von der Arbeitsgruppe "Luftqualität" der Bund-/Länder Arbeitsgemeinschaft "Umweltmonitoring".

Daten zur Luftqualität sind derzeit v. a. aus urbanen Gebieten verfügbar. Die Informationen zur Immissionssituation in ländlichen Gebieten und an Waldstandorten sind begrenzt, obwohl die Kenntnisse über die lokale Belastung v. a. durch Ozon und Stickstoffverbindungen für ein besseres Verständnis der Wechselwirkungen in Wäldern benötigt werden und für eine Risikoabschätzung empfindlicher Ökosysteme unabdingbar sind.

Die Luftqualitätsmessungen an ausgewählten Level II-Waldstandorten sind gleichzeitig Teil eines europäischen Programms. Bundesweit wurden Passivsammler-Daten (PASAM) zur Bewertung der Belastung durch die gasförmigen Luftschadstoffe Ozon, Ammoniak, Schwefel- und Stickstoffdioxid an über 50 Level II-Waldstandorten des forstlichen Umweltmonitorings in den Jahren 2002 und 2003 erhoben. Für die Risikoabschätzung an Waldstandorten zusätzlich genutzt wurden Daten zum Stoffein- bzw. -austrag von Stickstoff- und Schwefelverbindungen mit dem Bestandesniederschlag bzw. dem Bodensickerwasser.

Ziel der vorliegenden Studie ist es, die Belastung der Wälder durch die genannten Schadstoffe für die Jahre 2002 und 2003 zu charakterisieren und zu dokumentieren und mögliche Gefahren für die Wälder Deutschlands zu bewerten. Verschiedene Bewertungssysteme zur Ermittlung von Schwellen (Critical Levels) der Ozonkonzentration oder Ozondosis zur Abschätzung des Risikos für die Waldstandorte Deutschlands werden verglichen und diskutiert.

6.1 Aktuelle Belastungssituation der Wälder und Risiken

Ozonbelastung

- Die Studie greift auf monatliche Messungen der Ozonkonzentrationen für 56 Waldstandorte mit Passivsammlern (PASAM) zurück. Im Untersuchungszeitraum 2002 und 2003 wurden auf einem Viertel der untersuchten Standorte mittlere Ozonkonzentrationen zwischen 50 und 70 μg m⁻³ [O₃] während der Vegetationsperiode gemessen. Mehr als 40 % der Standorte waren 2002 und 2003 Ozonbelastungen zwischen 70 und 90 μg m⁻³ [O₃] ausgesetzt. Auf weiteren 32 % der Standorte sind Ozonbelastungen über 90 μg m⁻³ [O₃] gemessen worden. Relativ hohe Ozonbelastungen zwischen 70 und 90 μg m⁻³ [O₃] fanden sich hauptsächlich im weiteren Umkreis (ca. 100 km) von Ballungsräumen und Industriegebieten. Ozonbelastungen über 90 μg m⁻³ [O₃] wurden vorwiegend an Standorten in Thüringen, Sachsen, Bayern und Baden-Württemberg ermittelt. Betroffen sind hauptsächlich mittlere bis hohe Lagen größtenteils in emittentenfernen Reinluftgebieten.
- Im Vergleich der Daten von vier Waldstandorten mit Passivsammlermessungen, an denen parallel auch kontinuierlich aufgezeichnete Ozonmessungen durchgeführt werden, zeigt sich für die Untersuchungsjahre 2002 und 2003, dass die derzeit gängigen Bewertungssysteme das Risiko der aktuellen Ozonbelastung für Waldstandorte bei der Differenzierung der Risikostufen und die Art der potentiell zu erwartenden Schäden verschiedenartig beurteilen.

Folgende Bewertungsmethoden werden herangezogen:

- Das AOT40-Konzept (AOT40 "accumulated ozone exposure over a threshold of 40 ppb [O₃]" basiert auf der Überschreitung kritischer Ozonstundenkonzentrationen von 40 ppb [O₃] und deren Akkumulation während der Vegetationsperiode. Bei Überschreitung eines kritischen Schwellenwertes (Critical Level CLe_c, AOT40 = 5 ppm.h) einer akkumulierten Ozondosis an der Blattoberfläche geht das Modell von Wachstumseinbußen v. a. bei sensitiven Laubbäumen aus.
- Das "Flusskonzept" ist ein Modell für die Erfassung der effektiven Ozonaufnahme über die Stomata in die Pflanze. Es wird bei einer Überschreitung eines Wirkungsschwellenwertes für die Entgiftungskapazität von Waldbäumen (1,6 nmol m⁻² PLA s⁻¹) und deren Akkumulation während der Vegetationsperiode derzeit provisorisch eine kritische Ozondosis (Critical Level CLe_f, AFst1.6 (accumulated stomatal flux above a flux threshold of 1,6 nmol m⁻² PLA s⁻¹) = 4 mmol m⁻² PLA) für die Beeinträchtigung des Wachstums festgesetzt.
- Das MPOC-Konzept (MPOC, maximal permitted ozone concentration) ist ein empirisches Modell, das aus stündlichen Ozonkonzentrationen worst-case-Belastungssituationen für Waldbäume ableitet.
- Bewertungen anhand der Ozondosis nach dem AOT40-Critical-Level-Konzept lassen deutliche Überschreitungen des vorgeschriebenen Critical Levels CLe_c erkennen und weisen demnach auf ein hohes Schadensrisiko für die Waldbäume insbesondere im Jahr 2003 hin. Die AOT40-Critical Level-Überschreitungen sind, nach derzeitigem Kenntnisstand, als ein erhöhtes Schadensrisiko für eine verringerte Produktivität (5%-ige Ertragsverluste) zu werten.
- Die Bewertung nach der stomatären Ozonaufnahme AFst>1,6 anhand des flussbasierten Critical Levels CLe_f (,EMEP-Modell' zur lokalen Anwendung parametrisiert) zeigten im Jahr 2003 für die drei untersuchten Standorte deutliche Überschreitungen des provisorischen flussbasierten Critical Levels (CLe_f) schon zu Beginn der Vegetationszeit.

- Die Überschreitet der AFst1,6 den CLe_f für Waldbäume innerhalb einer Vegetationsperiode, wird von einer 5 %-igen Wachstumseinbuße ausgegangen. Die Belastung durch die stomatäre Ozonaufnahme war im Jahr 2003 am Standort Rothaargebirge (NRW) am höchsten, während nach dem AOT40-Konzept der Standort Stechlinsee (BB) der höchsten Belastung ausgesetzt war.
- Bewertungen anhand des alternativ vorgeschlagenen MPOC-Konzeptes für die vier Beispiel-Messstationen wie auch für die aus PASAM-Daten näherungsweise ermittelten MPOC-Indexwerte an den 56 Level II-Waldstandorten schließen ein gewisses Schadensrisiko durch die Ozonbelastung nicht aus. Es wird aber für beinahe alle Standorte die Risikokategorie "weitgehender Schutz" festgestellt, wonach eine Reaktion auf eine Ozonwirkung möglich ist, ohne dass nachhaltige Wirkungen zu erwarten sind. In der Kategorie "weitgehender Schutz" ist auch das Auftreten von sichtbaren Schäden mit eingeschlossen.

Stickstoffverbindungen

- An den untersuchten Waldstandorten abseits von Einflüssen diffuser oder lokaler Emissionsquellen lagen die Ammoniakkonzentrationen während des Untersuchungszeitraumes 2002 und 2003 im Jahresdurchschnitt unter 2 μg m⁻³ [NH₃], mit Ausnahme einer Fläche in Nordrhein-Westfalen, auf der es im Jahr 2003 zur Überschreitung des Critical Levels (UNECE 2004) für die Ammoniakbelastung von 8 μg m⁻³ [NH₃] kam. Da ein Zusammenhang zwischen der Höhe der Ammoniakkonzentrationen und der Gülleausbringung sowie einigen meteorologischen Parametern besteht, kommt es periodisch immer wieder zu Phasen mit erhöhten Konzentrationen. Für Stickstoffdioxid wurden Konzentration von ca. 8 μg m⁻³ [NO₂] im Jahresmittel gemessen. Auf keinem der untersuchten Waldstandorte kam es während des Untersuchungszeitraumes zu einer Überschreitung des Schwellenwertes für empfindliche Ökosysteme (BImSchV) für Stickstoffdioxid von 30 μg m⁻³ [NO₂].
- Eine unmittelbare Gefährdung von Waldbeständen abseits lokaler Emissionsquellen durch überhöhte Luftschadstoffkonzentrationen an Ammoniak- und Stickstoffdioxid in der Umgebungsluft der Waldstandorte ist aufgrund der Ergebnisse der Studie nicht zu erwarten.
- Die an den Waldorten ausgefilterten und trocken bzw. mit den Niederschlägen eingetragenen Stickstoffdepositionen sind hingegen als problematisch einzustufen. Ammoniak und Stickoxide tragen etwa zu gleichen Teilen zur Stickstoffbelastung bei. Wie die Stoffeintragsmessungen aus dem Depositionsmessprogramm des Level II zeigen, wurden die kritischen Belastungsgrenzen für Stickstoff auf mehr als der Hälfte der untersuchten Standorte im vergleichbaren Messzeitraum und zum Teil schon längerfristig deutlich überschritten. Steigende Nitratausträge aus Waldböden und die Gefährdung der Grundwasserqualität in vielen Regionen sind eine Folge überhöhter Stickstoffeinträge. Die Schwellenwerte für den Stickstoffeintrag über den Bestandesniederschlag (10 kg ha⁻¹a⁻¹ [N]) zur Vermeidung von Nitratausträgen aus Waldökosystemen (Critical Load für Eutrophierung, UNECE2004) wurden auf fast allen Untersuchungsflächen überschritten. Aufgrund der anhaltend hohen Stickstoffbelastung ist u. a. mit verstärkter Versauerung und zunehmend mit Austrägen von Nitratverbindungen in das Grundwasser sowie mit der Auswaschung von Nährkationen auf den Untersuchungsflächen zu rechnen.
- Der Beitrag der NO_x in der Luft als Vorläufersubstanz für die Ozonbildung lässt sich in dieser Studie nicht beziffern und bewerten.

Schwefelverbindungen

- Der Grenzwert bzw. Critical Level (1999/30/EG; UNECE 2004, BImSchV) der Schwefeldioxidkonzentration für den Schutz von Ökosystemen bzw. für Waldstandorte (20 μg m⁻³ [SO₂]) wurde während des Untersuchungszeitraums an keinem der untersuchten Standorte überschritten. Für alle Flächen wurde in den Jahren 2002 und 2003 ein Jahresdurchschnitt von 2 bzw. 2,4 μg m⁻³ [SO₂] ermittelt, im Winterhalbjahr lagen die Werte 30 bzw. 25 % höher. Höchstwerte der Schwefeldioxidkonzentration zwischen 7 und 13 μg m⁻³ [SO₂] wurden in beiden Jahren v. a. auf den Flächen in Sachsen gemessen, die Höchstwerte für das Winterhalbjahr waren hier um ca. 60-80 % höher als für das gesamte Jahr.
- Die Einträge von Sulfat-Schwefel (über den Bestandesniederschlag) betrugen an den untersuchten Standorten durchschnittlich 7,7 bzw. 10,1 kg ha⁻¹ a⁻¹ in den Jahren 2002 und 2003. Die höchsten Einträge mit bis zu über 40 kg ha⁻¹ a⁻¹ wurden an Standorten im Rothaargebirge in Nordrhein-Westfalen und im Erzgebirge in Sachsen ermittelt.
- Langjährig erhöhte Säure-Einträge in Waldböden führen zu langanhaltenden Veränderungen des Bodenchemismus. Nach Rückgang der atmogenen Belastung wird der im Boden akkumulierte Schwefel je nach Bodeneigenschaften zeitverzögert über unterschiedliche Zeiträume (Jahre bis Jahrzehnte) wieder remobilisiert und zusammen mit Nährkationen an die Hydrosphäre abgegeben. Damit stellen die hohen Sulfat-Einträge der Vergangenheit eine wichtige Steuerungsgröße auch für derzeitige Bodenprozesse dar und führen sukzessive zu weiteren Nährstoffverlusten. Die Fichtenbestände in Sachsen und vor allem Kiefernbestände in Thüringen, Brandenburg und Berlin mit gegenwärtig und vormals hohen Schwefeleinträgen zeigten immer noch erhöhte Sulfatkonzentrationen mit dem Bodensickerwasseraustrag.

6.2 Empfehlungen für die Überwachung von Waldstandorten

Ozonbelastung

- Insbesondere an Waldstandorten gibt es nur wenige kontinuierliche Messdaten für Ozon. PASAM-Messungen der Ozonkonzentration sind ein mögliches und taugliches Instrument für das Monitoring großer Waldgebiete. Die in 4-wöchiger Exposition ermittelten PASAM-Ergebnisse zeigten nur relativ geringe Abweichungen (ca. 5-15 %) von den zeitgleichen Mittelwerten aus kontinuierlichen Messungen der Ozonkonzentration. Die monatliche Integration der Ozonkonzentration mit PASAM kann kurzzeitige Ozonspitzenbelastungen, welche eine besondere Belastungssituation darstellen, jedoch nicht auflösen.
- Die Anwendung des MPOC-Ansatzes kann für eine lokale qualitative Risikoindikation für Waldbäume als zusätzliches Instrument für nationale Risikoabschätzungen herangezogen werden.
- Das MPOC-Konzept bietet die Möglichkeit einer lokalen qualitativen Risikoabschätzung auch für integrierende 2- bzw. 4-wöchig erhobene Ozon-PASAM-Daten. Diese Vorgehensweise ist jedoch nicht in der bestehenden VDI-Richtlinie normiert und eignet sich nicht für Aussagen zu kurzzeitigen Spitzenbelastungen.
- MPOC-MPOC-Werte aus monatlich erhobenen PASAM-Ozonkonzentrationen sind nicht für eine Risikoabschätzung kurzer Zeiträume (Tage, Wochen), sondern nur für längere Zeiträume (3-4 Monate, Vegetationsperiode) geeignet.
- Aus der vorliegenden Studie geht hervor, dass es bei der Verwendung von monatlich integrierten PASAM-Daten für die Abschätzung des Risikos nach dem MPOC-Konzept zu

Unterschätzungen kommt. Ein zeitlich höher aufgelöstes Monitoring der Ozonbelastung mittels PASAM in zumindest zweiwöchentlicher Frequenz während der Vegetationsperiode wird zunächst für eine aussagekräftige Testphase an Beispielstandorten empfohlen. Abweichungen der MPOC-Ergebnisse aus PASAM-Messdaten gegenüber denen aus den zeitlich höher aufgelösten kontinuierlichen Ozonmittelwerten sollten überprüft und ggf. Korrekturfaktoren für Abweichungen hergeleitet werden. Zur Überwachung sind repräsentative Standorte (nach Ozonbelastungssituation und Landschaftstyp) auszuwählen.

- Entscheidend für die Ozonwirkung in der Pflanze ist die interne Aufnahme des Schadgases in die Pflanze über die Spaltöffnungen. Die UNECE und führende Wissenschaftler empfehlen daher, konzentrationsbasierte Konzepte (wie z. B. AOT) in der Zukunft durch ein Konzept zu ersetzen, welches den Ozonfluss berechnet und die tatsächliche Ozonaufnahme in die Pflanze über eine bestimmte Zeit berücksichtigt. Der derzeit vorgegebene flussbasierte Critical Level für Waldbäume ist noch als provisorischer Richtwert anzusehen, bis ausreichende Ergebnisse aus Freilanduntersuchungen vorliegen. In Zukunft muss noch eine umfangreiche Datenbasis aufgebaut und entsprechende Ozonaufnahme-Modelle getestet und validiert werden. Eine Fallstudie mit einer Free-Air-Ozonbegasung in einem Fichten-/Buchenbestand im "Kranzberger Forst Experiment" (CASIROZ) zeigt u. a. deutlich die Überlegenheit des "Ozonfluss-Konzeptes" gegenüber dem AOT40-Konzept.
- Modelle zur Simulation stündlicher Ozonkonzentrationen aus PASAM und z. B. meteorologischer Daten erlauben näherungsweise Berechnungen des Ozonflusses und der stomatären Aufnahme. Bestehende Simulations-Modelle sollten daher in Zukunft in das Monitoring miteinbezogen und intensiver getestet werden. Ebenso sollte die Übertragbarkeit der Ozonkonzentrationsverläufe bestehender Ozonmessstationen (in ländlichen Gebieten) auf Waldbestände geprüft werden. Diese Vorgehensweisen böten praktikable Möglichkeiten zur Überwachung von Waldstandorten.
- Aufgrund der beschriebenen Vor- und Nachteile sollte der Gebrauch sowohl eines AOT- als auch eines MPOC-Konzepts solange Verwendung finden, bis die flussmodellierte effektive stomatäre Ozonaufnahme als auch vom Messaufwand geeignetes mechanistisches Instrument ausreichend getestet und in Zukunft für regionale Modellierungen von Waldgebieten geeignet ist. Dahin weisende Forschung sollte mit bestehendem Datenmaterial und an Modellstandorten weiter ausgebaut werden.

Stickstoffbelastung

- Eine Beobachtung der Ammoniakbelastung mittels PASAM-Messungen an Waldstandorten ist in stark belasteten Gebieten und in der Nähe potentieller Emittenten sinnvoll.
- Ammoniakkonzentrationen in Waldbeständen sind sehr heterogen Ammoniak wird sehr rasch zu Ammonium umgewandelt. Mit Gaskonzentrationsmessungen in oder innerhalb von Waldbeständen lässt sich die Belastung mit Ammoniak zumeist nur unvollständig messen. Der Eintrag über ammoniakbürtige Stickstoffverbindungen in Waldbestände ist jedoch zu einem hohen Anteil an der Gesamtstickstoffbelastung von Wäldern beteiligt. Die Ermittlung der Gesamtstickstoffeinträge in belasteten Gebieten ist immer noch mit großen Unsicherheiten behaftet. V. a. die Grundlagen für die Bestimmung der trockenen Deposition sind unzureichend erforscht. Die Grundlage für die Berechnung von Immissionen von Stickstoffverbindungen beruhen auf Modellvorstellungen. Die Modellberechnungen zur Immission von Ammoniak könnten durch ein dichteres Messnetz, großräumig auch mit PASAM, weitere vertikale Gradientenmessungen innerhalb des Bestandes und

- horizontale Gradientenmessungen vom Bestandesrand in den Bestand sowie der Bestimmung der mikroklimatischen Zusammenhänge erheblich verbessert werden.
- Die anhaltend hohen Stickstoffeinträge in die Wälder weisen darauf hin, dass die Belastungsgrenzen nicht noch weiter überschritten werden sollten. Problematisch für Waldstandorte sind insbesondere die Einträge ammoniakbürtiger Stickstoffverbindungen, welche einen hohen Anteil an der Gesamtstickstoffbelastung von Wäldern ausmachen.
- Eine routinemäßige Überwachung der Stickstoffeinträge mit dem Bestandesniederschlag und der Nitratausträge mit dem Bodensickerwasser aus Waldökosystemen ist weiterhin anzuraten. Der Bestandesniederschlag eignet sich als Vergleichsparameter für Stoffeinträge und die Sickerwasserkonzentration gibt das Gefährdungspotential für Grund- und Quellwasser an. Langjährig untersuchte Ökosysteme können als intensive Dauerbeobachtungsflächen und für interdisziplinäre wissenschaftliche Untersuchungen herangezogen werden.

Schwefelbelastung

- Nachdem die Maßnahmen zur Emissionsreduktion seit Mitte der 80er Jahre gegriffen haben, sind die Schwefeldioxidkonzentrationen an den meisten Waldstandorten auf ein niedriges Belastungsniveau zurück gegangen. Die Messungen an den Waldstandorten in den Jahren 2002 und 2003 bestätigen dies.
- Eine flächendeckende Überwachung der Belastungssituation von Wäldern durch Schwefeldioxid und durch Sulfat-Schwefeleinträge ist deshalb derzeit nicht erforderlich. Sinnvoll ist die zielgerichtete Beobachtung v. a. von Waldstandorten in der Nähe von potentiellen Emittenten (Ballungsraum, Industrie) und in Grenznähe.
- Die Entwicklung der bereits im Boden akkumulierten Schwefelverbindungen, welche über das Sickerwasser zusammen mit Nährkationen ausgewaschen werden und in das Quell- und Grundwasser gelangen können, sollten künftig weiter überwacht werden.
- Problematisch sind weiterhin auch die meist nur geringfügig rückläufigen Säureeinträge in den Boden. Ursache für die Säureeinträge in Waldböden sind heute größtenteils nicht mehr maßgeblich die Schwefeleinträge, sondern v. a. die Immissionsbelastung durch Stickoxide und insbesondere durch Ammoniak.

6.3 Handlungsspielraum der forstlichen Praxis

- Die Forstwirtschaft kann auf die hohen Belastungen durch Luftschadstoffe und die resultierenden Stoffeinträge und deren Auswirkungen nur begrenzt reagieren.
- Insgesamt ist es notwendig, die Stickstoffemissionen durch die Landwirtschaft und den Verkehr zu reduzieren. Die Immission stickstoffbürtiger Verbindungen kann zu Bodenversauerung und Eutrophierung in Waldökosystemen führen, Stickoxide dienen als Vorläufersubstanzen für die Ozonbildung, die Emissionen treibhausgas-relevanter Spurengase wie z. B. Lachgas (N₂O) leistet einen Beitrag zur Klimaveränderung
- Ein Baumartenwechsel hin zu einer dem Standort angepassten Bestockung in nachhaltiger naturnaher Bewirtschaftung kann insgesamt die Belastungsfähigkeit der Bestände erhöhen. Hierbei sind jedoch schonende Umbauverfahren anzuwenden, um nicht zusätzliche Mengen von im

Boden gespeichertem organischen Stickstoff zu mobilisieren. Weitere interdisziplinäre wissenschaftliche Untersuchungen zu den Auswirkungen eines Baumartenwechsels sind dringend erforderlich.

7 Literatur

- Aber J.D. 1989: Nitrogen saturation in northern forest ecosystems. BioScience 39, 378-386
- Abrahamsen G. 1980: Acid precipitation, plant nutrients and forest growth. In: D. Drablos and A. Tollan (Eds.), Ecological Impact of acid precipitation. SNSF project, As Norway, 58-63
- Acid News No. 4 Göteborg 2003
- Ashmore M., Emberson L., Karlsson P.-E., Pleijel H. 2004: New directions: A new generation of ozone critical levels for the protection of vegetation in Europe, Atmospheric Environment 38, 2213-2214
- Ashmore M., Emberson L., Karlsson P.-E., Pleijel H. 2005: New directions: Discussion of "A new generation of ozone critical levels for the protection of vegetation in Europe", Atmospheric Environment 39, 5213-5217
- Asman W., van Jaarsfeld H.A.1990: Regionale und europaweite Emissionen und Verfrachtunge von NHx-Verbindungen. Gemeinsames Symposium 10. bis 12.10.1990 in Braunschweig-Völkenrode "Ammoniak in der Umwelt", Hrsg. Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V., KTLB-Schriften-Vertrieb, Beitrags-Nr. 2
- Asman W.A.H., Pinksterboer E.F., Maas H.F.M., Erisman J.W., Horst T.W. 1989: Gradients of the ammonia concentrations in a nature reserve: model, results and measurements. Atmospheric Environ. 23, 2259-2265
- Baumgarten M., Werner H., Häberle K.-H., Emberson L.D., Fabian P., Matyssek R. 2000: Seasonal ozone response of mature beech trees (Fagus sylvatica) at high altitude In the Bavarian Forest (Germany) in comparison with young beech grown in the field and in phytotrons. Environmental Pollution 109, 431-442
- BayLfU 2004: Bayerisches Landesamt für Umweltschutz, Ammoniak und Ammonium. BayLfU August 2004
- BayMinLF 2005: Waldzustandsbericht 2005. BayMinLF 2005, S. 43
- BImSchV 2002: Zweiundzwanzigste Verordnung zur Durchführung des Bundesimmissionsschutzgesetzes. Verordnung über Immissionswerte für Schadstoffe in der Luft (22. BImSchV), vom 11. September 2002, BGBI.I S. 3626 BImSchV.internet.doc, 13.09.2005
- BImSchV 2004a: Verordnung über genehmigungsbedürftige Anlagen (4. BImSchV) i.d.F. vom 14.03 1997, BGBI. I S.504, z. g. am 06.01 2004, BGBI. I S. 2, 19;
- BImSchV 2004: Dreiunddreißigste Verordnung zur Durchführung des Bundesimmissionsschutzgesetzes (Verordnung zur Verminderung von Sommersmog, Versauerung und Nährstoffeinträgen (33. BImSchV), vom 20.07.2004, BGBI. Teil 1 Nr. 36 S.1612, 33. BImSchV.internet.doc, 13.09.2005
- Borken W., Matzner E. 2004: Nitrate leaching in forest soils: an analysis of long-term monitoring sites in Germany. J. Plant Nutr. Soil Sci., 167, 277-283
- Braun S., Flückiger W. 1994: Critical Levels of ambient ozone for the growth of tree seedlings. In: Fuhrer J., Achermann B (eds.). Critical Levels for ozone a UNECE Workshop Report. Vol. 16. Eidgenössische Forschungsanstalt Bern, Schweiz, 88-97
- Braun S., Remund J., Flückiger W. 2003: Ozone effects observed in open-top chamber experiments with beech: a recalculation with ozone flux. Background paper forests, UNECE Workshop Establishing Ozone Critical Levels II, IVL report B 1523, Gothenburg, Sweden, 19-22 November. 316-319
- Braun S., Rihm B., Schindler C., Flückiger W. 1999: Growth of mature beech in relation to ozone and nitogen deposition: an epidemiological approach. Water, Air, and Soil Pollution 116, 357-364

- Bruckner R. 1996: Deposition und oberirdische Aufnahme von gas- und partikelförmigen Stickstoff aus verschiedenen Emissionsquellen in ein Fichtenökosystem. Bayreuther Forum Ökologie, Band 29
- Butterbach-Baal K., Breuer L., Gasche R., Willibald G., Papen H. 2002: Exchange of trace gases between soils and the atmosphere in Scots pine forest ecosystems of the north-eastern German lowlands 1. Fluxes of NO2, NO/NO2 and CH4 at forest sites with different N-deposition, Forest Ecology and Management 167, 123-134
- Büttner G., Lamersdorf N, Schulz R, Ulrich B. 1986: Deposition und Verteilung chemischer Elemente in küstennahen Waldstandorten Fallstudie Wingst. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben, Reihe B, Band 1
- CAFE, EU 2005
- Cape J.N. 1998: Uptake and fate of gaseous Pollutants in leaves. New Phytologist 139, 221-223
- CEN 2001: Ambient Air Quality Diffusive samplers for the determination of gases and vapours.

 Part 3 Guide to selection, use and maintenance . TC.No.264, European Rwef., Nr. 13528-3
- Charles D.F., Battarbee R.W., Renberg, I., van Dam and Smol J.P. 1989: In: Lindberg S.E., Page A.L. (Eds.). Acid precipitation Vol. 4. Soils, aquatic processes and lake acidification. Springer-Verlag, New York, 207-276
- Claude H. 1994: 25 Jahre Ozonforschung auf dem Hohenpeißenberg. Highlights und Entwicklung. In: Observation und Simulation der Atmosphäre. Annalen der Meteorologie 29
- Claude H. 1996: Ergebnisse der Ozonforschung am Meteorologischen Observatorium Hohenpeißenberg. Promet 25 (4), 116-125
- Cox R.M. 2003: The use of passive sampling to monitor forest exposure to O3, NO2, and SO2: a review and some case studies. Environmental Pollution 126, 301-311
- Dämmgen U., Sutton L. 2001: Die Umwelt-Wirkungen von Ammoniak-Emissionen. KTBL-Schrift 401, 14-25
- De Leeuw F., Sluyter R., Van Breugel P., Bogman F. 2001: Air Pollution byozone in Europe in 1999 and the summer 2000. European Environment Agency. Topic Report 1/2001, S. 55
- Dise N.B., Wright R.F. 1995: Nitrogen leaching from European forest in relation to nitrogen deposition. Forest Ecol. and Management 71, 153-161
- Dittmar C., Elling W., Lorenz U. 2003: Disturbances in radial growth of common beech (Fagus sylvatica) growing in regions with high ozone pollution in Southern Germany. Background paper forests, UNECE Workshop Establishing Ozone Critical Levels II, IVL report B 1523, Gothenburg, Sweden, 19-22 November, 96-103
- Döhler H., Dämmgen U., Eurich-Menden B., Osterburg B., Lüttich M., Berg W., Bergschmidt A., Brunsch R. 2002: Anpassung der deutschen Methodik zur rechnerischen Emissionsermittlung an internationale Richtlinien sowie Erfassung und Prognose der Ammoniak-Emissionen der deutschen Landwirtschaft und Szenarien zu deren Minderung bis zum Jahre 2010. UBA-Texte 05/02
- Dollard G., Fowler D., Smith R.I., Hejelbrekke A.-G., Uhse K., Wallasch M. 1995: Ozone measurements in Europe. Water, Air, and Soil Pollution 85, 1949-1954
- Duyzer J.H., Verhagen H.L.M., Weststrate J.H. 1994: The dry deposition of ammonia onto a Douglas fir forest in the Netherlands. Atmospheric Environ. 28, 1241-1253
- EC-UNECE 2003: deVries W., Reinds G.J., Posch M., Sanz M.J., Krause G.H.M., Calatayud V., Renaud J.C.H. J.P., Dupouey J.L., Sterba H., Vel E.M., Dobbertin M., Gundersen P., Voogd. Intensive Monitoring of Forest Ecosystems in Europe, 2003. Technical Report, EC, UNECE, Forest Intensive monitoring coordinating Institute 2003, brüssel, Genf, ISSN 1020-6078, S. 163
- Elvira S., Bermejo V., Manrique E., Gimeno B.S. 2003: Differential response of two Quercus coccifera populations to their long-term ozone exposure. Background paper forests, UNECE Workshop Establishing Ozone Critical Levels II, IVL report B 1523, Gothenburg, Sweden, 19-22 November, 363-368

- Emberson L. D. Wieser G. Ashmore M.R. 2000a: Modelling of stomatal conductance and ozone flux of Norway spruce (Picea abies L. Karst.):comparison with field data. Environmental Pollution 19, 393-402
- Emberson L., Simpson D., Tuovinen J.P., Ashmore M.R., Cambridge H.M. 2000b: Towards a model of ozone deposition and stomatal uptake over Europe. EMEP MSC-W Note 6/2000, July 2000, Research note No. 42, Norwegian Meteorological Institute
- EMEP 2004: Convention of Longe-Lange Transboundary Air Pollution. Co-operative programme for monitoring and evaluation of the long-range transmission of air pollutants in Europe. EMEP Assessment Report Part I and II. Oslo, October 2004
- Enquete-Kommission 1995: Enquete-Kommission "Schutz der Erdatmosphäre". Mehr Zukunft für die Erde. Nachhaltige Energiepolitik für dauerhaften Klimaschutz. Deutscher Bundestag (Hrsg.). Economica Verlag
- Erisman J. W., Draajers G.J.P. 1995: Atmospheric deposition in relation to acidification and eutrophication. Studies in Environ. Sci. 63. Elsevier, Amsterdam
- Erisman J.W., Bleeker A., van Jaarsveld H. 1998: Atmospheric deposition of ammonia to semi-natural vegetation in the Netherlands methods for mapping and evaluation. Atmospheric Environ. 32, 3, 481-489
- Fabian 1992: Atmosphäre und Umwelt. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, 3. Auflage
- Fangmeier A., Hadwiger-Fangmeier A., van der Eerden L., Jäger H.-J. 1994: Effects of atmospheric ammonia on vegetation a review. Environ. Pollut. 86, 43-82
- Feger K.H. 1998: Untersuchungen zum Schwefelhaushalt. In: Raspe S., Feger K.H., Zöttl H.W. (Hersg.). Ökosystemforschung im Schwarzwald. Verbundprojekt ARINUS. Ecomed-Verlag, Landsberg, 341-386
- Ferm M. and Svanberg P.-A. 1998: Cost-efficient techniques for urban- and background measurements of SO2 and NO2. Atmospheric Environment 32, 1377-1381
- Ferretti, M., Sanz M.J., Schaub M. 2004: Ozone and Forests of South-Western Europe. Project cofinanced by the EU, Report Madrid, S. 149
- Ferretti M, Alianiello F., Amoriello, T., Amorini E., Buffoni A., Bussotti F., Canullo R., Costantini A., Cozzi A., Fabbio G., Gerosa G., Matteucci G., Mosello R., Petriccione B., Pompei E., Spinazzi F. 2003: Assessment of ozone exposure and effects on forest vegetation through routine monitorino programmes a risk analysis in Italy. Background paper forests, UNECE Workshop Establishing Ozone Critical Levels II, IVL report B 1523, Gothenburg, Sweden, 19-22 November, 128-140
- Fowler D., Cape J.N., Leith I.D., Choularton T.W., Gray M.J., Jones A. 1988: The influence of altitude on rainfall composition at Great Dunn Fell. Atmospheric Environ. 22, 1355-1362
- Fowler D., Duyzer J.H., Baldocchi D.D. 1991: Inputs of trace gases, particles and cloud droplets to terrestrial surfaces. In: Last F.T., Waltling R. (Eds.). Acidic deposition Its nature and impacts. Proceedings of the royal society of Edinburgh, Section B (Biol. Sciences), Vol. 97. The Royal Society of Edinburgh, Edinburgh
- Fowler D., Flechard C., Skiba U., Coyle M., Cape J.N. 1998: The atmospheric budget of oxidised nitrogen and its role in ozone formation. New Phytol. 139, 11-23
- Fuhrer J., Achermann B. 1994: Critical levels for ozone. UNECE Workshop Report, Schriftenreihe des FAC Berne-Liebefeld
- FVA Baden-Württemberg 2004: Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden Württemberg (Hrsg.), Waldzustandsbericht 2004
- Galloway J.N., Dentener F.J., Capone D.G., Boyer E.W., Howarth R.W., Seitzinger S.P., Asner G.P., Cleveland C.C., Green P.A., Holland E.A., Karl D.M., Michaels A.F., Porter J.H., Townsend A.R., Vörösmarty C.J. 2004: Nitrogen cycles: past, present, and future. Biogeochemistry 70, 153-226
- Galloway J.N., Rodhe H. 1991: Regional atmospheric budgets of S and N fluxes: how well can they be quantified. In: Last F.T., Waltling R. (Eds.). Acidic deposition Its nature and impacts.

- Proceedings of the royal society of Edinburgh, Section B (Biol. Sciences), Vol. 97. The Royal Society of Edinburgh, Edinburgh
- Garber K. 1935: Über die Physiologie der Einwirkung von Ammoniakgasen auf die Pflanze. Landwirtsch. Vers. Stat. 123, 277-344
- Gessler A. 1999: Untersuchungen zum Stickstoffhaushalt von Buchen (Fagus sylvatica) in einem stickstoffübersättigten Waldökosystem. Schriftenreihe der Professur für Baumphysiologie 6 Wissenschafts-Verlag Dr. Wigbert Maraun, Frankfurt/Main, ISBN 3-932666-11-9
- Grennfelt P., Hultberg H. 1986: Effects of deposition on the acidification of terrestrial and aquatic ecosystems. Water, Air, and Soil Pollut. 30, 943-963
- Grünhage et al. (2006): PLATIN (PLant-ATmosphere INteraction) a flux estimation programme for latent and sensible heat, trace gases and aerosol constituents. Landbauforschung Völkenrode, in preparation.
- Grünhage L., Krause G.H.M., Köllner B., Bender J., Weigel H.J., Jäger H.J., Guderian R. 2001: A new flux oriented concept to derive critical levels for ozone to protect vegetation. Environmental Pollution 111, 355-362
- Grünhage L., Haenel H.-D., Jäger H.-J. 2000: The exchange of ozone between vegetation and atmosphere: micrometeorological measurement techniques and models. Environmental Pollution 109, 373-392
- Grünhage L., Hänel H.-D. 1997: PLATIN I: A model of plant-atmosphere interaction for estimating absorbed doses of gaseous air pollutants. Environmental Pollution 98, 37-50
- Grünhage L., Jäger H.J. 1996: Critical levels of ozone, ozone exposure potentials of the atmosphere or critical absorbed doses for ozone: a general discussion. In: Kärenlampi L., Skärby L. (eds.). Critical levels for ozone in europe: Testing and finalizing the concepts. UNECE Workshop Report Univ. Kupio, Dep. of Ecol. and Environ. Sci., 151-168
- Guderian R., Tingey D.T., Rabe R. 1985: Effects of phytochemical oxidants on plants. In: Guderian R. (Ed.). Air pollution by phytochemical oxidants. Ecological Studies, Vol. 25, Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, 129-133
- Hauhs M., Wright R.F. 1986: Regional pattern of acid deposition and forest decline along a cross section through Europe. Water, Air, and Soil Pollut. 31, 463- 474 Walter de Gruyter, Berlin, New York
- Heath R.L. 1980: Initial events in injury to plants by air pollutants. Annu. Rev. Plant Physiol. 31, 395-431
- Heath R.L., Taylor G.E. 1997: Physiological processes and plant response to ozone. In: Sandermann H., Wellburn A.R., Heath R.L. (eds.). Forest decline and ozone: a comparison of controlled chamber and field experiments. Ecological Studies Vol. 127, Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, 317-368
- Heji G.J., Erisman J.W. 1997: Research into acid atmospheric deposition and its effects on terrestrial ecosystems in the Netherlands.
- Hollemann A.F., Wiberg N. 1985: Lehrbuch der anorganischen Chemie.
- Hörmann G. 1998: The SIMPLE soilwater spreedheets defining the low end of hydrologic computing. Ecosystem Research Center, Kiel, Germany, 1-20
- Horvath L. 1983: On the vertical flux of gaseous ammonia above water and soil surfaces. In: Georgii H.W., Pankrath L. (eds.) Deposition of Atmospheric Pollutants, Reidel Dordrecht, 17-22
- Huber C. 1997: Untersuchungen zur Ammoniakimmission und zum Stoffhaushalt auf gekalkten und ungekalkten Flächen in einem stickstoffübersättigten Fichtenökosystem (Höglwald). Dissertation LMU, Hieronymus, ISBN 3-933083-13-3, S. 183
- Huber C., Oberhauser A., Kreutzer K. 2002: Deposition of ammonia to the forest floor under spruce and beech at the Höglwald site. Plant and Soil 240, 3-11
- Hultberg H., Apsimon H., Church R.M., Grennfelt P., Mitchell M.J., Moldan F., Ross H.B. 1992: Chapter 10. sulphur. In: Moldan B. und Cemy J. (Eds.). Biogeochemistry of small catchments: a tool for environmental research. SCOPE. John Wiley & Sons, Chichester, 229-254 Karlsson P.E., Uddling J., Braun S., Broadmeadow M., Elvira S., Gimeno B.S., Le Thiec D., Oksanen

- E., Vandermeitren K., Wilkinson M., Ceulemans R., Emberson L. 2003: New Critical Levels for ozone impact on trees based on leaf cumulated ozone uptake. Atmospheric Environment 38 (15), 2238-2294
- Ibrom A., Oltchev A., Constantin ., Marques M., Gravenhorst G. 1994: Die Stickstoffimmission und deposition in Wäldern. In: Wirkungskomplex Stickstoff und Wald, Umweltbundesamt Texte 28/95, 20-29
- ICP Forests: www.icp-forests.org/MonLvII.htm
- Innes J.L., Skelly J.M., Schaub M. 2001: ozone and broadleaved species. A guide to the identification of ozone-induced foliar injury. Ozon, Laubholz- und Krautpflanzen. Ein führer zum Bestiummen von Ozonsymptomen. Birmensdorf Eidgenössische Forschungsanstalt WSL. Bern, Stuttgart, Wien, Haupt. 136. ISBN 3-258-06384-2
- Isermann K., Isermann R. 1996: Nachhaltige Landbewirtschaftung aus der Sicht des Nährstoffhaushalts. Interdisziplinäres Kolloquium des Bay. Landesamtes für Wasserwirtschaft am 18. und 19. November in München zur Thematik "Landbewirtschaftung und Trinkwasserschutz"; Schriftenreihe des Bay. Landesamtes für Wasserwirtschaft/Sachgebiet 17
- IVL Broschüre: internet: http://www.ivl.se, Broschure "Diffusive Samplers for Air Monitoring"
- Johnson D.W., Mitchell M.J. 1992: Response of Forested Ecosystems to Changing Sulfur Inputs Chapter 7. In: Johnson D.W., Lindberg S.E. (eds.), Atmospheric deposition and forest nutrient. Ecological Series 91. Springer Verlag, New York, 219-262
- Kärenlampi L., Skärby L. 1996: Critical levels for ozone in Europe: testing and finalizing the concepts. Kärenlampi L., Skärby L. (eds.) UNECE Workshop Report. University of Kupio, Departement of Ecology and Environmental Science.
- Karlsson P., Uddling J., Braun S., Broadmeadow M., Elvira S., Gimeno B., D., Le Thiec D., Oksanen E., Vanermeiren K., Wilkinson M., Emberson L.D. 2004: New critical levels for ozone effects on young trees based on AOT40 and simulated cumulative leaf uptake of ozone. Atmospheric Environment 8, 2283-2294
- Kerstiens G., Lendzian K.J. 1989: Interactions between ozone and plant cuticles. I. Ozone deposition and permeability. New Phytologist 112, 13-19
- Kirchner M., Braeutigam S., Ferm M., Haas M., Hangartner M., Hofschreuder P. Kasper-Giebl A., Römmelt H., Striedner J., Terzer W., Thöni L., Werner H. and Zimmerling R. 1999: Field intercomparison of diffusive samplers for measuring ammonia. J. Environmental Monitoring 1, 259-265
- Klapp J. M., Reinds G.J., Bleeker A., de Vries W. 2000: Environmental stress in German forests. Alterra Rapport 134 (2000), ISSN 1566-7197, Wageningen, Netherlands, 1-73
- Kölling C. 1991: Stickstoffsättigung in Waldökosystemen. Allg. Forst Zeitschr. 46, 513-517
- Krause G.H.M., Köllner B., Grünhage L. 2003: Effects of ozone on European tree species A concept of local risk evaluation within ICP-forests. Background paper forests, UNECE Workshop Establishing Ozone Critical Levels II, IVL report B 1523, Gothenburg, Sweden, 19-22 November, 230-235
- Kreutzer K., Göttlein A., Pröbstle P., Zuleger M. 1991: Höglwaldforschung 1982-1989 Zielsetzung, Versuchskonzept, Basisdaten. In: Kreutzer K., Göttlein A. (Hrsg.) Ökosystemforschung Höglwald. Verlag Paul Parey, Hamburg, Berlin, 11-29
- Kreutzer K., Weiss T. 1998 The Höglwald field experiment aims, concept and basic data. Plant and Soil 199, 1-10.
- Krupa S., Mc Grath M.T., Andersen C.P., Booker F.L., Burkey K.O., Chappelka A.H., Chevone B.I., Pell E.J., Zilinskas B.A. 2001: Ambient Ozone and Plant Health. Plant Disease 85, 4-12
- Krupa S., Nosal M., Ferdinand J.A., Stevenson R.E., Skelly J.M. 2003: A multi-variate statistical model integrating passive sampler and meteorology data to predict the frequency distribution of hourly ambient ozone (O₃) concentrations. Environmental Pollution 124, 173-178 1994
- Küppers K., Boomers J., Hestermann C., Hanstein S., Guderian R. 1993: Reaction of forest trees to different exposure profiles of ozone dominated air pollution mixtures. In: Fuhrer J., Acher-

- mann B (eds.). Critical Levels for ozone a UNECE Workshop Report. Vol. 16. Eidgenössische Forschungsanstalt Bern, Schweiz (eds.), 98-110
- Likens G.E., Bormann F.H., Pierce R.S., Eaton J.S., 1985: Biogeochemistry of a forested ecosystem. Springer-Verlag, New York, S. 146
- Likens G.E., Bormann F.H., Pierce R.S., Eaton J.S., Johnson N.M. 1977: Biogeochemistry of an Forested Ecosystem. Springer Verlag, New York
- Lindberg S. E., Page A., Norton S.A. 1990: Acidic precipitation, Vol. 3. Sources, deposition and canopy interactions. Springer-Verlag, New York, S. 332
- LÖBF Nordrhein-Westfalen 2003: Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten Nordrhein-Westfalen (Hrsg.). Waldzustandsbericht 2003
- MacDonald J.A., Dise N.B., Matzner E., Armbruster M., Gundersen P., Forsius M. 2002: Nitrogen input together with ecosystem nitrogen enrichment predict nitrate leaching from European forests. Global Change Biol. 8, 1028-1033
- Matyssek R. 1998: Ozon ein Risikofaktor für Bäume und Wälder. Biologie in unserer Zeit Jahrg. 28, Nr. 6, Willey-VCH Verlag GmbH, Weinheim
- Matyssek R., Bytnerowicz A., Karlsson P.E., Paoletti E., Sanz M., Schaub M., Wieser G. 2005b. Promoting the O3 flux concept for European forests trees. Environmental Pollution (submitted)
- Matyssek R., Ceulemans R., Fabian P., Grill D., Hanke D., Kraigher H., Oßwald W., Rennenberg H., Sandermann H., Tausz M., Wieser G. 2006. Conclusions from the CASIROZ Case Study at Kranzberg Forest. In: Proceedings of the CASIROZ session at the UNECE workshop "Critical Levels of ozone: further applying and developing the flux-based concept" held at Obergurgl, Austria, Nov 15-19, 2005 Wieser G. (Ed.), 47-50, www. casiroz.de
- Matyssek R., Innes J.L. 1999: Ozone a risk factor for trees and forests in Europe. Water, Air, and Soil Pollution 116, 199-226
- Matyssek R., Le Thiec D., Löw M., Dizengremel P., Nunn A.J., Häberle K.-H. 2005a. Interactions between drought and O3 tress in forest trees. Plant Biol. 8, 11-17
- Matyssek R., Wieser G., Nunn A.J., Kozovits A.R., Reiter I.M., Heerdt C., Winkler J.B., Baumgarten M., Häberle K.-H., Grams T.E.E., Werner H., Fabian P., Havranek W.M. 2004.Comparison between AOT40 and ozone uptake in forest trees of different species, age, and site conditions. Atmospheric Environment 38, 2271-2281
- Matzner E. 1989: Acid precipitation: Case study Solling. In: Adriano D.C., Havas M. (Eds.). Acidic precipitation, Vol I, Springer-Verlag, New York, S. 311
- Matzner E., Zuber T., Lischeid G. 2004: Response of soil solution chemistry and solute fluxes to changing deposition rates, In. Matzner E.: Biogeochemistry of forested catchments in a changing environment: a German case Study. Springer Verlag, Heidelberg, Ecological Studies
- Mayer R., Ulrich B. 1974: Conclusions on the filtering action of forests from ecosystem analyses. Oecol. Plant. 9, 157-168
- Menzel A., Heerdt C., Werner H. 2004: Ozonbelastung in Deutschland: Sommer 2003: Mehr Hitze, mehr Ozon. LWF aktuell, 43/2004
- Miller P.R., Mc Bride J.R. (eds.) 1998: Oxidant air pollution impacts in the montane forest of Southern California. A case study of the San Bernardino Mountains. Springer Verlag, New York, S. 424
- MLUV Brandenburg 2004: Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg, Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin (Hrsg.). Waldzustandsbericht 2004 der Länder Brandenburg und Berlin
- NEC-Richtlinie 2001: National Emission Ceiling (NEC), Richtlinie 2001/81/EG über nationale Emissionshöchstmengen für bestimmte Luftschadstoffe vom 23.Oktober 2001, ABI. Nr. L 309/22
- Nihlgard B. 1985 : The ammonium hypothesis an additional explanation to the forest dieback in Europe. Ambio 14, 2-8

- Nilsson J. Grennfelt P.1988: Critical Levels for sulphur and nitrogen. Environmental Report 1988:15 (Nord 1988:97), Nilsson J. Grennfelt P (eds.), Nordic Council of Ministers, Copenhagen, S. 418
- Nunn A.J., Kozovits A. R., Reiter I.M., Heerdt C., Leuchner M., Lütz C., Liu X., Löw M., Winkler J.B., Grams T.E.E., Häberle K.H., Werner H., Matyssek R., 2005. Comparison of ozone uptake and sensitivity between a phytotron study with young beech and a field experiment with adult beech (Fagus sylvatica). Environmental Pollution 137, 494-506
- Nunn A.J., Reiter I.M., Häberle K.H., Langebartels C., Bahnweg G., Pretzsch H., Sandermann H., Matyssek R. 2005a: Response patterns in adult forest trees to chronic ozone stress: identification of variations and consistencies. Environmental Pollution 136, 365-369
- O'Gara P.J. 1922: Sulfur dioxide and fume problems and their solution. Quoted in: Olsen J.C., "Fourteenth semiannual meeting of the American Institute of Chemical Engineers". Journal of industrial Engineering and Chemistry 14, 744-745
- Oksanen E. 2003: A multi-year free air ozone exposure with silver beech (Betula pendula Roth.) in Kupio, Finland: A comparison of physiological ozone responses between soil-grown trees and potted saplings. Background paper forests, UNECE Workshop Establishing Ozone Critical Levels II, IVL report B 1523, Gothenburg, Sweden, 19-22 November, 299-307
- Paoletti E., Nali C., Marabottini R., Della Rocca G., Lorenzini G., Paolacci A.R., Ciuffi M., Badiani M. 2003: Strategies of response to ozone in Mediterranean evergreen species. Background paper forests, UNECE Workshop Establishing Ozone Critical Levels II, IVL report B 1523, Gothenburg, Sweden, 19-22 November, 336-343
- Pearson J., Mansfield T.A. 1994: Effects of exposure to ozone and water stress on the following season's growth of beech (Fagus sylvatica L.). New Phytologist 126, 511-515
- Pearson J., Steward G.R. 1993: The deposition of atmospheric ammonia and its effects on plants. New Phytol. 125, 283-305
- Pell E., Schlagnhaufer C., Arteca R. 1997: Ozone-induced oxidative stress: Mechanisms of action and reaction. Physiologica Plantarum 100, 264-273
- Rennenberg H., Kreutzer K., Papen H., Weber P. 1998: Consequences of high loads of nitrogen for spruce (Picea abies L.) and beech (Fagus sylvatica L.) forests. New phytol. 139, 71-86
- Reuss J.O., Johnson D.W. 1986: Acid deposition and acidification of soils and waters. Ecological Studies 59, Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, Tokyo, 119 S
- Rothe A., Huber C., Kreutzer K., Weis W. 2002: Deposition and soil leaching in stands of Norway spruce and European Beech: Results from the Höglwald research in comparison with other European case studies. Plant and Soil 240, 33-45
- Sanz M.J., Krause G.H.M., Calatayud V. 2005: Ozone exposure and ozone injury symptoms at intensive monitoring plots. Results from the test phase. (in preparation)
- Scheffer F., Schachtschabel P. 2002: Lehrbuch der Bodenkunde. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg
- Schjiörring J.K., Husted S., Mattsson M. 1998: Physiological parameters controlling plant-atmosphere ammonia exchange. Atmospheric Environment 32, 491-498
- Schultze E.-D., Freer-Smith P.H. 1991: An evaluation of forest decline based on field observations focused on Norway spruce, Picea abies. In: Last F.T., Waltling R. (Eds.). Acidic deposition Its nature and impacts. Proceedings of the royal society of Edinburgh, Section B (Biol. Sciences), Vol. 97. The Royal Society of Edinburgh, Edinburgh
- Schultze E.-D., Oren R., Lange O.L. 1989: Processes leading to forest decline: a synthesis. In: Forest decline and air pollution. Schultze E.-D., Lange O.L., Oren R. (Eds.), Springer-Verlag, Berlin, 459-498
- SMUL Sachsen 2004: Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft (Hrsg.). Waldzustandsbericht 2004
- Spangenberg A. 2002. Stickstoffbelastung an Waldrändern. Untersuchungen in südbayerischen Regionen mit hoher Ammoniakemission. Schriftenreihe des WZW der TUM und der Bayerischen

- Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft. Forstliche Forschungsberichte München Nr. 190/2002, S.176
- Spiecker H. 1999. Overview of recent growth trends in European forest. Water, Air and Soil Pollut. 116, 33-46
- Stockwell W.R., Kramm G., Scheel H.-E., Mohnen V. A., Seiler W. 1997: Ozone formation, destruction and exposures in Europe und the United states. In: Sandermann H., Wellburn A.R., Heath R.L. (eds.). Forest decline and ozone: a comparison of controlled chamber and field experiments. Ecological Studies Vol. 127, Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, 1-38
- Stulen I., Perez-Soba M., De Kok L.J., Van der Eerden L. 1998: Impact of gaseous nitrogen on plant functionig. New Phytol. 139, 61-70
- Sutton M.A., Schjiörring J.K., Wyers G.P. 1995: Vegetation atmosphere exchange of ammonia: canopy cycling and the impacts of elevated nitrogen inputs. Water, Air, and Soil Pollution 85, 2057-2063
- TA Luft 2002: Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft vom 24.07.2002 (TA Luft), GMBI. I S.511
- Taylor G.E. Jr., Johnson D.J., Anderson C.P. 1994: Commissioned review Air pollution and forest ecosystems: a regional to global perspective. Ecol. Appl. 4, 662-689
- UBA Umweltbundesamt 2003: Kurzbericht Ozonsituation 2003 in der Bundesrepublik Deutschland. UBA Berlin, Dezember 2003
- UBA Umweltbundesamt 2003a: Wälder weiter unter Druck. 11.12.2003 Presseinformation 29/2003 UBA Umweltbundesamt 2004: Hintergrundinformation: Sommersmog. UBA Berlin, Mai 2004
- Uddling J, Günthardt-Goerg M.S., Matyssek R., Oksanen E., Pleijel H., Sellden ., Karlsson P.E. 2004. Biomass reduction of juvenile birch is more strongly related to stomatal uptake of ozone than to indices based on external exposure. Atmospheric Environment 38, 4709-4719
- UDO 2004: Umweltdaten Deutschland Online (UDO). Umweltbundesamt UBA. www. envit.de/umweltdaten/public/theme
- Ulrich B. 1983: Soil acidity and its relations of acid deposition. In: Ulrich B., Pankrath J (Eds.). Effects of accumulation of air pollutants in forest ecosystems. D. Reidel Publishing Company, 127-146
- Ulrich B., Mayer R., Khanna P. K. 1979: Die Deposition von Luftverunreinigungen und ihre Auswirkungen in Waldökosystemen im Solling. Schriften aus der Forstl. Fak. Univ. Göttingen, Bd. 58, Sauerländer Verlag
- UNECE 1999: Convention on Long-range Transboundary Air Pollution, Protocol to Abate Acidification, Eutrophication and Ground-level Ozone at their meeting in Gothenburg (Sweden). ECE/ENV/99/12Geneva, 1 December 1999
- UNECE 1988: Final Draft Report of the Critical Level Workshop, Bad Harzburg, Germany, 14-18 March 1988. Federal Environmental Agency Berlin, c/o Dr. Heinz Gregor, Germany
- UNECE 1992: Critical Loads for Nitrogen. Report from a UNECE-Workshop at Löheberg, Sweden, 6-10 April1992 (Eds. Grennfelt P. & Thörnelöf E.). Nordic Council of Ministers. Nord, 1002:41
- UNECE 2003: UNECE Workshop Report, Establishing Ozone Critical Levels II, November Karlsson P.E., Sellden G., Pleijel H. (eds.), IVL report B 1523 Gothenburg, Sweden, 19-22 November 2002
- UNECE 2004: Mapping Manual, UNECE Convention for Long-Range Trans-boundary Air Pollution, Manual on methodologies and criteria for modelling and mapping critical loads and levels and air pollution effects, risks and trends. http://www.oekodata.com/icpmapping/pub/manual 2004/mapman 2004.pdf
- UNECE 2004a: Manual for methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests. Part X A. and B., UNECE Convention for Long-Range Trans-Boundary Air Pollution, International co-operative programme of assessment and monitoring of air pollutants on forests

- UNECE 2005a: Forest Trees Working Group Report. Critical Level of Ozone: Further applying and developing the fluxed-based concept. 15-19 November 2005, Obergurgl, Tyrol, Austria
- UNECE 2005b: ICP-Forests. ICP-Forests Work Report Forest Conditions in Europe. 2005 Technical Report of ICP Forests. Lorenz M., Becher G., Mues V., Fischer R., Becker V., Catalayud V., Dise N., Krause G.H.M., Sanz M., Ulrich E, Institute of World Forestry 2005/2, Federal Research Centre in Forestry and Foest Products (BFH), UNECE Geneva 2005 (http://icpforests.org)
- Van Breemen N., Burrough P.A., Verlthorts E.J., van Doben H.F., de Wit T., Ridder T.B., Reinders H.F.R. 1982: Soil acidification from atmospheric ammonium sulphate in forest canopy throughfall. Nature 299, 548-550
- Van Breemen N., van Dijk H.F.G. 1988: Ecosystem effects of atmospheric deposition of nitrogen in the Netherlands. Environ. Pollut. 54, 249-274
- Van Hove L.W.A., Adema E.H., Vredenberg W.J., Pieters G.A. 1989: A study of the adsorbtion of NH3 and SO2 on leaf surfaces. Atmosoheric. Environ. 23, 1479-1486
- VDI 2310 part 6 2002: Maximum immission values to protect vegetation. Maximum immission concentrations for ozone. Beuth, Berlin
- Volz A., Kley D. 1988: Evaluation of the Montsouris series of ozone measurements made in the nine-teenth century. Nature 332, 240-242
- Welburn A.R. 1990: why are atmospheric oxides of N usually phytotoxic and not alternative fertilizers? New Phytol. 115, 395-429
- WHO 2000: Air Quality Guidelines for Europe, Second Edition. WHO Regional Publications, European Series, No. 91. World Health Organisation, Regional Office for Europe. Copenhagen, S. 273
- Wieser G. 1997: Ozone impact on photosynthetic capacity of mature and young Norway spruce (Picea abies (L.) karst.): external versus internal exposure. Phyton-Annales Rei Botanicea 37, 297-302
- Wieser G. Hecke K., Tausz M., Häberle K.-H., Grams T.E.E., Matyssek R. 2003a: The influence of microclimate and tree age on the defence capacity of European beech (Fagus sylvatica L.) against oxidative stress. Annals of Forest Science 22, 583-590
- Wieser G., Matyssek R., Köstner B., Oberhuber W. 2003b: Quantifying ozone uptake at the canopy level of spruce, pine and larch trees at the alpine timberline: an approach based on sap flow measurements. Environmental Pollution 126, 5-8

Anhang

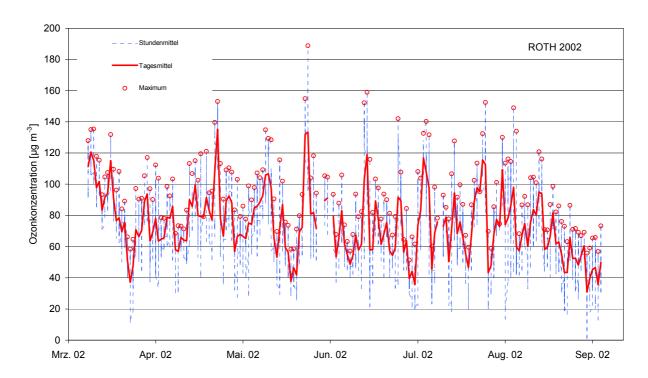
A) Monatliche integrierte Ozonkonzentrationen aus PASAM an den untersuchten Level II-Waldstandorten für die Jahre 2002 und 2003

Tabelle A.1: Monatliche integrierte Ozonkonzentrationen aus PASAM an den untersuchten Level II-Waldstandorten für die Jahre 2002 und 2003;

grün: Vegetationsperiode, gelb: Sommermonate, violett: Maximum auf der Fläche, rot: Maximum für den Monat

Fish	grun:	rün: Vegetationsperiode, gelb: Sommermonate, violett: Maximum auf der Fläch														lach									
101								02																	
100		1	2	3	4	5		,	_				12	1				_	6	_					
1905			- 10	4.5	20							20	2.2						_						
306			42	45								9								_					
300			54	71									28						88	_					30
307 31 49 49 62 55 53 47 36 36 29 12 17 34 25 49 66 54 59 58 62 37 26 11 24 308 57 58 53 66 56 53 52 60 39 36 12 23 33 44 60 72 66 67 70 76 67 510 33 49 44 56 53 52 50 49 31 30 19 18 43 19 52 66 64 59 53 70 36 27 22 22 520 23 49 44 56 53 52 55 64 40 31 30 19 18 43 19 52 66 64 59 53 70 36 27 22 22 520 23 48 53 59 59 69 51 71 45 32 20 13 71 73 32 27 49 67 59 68 61 76 42 26 22 14 504 33 47 56 59 56 56 51 71 45 32 20 13 71 42 59 74 55 88 61 76 42 26 22 14 508 33 47 56 59 56 56 51 71 45 32 20 13 71 42 59 74 55 88 61 76 43 26 22 14 508 33 47 56 59 56 56 51 51 45 32 20 13 18 42 55 56 76 73 58 83 30 60 37 29 19 509 38 48 63 64 66 66 66 62 62 63 63 60 60 64 50 32 25 17 43 57 68 81 73 38 38 30 60 37 29 19 6001 58 55 56 64 76 60 66 66 62 62 64 63 63 60 66 66 62 64 63 63 60 66 64 65 64 63 64 64 64 64 64 64						_							23						92		_				38
Section Sect		31																							
Solid Soli																									
SOURT SOUR		33																_							21
Section Sect			49						49	31					19										
Section Sect	503						55	48											68		<mark>76</mark>				
Soft																									
Section Sect																									
601		38						_															37		
603		58	54	59		_		_					18	42	55	65								38	23
608	-							_																	
606																	09							15	
606																	71			_				43	
Fig. 2017 Fig. 2018 Fig.	-				31								2.0				/ 1			_				2.7	_
Total Tota	-				58							J.					74			_					
Total Tota		43	55	58			-					41	16	39	47	62				_				47	32
801	705	43	60		79		79		84			47	34	44	56						115		20	34	
802	706	20	33	<mark>66</mark>	48	45	50	43	35	34		17	11	24	28	39	61		51	47	56	38	21	5	17
805							81	79											_						
806	-																75	_	92						
808							0.0																		
809							89																		
901							6.1	_											72						
909						62													_	86	76	50	36	1.4	_
909						02								62	82	93				_					_
914 67 66 70 64 41 38 24 14 36 55 76 79 74 83 94 79 75 40 14 916 86 85 77 66 61 60 50						75							_	17	63	78			_		_				
916							-	_	_																
922 1001	916						86	85					50						_	110			64		
1001 28	919					59		59	54	32	24	15	14	30	58	68		71	73	81		50			
1101 28 45 48 57 64 67 60 61 49 36 15 24 26 36 51 60 60 64 54 64 43 23 12 25 1201 37 54 54 59 61 59 54 55 45 35 14 26 36 51 60 80 70 73 61 67 46 30 30 30 1202 37 49 51 54 58 58 57 53 44 30 15 25 32 54 64 72 68 77 61 64 45 30 29 27 1203 34 48 52 59 58 59 58 61 49 36 16 26 32 58 61 82 71 75 53 74 51 31 31 31 1204 45 54 56 57 59 58 61 59 48 40 17 25 36 58 62 73 73 74 79 71 54 33 32 32 1205 42 52 58 58 58 63 58 60 59 43 36 15 25 34 56 60 84 80 71 71 75 59 34 33 33 1206 43 50 55 57 61 61 63 61 48 33 14 26 34 52 69 74 73 78 66 69 57 33 32 31 1302 51 22 74 47 69 64 61 63 53 40 21 28 34 40 60 59 78 67 66 69 57 33 32 31 1303 39 55 60 57 58 59 56 52 49 32 23 18 37 61 66 79 72 76 54 46 22 1401 42 55 62 65 65 72 63 67 55 44 36 32 44 78 72 87 84 95 82 104 78 45 30 49 1402 51 63 65 70 57 72 70 76 60 50 35 25 47 69 79 102 88 96 82 106 96 46 30 47 1403 42 53 53 62 59 73 57 57 44 44 28 27 40 59 65 74 69 80 66 74 62 38 19 50 1404 47 58 66 77 77 70 70 91 66 43 31 29 42 67 78 92 85 96 87 93 82 45 26 38 1405 40 58 53 59 65 58 53 56 37 37 24 23 35 49 60 78 70 82 66 85 73 33 12 33 1501 34 52 52 69 59 58 56 53 37 24 23 35 49 60 78 77 70 60 37 27 41 1608 37 54 54 57 50 54 56 67 37 30 24 19 34 39 53 71 55 66 58 76 50 27 16 29 1							86	84	76	60	55	65	47	58	73	91	95	99	92	113	99	81	62	54	
1201 37 54 54 59 61 59 54 55 45 35 14 26 36 51 60 80 70 73 61 67 46 30 30 30 30 1202 37 49 51 54 58 58 57 53 44 30 15 25 32 54 64 72 68 77 61 64 45 30 29 27 1203 34 48 52 59 58 59 58 61 49 36 16 26 32 58 61 82 71 75 53 74 51 31 31 31 1204 45 54 56 57 59 58 61 59 48 40 17 25 36 58 62 73 73 74 79 71 54 33 32 32 1205 42 52 58 58 63 58 60 59 43 36 15 25 34 56 60 84 80 71 71 75 59 34 33 33 1206 43 50 55 57 61 61 63 61 48 33 14 26 34 52 69 74 73 78 66 69 57 33 32 31 31 31 31 31 31	-																								
1202 37 49 51 54 58 58 57 53 44 30 15 25 32 54 64 72 68 77 61 64 45 30 29 27 1203 34 48 52 59 58 59 58 61 49 36 16 26 32 58 61 82 71 75 53 74 51 31 31 31 1204 45 54 56 57 59 58 61 59 48 40 17 25 36 58 62 73 73 74 79 71 54 33 32 32 1205 42 52 58 58 63 58 60 59 43 36 15 25 34 56 60 84 80 71 71 75 59 34 <t< td=""><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td>_</td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td>25</td></t<>						_																			25
1203 34 48 52 59 58 59 58 61 49 36 16 26 32 58 61 82 71 75 53 74 51 31 31 31 1204 45 54 56 57 59 58 61 59 48 40 17 25 36 58 62 73 73 74 79 71 54 33 32 32 1205 42 52 58 58 63 58 60 59 43 36 15 25 34 56 60 84 80 71 71 75 59 34 33 32 32 1206 43 50 55 57 61 61 63 61 48 33 14 26 34 52 69 74 73 78 66 69 57 <t< td=""><td>-</td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td></t<>	-																								
1204 45 54 56 57 59 58 61 59 48 40 17 25 36 58 62 73 73 74 79 71 54 33 32 32 1205 42 52 58 58 63 58 60 59 43 36 15 25 34 56 60 84 80 71 71 75 59 34 33 33 1206 43 50 55 57 61 61 63 61 48 33 14 26 34 52 69 74 73 78 66 69 57 33 32 31 1302 51 22 74 47 69 64 61 63 53 40 21 28 34 40 60 59 78 67 66 49 32 23 <t< td=""><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td>/2 82</td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td>21</td></t<>																	/2 82								21
1205 42 52 58 58 63 58 60 59 43 36 15 25 34 56 60 84 80 71 71 75 59 34 33 33 1206 43 50 55 57 61 61 63 61 48 33 14 26 34 52 69 74 73 78 66 69 57 33 32 31 1302 51 22 74 47 69 64 61 63 53 40 21 28 34 40 60 59 78 67 66 49 32 17 1303 39 55 60 57 58 59 56 52 49 32 23 18 37 61 66 79 72 76 54 46 22 1401 42 <																									32
1206 43 50 55 57 61 61 63 61 48 33 14 26 34 52 69 74 73 78 66 69 57 33 32 31 1302 51 22 74 47 69 64 61 63 53 40 21 28 34 40 60 59 78 67 66 49 32 17 1303 39 55 60 57 58 59 56 52 49 32 23 18 37 61 66 79 72 76 54 46 22 1401 42 55 62 65 65 72 63 67 55 44 36 32 44 78 72 87 84 95 82 104 78 45 30 49 1402 51								_											-	_					
1302 51 22 74 47 69 64 61 63 53 40 21 28 34 40 60 59 78 67 66 49 32 17 1303 39 55 60 57 58 59 56 52 49 32 23 18 37 61 66 79 72 76 54 46 22 1401 42 55 62 65 65 72 63 67 55 44 36 32 44 78 72 87 84 95 82 104 78 45 30 49 1402 51 63 65 70 57 72 70 76 60 50 35 25 47 69 79 102 88 96 82 106 96 46 30 47 1403 42		43		55								14			52								33	32	
1303 39 55 60 57 58 59 56 52 49 32 23 18 37 61 66 79 72 76 54 46 22 1401 42 55 62 65 65 72 63 67 55 44 36 32 44 78 72 87 84 95 82 104 78 45 30 49 1402 51 63 65 70 57 72 70 76 60 50 35 25 47 69 79 102 88 96 82 106 96 46 30 47 1403 42 53 53 62 59 73 57 57 44 44 28 27 40 59 65 74 69 80 66 74 62 38 19 50	-							_																	
1401 42 55 62 65 65 72 63 67 55 44 36 32 44 78 72 87 84 95 82 104 78 45 30 49 1402 51 63 65 70 57 72 70 76 60 50 35 25 47 69 79 102 88 96 82 106 96 46 30 47 1403 42 53 53 62 59 73 57 57 44 44 28 27 40 59 65 74 69 80 66 74 62 38 19 50 1404 47 58 66 77 77 70 70 91 66 43 31 29 42 67 78 92 85 96 87 93 82 45 26 38 1405 40 58 53 56 59 58	-			_		_	_	_																	
1403 42 53 53 62 59 73 57 57 44 44 28 27 40 59 65 74 69 80 66 74 62 38 19 50 1404 47 58 66 77 77 70 70 91 66 43 31 29 42 67 78 92 85 96 87 93 82 45 26 38 1405 40 58 53 56 59 58 56 53 37 26 37 30 37 52 60 73 70 83 75 72 60 35 17 29 1406 40 58 53 59 65 58 53 56 37 37 24 23 35 49 60 78 70 82 66 83 57 33 12 33 1501 34 52 52 69 59 65 48<	1401				65		72	63	67	55							87	84	95	82	104	78	45		
1404 47 58 66 77 77 70 70 91 66 43 31 29 42 67 78 92 85 96 87 93 82 45 26 38 1405 40 58 53 56 59 58 56 53 37 26 37 30 37 52 60 73 70 83 75 72 60 35 17 29 1406 40 58 53 59 65 58 53 56 37 37 24 23 35 49 60 78 70 82 66 83 57 33 12 33 1501 34 52 52 69 59 65 48 36 22 23 35 49 58 81 77 87 76 83 54 35 20 29 1605 58 64 78 89 86 97 90 97 75<							_												_		106			30	
1405 40 58 53 56 59 58 56 53 37 26 37 30 37 52 60 73 70 83 75 72 60 35 17 29 1406 40 58 53 59 65 58 53 56 37 37 24 23 35 49 60 78 70 82 66 83 57 33 12 33 1501 34 52 52 69 59 65 48 36 22 23 35 49 58 81 77 87 76 83 54 35 20 29 1605 58 64 78 89 86 97 90 97 75 53 46 33 50 70 82 97 93 113 99 120 93 53 38 52 1606 44 61 67 78 73 75 69 70 5	-				-	-	_				_								_	-					
1406 40 58 53 59 65 58 53 56 37 37 24 23 35 49 60 78 70 82 66 83 57 33 12 33 1501 34 52 52 69 59 65 48 36 22 23 35 49 58 81 77 87 76 83 54 35 20 29 1605 58 64 78 89 86 97 90 97 75 53 46 33 50 70 82 97 93 113 99 120 93 53 38 52 1606 44 61 67 78 73 75 69 70 58 46 32 22 45 53 70 89 81 92 87 103 78 44 27 38 1607 39 55 57 64 64 70 70 62							_	_										_	_						
1501 34 52 52 69 59 65 48 36 22 23 35 49 58 81 77 87 76 83 54 35 20 29 1605 58 64 78 89 86 97 90 97 75 53 46 33 50 70 82 97 93 113 99 120 93 53 38 52 1606 44 61 67 78 73 75 69 70 58 46 32 22 45 53 70 89 81 92 87 103 78 44 27 38 1607 39 55 57 64 64 70 70 62 47 41 27 17 37 47 58 76 74 92 79 100 67 37 27 41 1608 37 54 54					-		-	-										_	_				_	_	
1605 58 64 78 89 86 97 90 97 75 53 46 33 50 70 82 97 93 113 99 120 93 53 38 52 1606 44 61 67 78 73 75 69 70 58 46 32 22 45 53 70 89 81 92 87 103 78 44 27 38 1607 39 55 57 64 64 70 70 62 47 41 27 17 37 47 58 76 74 92 79 100 67 37 27 41 1608 37 54 54 57 50 54 56 67 37 30 24 19 34 39 53 71 55 66 58 76 50 27 16 29	-				59	65	_		-									_		_			_		
1606 44 61 67 78 73 75 69 70 58 46 32 22 45 53 70 89 81 92 87 103 78 44 27 38 1607 39 55 57 64 64 70 70 62 47 41 27 17 37 47 58 76 74 92 79 100 67 37 27 41 1608 37 54 54 57 50 54 56 67 37 30 24 19 34 39 53 71 55 66 58 76 50 27 16 29					20	96			_	_								_		_	_				_29
1607 39 55 57 64 64 70 70 62 47 41 27 17 37 47 58 76 74 92 79 100 67 37 27 41 1608 37 54 54 57 50 54 56 67 37 30 24 19 34 39 53 71 55 66 58 76 50 27 16 29	-						_					_						_						_	38
1608 37 54 54 57 50 54 56 67 37 30 24 19 34 39 53 71 55 66 58 76 50 27 16 29							_	_	_									_							
	-				-	_	_	_										_	-						
							_		_																

B) Jahresverläufe der Ozonkonzentration 2002 und 2003 und Korrelationen der PASAM-Werte mit den kontinuierlich gemessenen Ozonkonzentrationen für die Messstationen SICK und ROTH (NW) (Abbildung B.1, Abbildung B.2, Abbildung B.3) und STECH (BB) (Abbildung B.4, Abbildung B.5)



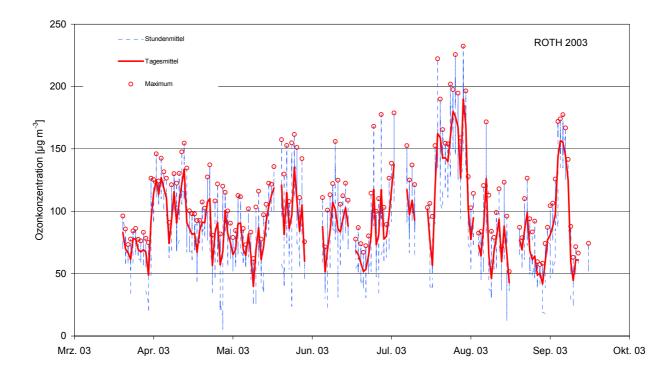


Abbildung B.1: Verlauf der Ozonkonzentrationen (Stunden-, Tagesmittelwerte, Maxima) an der Messstation ROTH in NW (Rothaargebirge) (675 m ü. NN) für das Jahr 2002 und 2003

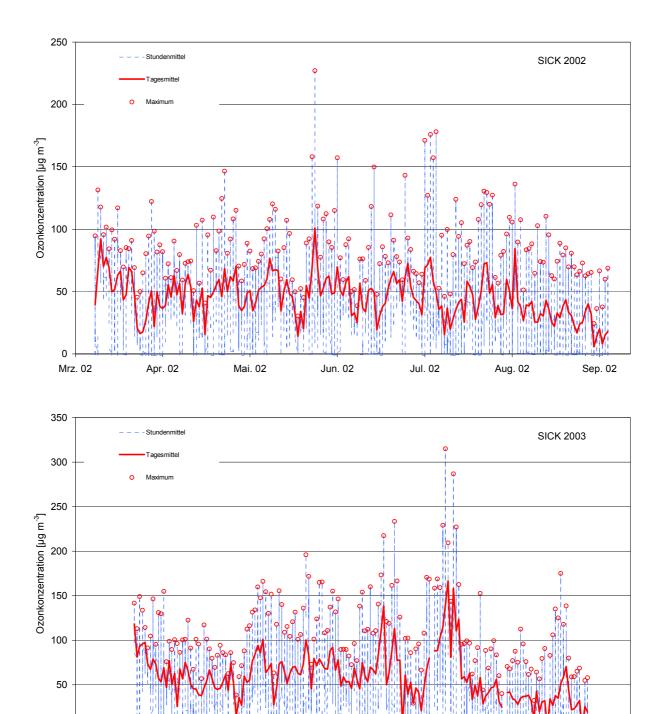


Abbildung B.2: Verlauf der Ozonkonzentrationen (Stunden-, Tagesmittelwerte, Maxima) an der Messstation SICK in NW (Marl-Sickingmühle) (75 m ü. NN) für das Jahr 2002 und 2003

Jun. 03

Jul. 03

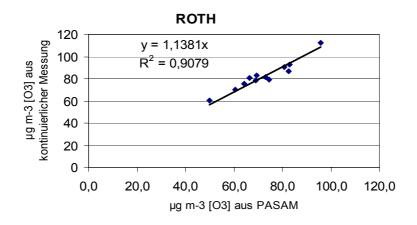
Aug. 03

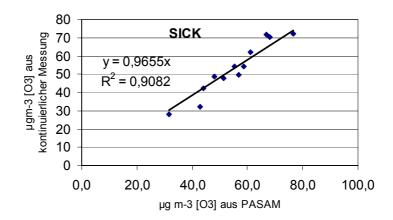
Sep. 03

Mai. 03

Apr. 03

0 ____ Mrz. 03





SICK+ROTH

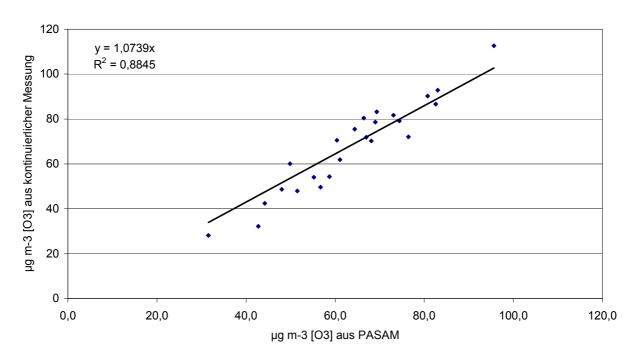


Abbildung B.3: Korrelation von monatlich integrierten PASAM-Ergebnissen mit zeitgleichen Mittelwerten aus kontinuierlichen Messungen der Ozonkonzentration an den Messstationen ROTH (506) und SICK (503) in NW (675 bzw. 75 m ü. NN) für die Jahre 2002 und 2003

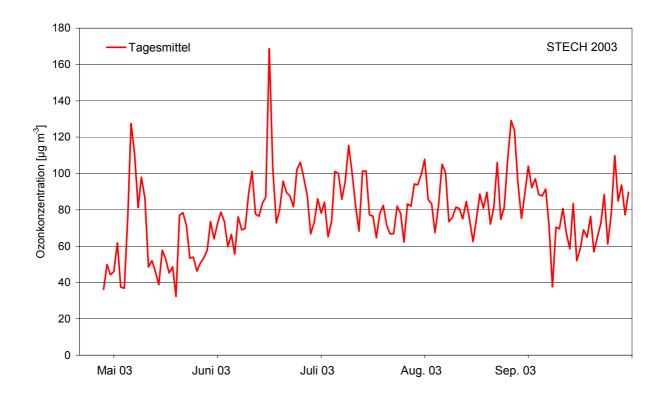


Abbildung B.4: Verlauf der Ozonkonzentrationen (Tagesmittelwerte) und monatlich integrierte PASAM-Daten an der Messstation STECH in BB (Stechlinsee) (125 m ü. NN) für das Jahr 2003

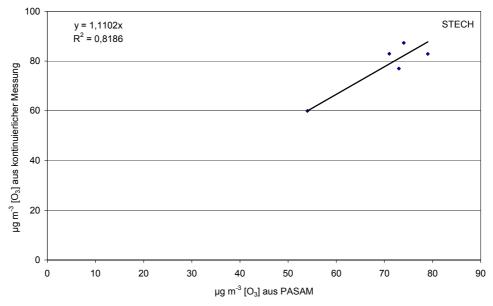


Abbildung B.5: Korrelation von monatlich integrierten PASAM-Ergebnissen mit zeitgleichen Mittelwerten aus kontinuierlichen Messungen der Ozonkonzentration an der Messstationen STECH (1204) in BB (125 m ü. NN) für das Jahr 2003

C) Informationen zur Modellierung des Ozonflusses

(von B. Beudert)

Vorgehensweise (Tabelle C.1), Parametrisierung (Tabelle C.2), Ergebnisse auf Monatsbasis (Tabelle C.3), stomatärer Fluss und stomatärere Leitfähigkeit für Ozon für sonnenexponierte Belaubung (Abbildung C.1, Abbildung C.2)

Tabelle C.1: Vorgehensweise und Datenaufbereitung zur lokalen Anwendung des EMEP-Ozonflussmodells; von B. Beudert

Lückenfüllen Ozon < 12h: interpoliert

> 12h: Übertragungsfunktionen für Einzelstunden monatsweise

über best fit Temperatur, Luftfeuchte

Plausikontrolle ABS (Monatsmittel bearbeitete Daten - Monatsmittel bearbeitete Daten) < 1ppb

g SWD: Modellierung des pflanzenverfügbaren Wassers (mm) auf Tagesbasis:

ROTH (NW)

506:

- potentielle Evapotranspiration nach PENMAN/MONTEITH

- Speicherdynamik und Sickerwasser mit Speichermodell SIMPEL (HÖRMANN 1998)

:- Annahme: SWDmax = 0,62 * nFkWe (KLAP et al. 2000 für leichte Böden)

- Berechnung der Aperturfunktion mit linearer Reduktion g SWD von 0,62 - 0,00 * nFkWe

FORE (BY) ArcEGMO-PSCN (KLÖCKING 2005) auf Basis gemessener Wassergehalte in 5 Tiefen **Bay. Wald:**

:- Annahme: SWDmax = 0,62 * nFkWe (KLAP et al. 2000 für leichte Böden)

Berechnung der Aperturfunktion mit linearer Reduktion g SWD von 0,62 - 0,00 * nFkWe STECH (BB) keine Tageswerte für Niederschläge aufzutreiben 1204:

Verteilung und Höhe der Monatswerte (etwas geringer) sehr ähnlich zu IM NP:

----> Anwendung der g SWD von IM NP auf BB1204

----> O3-Aufnahme auf BB1204 wird dadurch überschätzt

upscaling: Messhöhe zref < Bestandeshöhe für ROTH 506 und STECH 1204:

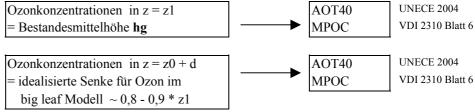
Modellierung der meteorologischen Eingangsgrößen und der Ozonkonzentration

in z = 50 m über Geländeoberfläche

mit adaptierter PLATIN-Version (GRÜNHAGE 2006)

Flussmodellierung: Deposition und stomatäre Aufnahme (siehe eigenes Arbeitsblatt)

Ozonkonzentrationen in z = z1



Flussmodellierung: Deposition und stomatäre Aufnahme mit neuer PLATIN-Version (GRÜNHAGE 2006)

sehr gut vergleichbar bei STECH 1204,

25 % höhere Aufnahme bei ROTH 506 und FORE (Bay. Wald),

Tabelle C.2: Parametrisierung zur lokalen Anwendung des EMEP-Ozonflussmodells (für Buche nach UNECE 2004; für Fichte und Kiefer nach Emberson et al 2000); von B. Beudert, L. Grünhage

Parameter	Bezeichnung	Buche	Kiefer	Fichte	Einheit
Bestandeshöhe	z1	25	23,5	22	m
Verdrängungshöhe	d	0,8* z1	0,72* z1	0,70* z1	m
Rauhigkeitslänge	zo	0,8° 21 0,1* z1	0,72° Z1 0,09* Z1	0,70° Z1 0,15* Z1	m
min. Blattflächenindex	LAImin	0,1121	· · · · · · · · · · · · · · · · · · ·	· · · · · · · · · · · · · · · · · · ·	m ² /m ²
max. Blattflächenindex	LAImin	4	3,5	3,5 4,5	
			4,5	,	m²/m²
Bestandesoberflächenindex	SAI	LAI + 1	LAI + 1	LAI + 1	m²/m²
Vegetationsperiode		121 - 273	91 - 273	91 - 273	Kalendertag
Messhöhen für					
Ozon	O3	51	3	3,5	m
Windgeschwindigkeit	V	51	10	10	m
Temperatur	T	51	2	2	m
rel. Luftfeuchte	r.H.	51	2	2	m
Globalstrahlung	G	51	2	2	m
Luftdruck	p	2	2	940 hPa	m
Ozondeposition					
aerodynamischer Widerstand	Ra.z0	UNECE 2004	für neutrale Schic	htung	s m-1
Grenzflächenwiderstand	Rb,z0	UNECE 2004 UNECE 2004	für neutrale Schic		s m-1
Bestandswiderstand:	Ro,20	UNECE 2004 UNECE 2004			
		UNECE 2004		EMBERSON ET AL. 2000	s m-1
- Stomata	- Rsto		rsto/LAI		s m-1
- Oberflächen des Bestands	- Rext		2500/SAI		s m-1
- Transport im Bestand	- Rinc		(14 * SAI * z1/u*)		s m-1
- Bodenoberfläche	- Rsoil		200		s m-1
aerodynamischer Widerstand	Ra,z1	UNECE 2004	für neutrale Schic	htung	s m-1
Stomatäre Ozonaufnahm	ne in Blätter bzw.	jüngste Nadeln der Son			
Grenzflächenwiderstand	rb, z1		$1.3*150*(L/u_{z1})^{(}$		
Blattdimension	L	0,05	0,005	0,005	m
Blatt-/Nadelwiderstand	rc				
- Oberfläche	- rext		2500		s m-1
-Stomata	- rsto	UNECE 2004	EMBERSON ET AL. 2000	EMBERSON ET AL. 2000	s m-1
	= 1/g				
Parameter der Stomataregulation					
max. stomatäre Leitfähigkeit	gmax	134	146	146	mmol O3 /m²
min. stomatäre Leitfähigkeit	gmin	0,13	0,1	0.1	Fraktion
	gPhen	0,13	0,1	0,1	Fraktion (0 - 1)
Phänologie		0.2			Fraktion (0 - 1)
	phen_a	0,3			
	phen_b	31			Kalendertag
<u> </u>	phen_c	50			Kalendertag
Altersabhängigkeit		$e = Pc *gage_C + (1 - Pc)$	c) * gage_O		Fraktion
junge Nadeln	gage_C				Fraktion (0 - 1)
	fage_a		0,2	0,2	Fraktion
	fage_b		130	130	Kalendertag
	fage_c		130	130	Kalendertag
ältere Nadeln	~~~~ O	0.5 * 0			Fraktion
Dl 4 4 - 1-4 C4 1-1		= 0,5 * gage_C			
Photosynt. akt. Strahlung		= 0,5 * gage_C , sunlit leaves			Fraktion
Photosynt. akt. Strantung			0,0083	0,0083	Fraktion
Photosynt. akt. Strantung	gLight light_a	, sunlit leaves	/	0,0083	Fraktion
Temperatur	gLight light_a	, sunlit leaves 0,006	/	0,0083	Fraktion Fraktion
, o	gLight light_a glight, cand	, sunlit leaves 0,006 ppy nach EMBERSON	/	0,0083	
, o	gLight light_a glight, canc gTemp Tmin	, sunlit leaves 0,006 ppy nach EMBERSON -5	ET AL. 2000, S.25f	.,	Fraktion
, o	gLight light_a glight, cand gTemp Tmin Topt	, sunlit leaves 0,006 ppy nach EMBERSON -5 22	ET AL. 2000, S.25f	1	Fraktion °C °C
, c	gLight light_a glight, cano gTemp Tmin Topt Tmax	o, sunlit leaves 0,006 ppy nach EMBERSON -5 22 35	ET AL. 2000, S.25f	1 18	Fraktion °C
Temperatur	gLight light_a glight, canc gTemp Tmin Topt Tmax bt	, sunlit leaves 0,006 ppy nach EMBERSON -5 22	ET AL. 2000, S.25f	1	Fraktion °C °C °C
, o	gLight light_a glight, canc gTemp Tmin Topt Tmax bt gVPD	, sunlit leaves 0,006 ppy nach EMBERSON -5 22 35 0,48	ET AL. 2000, S.25f 1 18 2	1 18 2	Fraktion °C °C °C Fraktion
Temperatur	gLight light_a glight, canc gTemp Tmin Topt Tmax bt gVPD VPDmax	, sunlit leaves 0,006 ppy nach EMBERSON -5 22 35 0,48	ET AL. 2000, S.25f 1 18 2 0,7	1 18 2 0,7	Fraktion °C °C °C Fraktion kPa
Temperatur Dampfdruckdefizit	gLight light_a glight, canc gTemp Tmin Topt Tmax bt gVPD VPDmax VPDmin	, sunlit leaves 0,006 ppy nach EMBERSON -5 22 35 0,48	ET AL. 2000, S.25f 1 18 2	1 18 2	Fraktion °C °C °C Fraktion kPa kPa
Temperatur Dampfdruckdefizit Bodenwasserdefizit	gLight light_a glight, canc gTemp Tmin Topt Tmax bt gVPD VPDmax VPDmin gSoil	, sunlit leaves 0,006 ppy nach EMBERSON -5 22 35 0,48 0,93 3,4	ET AL. 2000, S.25f 1 18 2 0,7 3	1 18 2 0,7 3	Fraktion °C °C °C Fraktion kPa kPa Fraktion
Temperatur Dampfdruckdefizit Bodenwasserdefizit Durchwurzelungstief	gLight light_a glight, canc gTemp Tmin Topt Tmax bt gVPD VPDmax VPDmin gSoil e We	, sunlit leaves 0,006 ppy nach EMBERSON -5 22 35 0,48 0,93 3,4	ET AL. 2000, S.25f 1 18 2 0,7 3 1,2	1 18 2 0,7 3	Fraktion °C °C °C Fraktion kPa kPa Fraktion m
Temperatur Dampfdruckdefizit Bodenwasserdefizit Durchwurzelungstiefe Feldkapazitä	gLight light_a glight, canc gTemp Tmin Topt Tmax bt gVPD VPDmax VPDmin gSoil e We tt nFKWe	, sunlit leaves 0,006 ppy nach EMBERSON -5 22 35 0,48 0,93 3,4 1,2 132	ET AL. 2000, S.25f 1 18 2 0,7 3 1,2 150	1 18 2 0,7 3 1,2 150	Fraktion °C °C °C Fraktion kPa kPa Fraktion m mm
Temperatur Dampfdruckdefizit Bodenwasserdefizit Durchwurzelungstief	gLight light_a glight, canc gTemp Tmin Topt Tmax bt gVPD VPDmax VPDmin gSoil e We	, sunlit leaves 0,006 ppy nach EMBERSON -5 22 35 0,48 0,93 3,4	ET AL. 2000, S.25f 1 18 2 0,7 3 1,2	1 18 2 0,7 3	Fraktion °C °C °C Fraktion kPa kPa Fraktion m

Tabelle C.3: Ergebnisse der Ozonflussmodellierung auf Monatsbasis

Bei der Verwendung aggregierter Daten ist zu beachten:

- Daten FORE (BY) Mai bis September, sonst April bis September nur das Jahr 2003 ist über die Monate Mai bis September vollständig zwischen den Standorten vergleichbar 8/2002 fehlt von STECH (BB), 6/2002 aus ROTH (NW)

		50 m ü. GOF							rm odifik	atoren		canopy canopy			canopy	canopy	sunlit leaves of the current year		
ROTH		O 3	G S	V	T	r H	VPD	g V P D	g T e m p	gLight	gSoil	G O 3	$Rc_O 3$	Vdep	F_total(O3)	F_abs(O3)	f_sto	COU	(COU>1,6)
	M on at	ppb	W/m	2 m/s	°C	%	k P a					m m o $1/m^2/s$	s/m	cm/s	m m o 1/m 2	m m o 1/m 2	n m o l/m 2 P L A / s	n m o l/m 2 P L A	$n\ m\ o\ l/m\ ^{2}\ P\ L\ A$
2002	4	4 3	146	2,0	6	7.5	0,27	0,99	0,43	0,36	1,00	13	3 4 7	0,28	1 4	5	1,3	3	2
2002	5	4 3	164	1,6	10	8 1	0,31	0,98	0,74	0,40	1,00	26	279	0,36	1 7	10	2,4	6	4
2002	7	3 8	158	1,6	14	8.5	0,32	0,97	0,86	0,40	1,00	3 3	240	0,43	1 8	11	2,3	6	3
2002	8	4 0	153	1,2	15	8 6	0,30	0,98	0,93	0,38	1,00	3 6	249	0,41	1 8	11	2,5	7	4
2002	9	3 2	120	1,6	10	8 6	0,21	1,00	0,73	0,32	1,00	26	286	0,38	1 4	8	1,5	4	2
2002	Mittel/Summe	39	148	1,6	1.1	8 3	0,28	0,99	0,74	0,37	1,00	2 7	280	0,37	8 0	4 5	2,0	2 6	1 5
2003	4	49	177	2,1	6	64	0,43	0,97	0,48	0,38	0,99	1 4	3 4 7	0,30	16	7	1,6	4	3
2003	5	4.5	174	1,6	10	78	0,35	0,97	0,72	0,42	1,00	2 5	283	0,37	1 8	10	2,5	7	4
2003	6	5 1	245	1,5	16	7 2	0,60	0,94	0,93	0,48	0,99	3 7	239	0,45	2 3	1 5	3,4	9	6
2003	7	48	196	1,4	1.5	77	0,50	0,94	0,91	0,44	0,96	3 4	2 4 4	0,41	2 1	1 2	2,8	8	5
2003	8	6 1	198	1,3	1.8	6.5	0,97	0,81	0,86	0,41	0,82	2 1	286	0,34	2 1	10	2,0	5	3
2003	9	4 3	139	1,3	12	7 8	0,40	0,96	0,77	0,34	0,93	22	295	0,34	1 5	8	1,6	4	2
2003	Mittel/Summe	49	188	1,5	1 3	7 2	0,54	0,93	0,78	0,41	0,95	2 5	282	0,37	115	6 1	2,3	3 7	2 3

50 m ü. G O F								A perti	ırm odifil	katoren		canopy	y canopy canopy canopy canop			canopy	sunlit leaves of the current year			
STECH		O 3	G S	s v	T	r H	VPD	g V P D	g T e m p	gLight	gSoil	G O 3	$Rc_O 3$	Vdep	F_total(O3)	F_abs(O3)	f_sto	COU	(COU>1,6)	
	Monat	ppb	W/n	n² m/s	°C	%	k P a					m m o l/m 2/ s	s/m	cm/s	m m o l/m 2	m m o l/m 2	n m o l/m 2 P L A / s	n m o l/m 2 P L A	n m o l/m 2 P L A	
2002	4	3 7	135	5 2,7	8	7 2	0,36	0,98	0,60	0,35	1,00	16	3 3 5	0,30	1 4	6	1,5	4	2	
2002	5	3 8	183	3 2,7	1.5	7 2	0,59	0,93	0,92	0,42	1,00	2 8	273	0,39	19	11	2,6	7	4	
2002	6	4 1	196	5 2,8	17	68	0,76	0,89	0,92	0,45	1,00	3 2	2 5 1	0,43	2 1	1 3	2,6	7	4	
2002	7	3 7	177	7 2,5	19	7 1	0,78	0,88	0,92	0,42	1,00	3 2	253	0,43	19	11	2,2	6	3	
2002	9	3 2	146	5 2,1	1 4	7 4	0,56	0,93	0,81	0,35	1,00	2.5	292	0,36	11	7	1,6	3	2	
2002	Mittel/Summe	3 7	169	9 2,6	1 5	7 1	0,61	0,92	0,84	0,40	1,00	2 7	280	0,38	8 3	48	2,1	2 6	1 6	
2003	4	4.5	182	2 3,2	9	5 8	0,63	0,92	0,59	0,40	1,00	1 5	3 3 5	0,31	16	7	1,7	4	3	
2003	5	4 2	2 2 1	1 2,4	1 5	62	0,80	0,88	0,87	0,46	1,00	2 8	278	0,39	2 0	1 2	2,6	7	5	
2003	6	47	257	7 2,8	20	5 4	1,26	0,75	0,89	0,50	0,97	2 7	271	0,39	2 1	1 1	2,3	6	3	
2003	7	4.5	203	3 2,5	20	59	1,15	0,78	0,90	0,45	0,77	2 1	288	0,35	18	9	1,7	4	2	
2003	8	4 6	204	4 2,1	2 1	5 7	1,26	0,75	0,87	0,43	0,56	1 3	3 2 3	0,27	1 4	5	1,0	3	1	
2003	9	3 3	140	0,20	1.5	69	0,71	0,89	0,84	0,34	0,52	1 2	3 3 6	0,27	10	4	0,7	2	0	
2003	Mittel/Summe	4.3	201	1 2,5	1 7	60	0.97	0,83	0,83	0,43	0.80	19	305	0,33	99	48	1,7	2 6	1 3	

51 m ü. GOF							Apertu	ırm odifik	atoren		canopy canopy			canopy	canopy	sunlit leaves			
FORE		O 3	G S	s v	T	r H	VPD	g V P D	gTemp	gLight	gSoil	G O 3	$Rc_O 3$	Vdep	F_total(O3)	F_abs(O3)	f_sto	COU	C O U > 1,6
	M on at	ppb	W/n	n 2 m /	s °C	%	k P a					m m o $1/m^2/s$	s/m	cm/s	m m o l/m 2	m m o l/m 2	nmol/m²PLA/s	n m o l/m 2 P L A	$n\ m\ o\ l/m\ ^{2}\ P\ L\ A$
2002	5	4 4	2 1	1 2,3	3 12,9	68	0,56	0,98	0,83	0,39	1,00	28,3	486	0,28	1 3	7	1,5	4	2
2002	6	49	250	0 2,4	4 16,0	6.5	0,71	0,96	0,90	0,43	1,00	48,8	2 4 3	0,54	2 7	19	2,6	7	4
2002	7	4 5	202	2 2,3	3 15,8	7 2	0,59	0,96	0,90	0,41	1,00	47,5	256	0,51	2 4	1 6	2,4	6	4
2002	8	43	163	2 2,1	1 16,3	77	0,48	0,98	0,92	0,32	1,00	35,5	279	0,43	2 0	1 2	1,8	5	3
2002	9	3 7	13:	5 2,6	5 10,2	7.5	0,36	0,99	0,74	0,29	1,00	16,6	3 4 8	0,31	1 2	6	0,8	2	1
2002	Mittel/Summe	4 4	192	2 2,3	3 14,3	7 2	0,54	0,97	0,86	0,37	1,00	35,4	3 2 3	0,41	97	60	1,8	2 4	1 3
2003	5	49	211	3 2,5	5 13,1	69	0,58	0,96	0,82	0,40	1,00	28,5	481	0,29	1.5	8	1,6	4	2
2003	6	5 6	25	8 2,2	2 17,9	63	0,84	0,93	0,94	0,44	0,97	48,7	2 4 2	0,52	3 0	2 0	2,9	8	5
2003	7	5 2	22	8 2,6	5 16,8	63	0,81	0,94	0,92	0,41	0,77	34,6	262	0,47	2 5	1 5	2,1	6	3
2003	8	6 1	224	4 2,1	1 19,7	5 6	1,13	0,87	0,95	0,39	0,56	20,6	3 0 5	0,35	2 2	11	1,4	4	1
2003	9	47	16	4 2,1	1 12,5	6.5	0,58	0,98	0,82	0,33	0,52	9,7	3 7 7	0,26	1 2	4	0,6	1	0
2003	Mittel/Summe	5 3	21	7 2,3	3 16,0	63	0,79	0,93	0,89	0,39	0,76	28,4	3 3 4	0,38	104	5 8	1,7	2 3	1 2

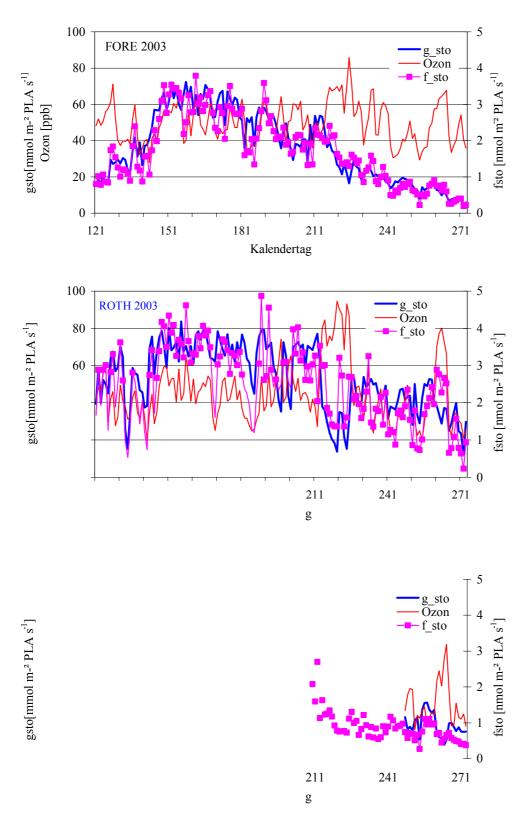


Abbildung C.1: Verlauf von stomatärer Leitfähigkeit, stomatärem Fluss und Leitfähigkeit für sonnenexponierte Belaubung und Ozonkonzentration (Tagesmittelwerte) an den Standorten FORE, ROTH und STECH im Zeitraum Mai bis September 2003

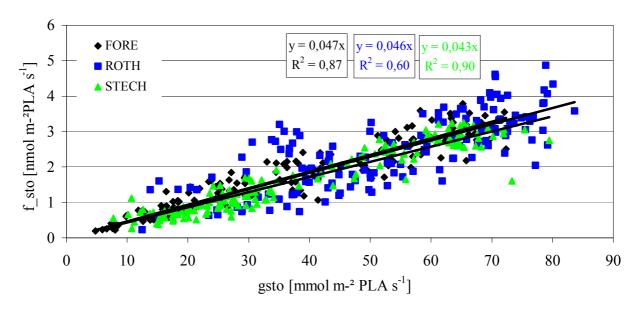


Abbildung C.2: Zusammenhang der stomatären Leitfähigkeit und des stomatären Flusses für sonnenexponierte Belaubung (Tagesmittelwerte) an den Standorten FORE, ROTH und STECH im Zeitraum Mai bis September 2003