



BFW-DOKUMENTATION 8/2010

**Wirkungen von Luftschadstoffen auf Pflanzen
unter besonderer Berücksichtigung von Waldbäumen**

*Effects of Air Pollutants on Plants under Especial
Consideration of Forest Trees*

ST. SMIDT

FDK 181.45--011.1:425.1



Bundesforschungs- und Ausbildungszentrum für Wald, Naturgefahren und Landschaft

Empfohlene Zitierung:

Wirkungen von Luftschadstoffen auf Pflanzen unter besonderer Berücksichtigung von Waldbäumen / St. Smidt / BFW-Dokumentation; Schriftenreihe des Bundesforschungs- und Ausbildungszentrums für Wald, Naturgefahren und Landschaft, Wien, 2010, Nr. 8, (2. erweiterte Neuauflage 2010) 267 S.

ISSN 1811-3044

Copyright 2008 (2. erweiterte Neuauflage 2010)

Bundesforschungs- und Ausbildungszentrum für Wald, Naturgefahren und Landschaft

Für den Inhalt verantwortlich:

Leiter: DI Dr. Peter Mayer

Herstellung und Druck:

Bundesforschungs- und Ausbildungszentrum für Wald, Naturgefahren und Landschaft

Seckendorff-Gudent-Weg 8

A-1131 Wien

URL: <http://bfw.ac.at>

Bestellungen und Tauschverkehr:

Bundesforschungs- und Ausbildungszentrum für Wald, Naturgefahren und Landschaft

Bibliothek

Seckendorff-Gudent-Weg 8

A-1131 Wien

Tel. + 43-1-878 38 1216

Fax. + 43-1-878 38 1250

E-mail: bibliothek@bfw.gv.at

Online Bestellungen: http://bfw.ac.at/order_online

Nachdruck mit Quellenangabe gestattet

Inhalt

Einleitende Bemerkungen.....	9
1. Luftschadstoffe erzeugen Stress an der Vegetation	13
1.1. Luftverunreinigungen	13
1.1.1. Definitionen.....	13
1.1.2. Quellen und Senken	15
1.1.3. Emission – Transmission – Immission	17
1.1.4. Radikale	23
1.2. Stress	25
1.3. Toxische Luftschadstoff-Konzentrationen	30
1.4. Klassische „Rauchschäden“ und die „Neuartigen Waldschäden“ in den 1980er Jahren	34
1.4.1. Rauchschäden – Nahschäden nach dem Beginn der Industrialisierung	34
1.4.2. „Neuartige Waldschäden“ und die Sorge um ein großflächiges Waldsterben	35
1.4.3. Verstärkte Waldschadensforschung und Verbesserung der Luftqualität	37
2. Luftschadstoffe greifen an mehreren Ebenen von Ökosystemen an.....	39
2.1. Angriffspunkt für Luftschadstoffe	39
2.2.1. Das Blatt ist die wichtigste Eintrittspforte für Luftschadstoffe.....	43
2.2.2. Die Kutikula als Eintrittspforte für Luftschadstoffe	45
2.2.3. Lentizellen als Eintrittspforte für Luftschadstoffe	47
2.2.4. Die Wurzel als Eintrittspforte für Schadstoffe	47
2.3. Grundlegende chemische Wirkungen	48
2.4. Grundlegende physikalische Wirkungen	51
2.5. Physiologische Wirkungen.....	51
2.5.1. Zerstörung von Membranen.....	51
2.5.2. Ausbildung von Symptomen und deren Spezifität.....	52
2.5.3. Akute, chronische und physiologische Schädigungen	56
2.5.4. Direkte und indirekte Wirkungen	56
2.5.5. Wirkungsbeeinflussende Faktoren.....	57
2.5.6. Entwicklung von Schädigungen auf verschiedenen Wirkungsebenen.....	60
2.6. Zusammenwirken von Luftschadstoffen	63
3. Pflanzen wehren sich durch Vermeidung und Toleranz	66
3.1. Vermeidung der Schadstoffaufnahme	66
3.2. Toleranz durch Entgiftung	67
4. Immissionen werden mit unterschiedlichen Methoden erfasst.....	69
4.1. Immissionsmessung.....	69
4.1.1. Registrierende Routinemessmethoden.....	69
4.1.2. Nicht registrierende Messmethoden	71
4.1.3. Remote Sensing Methoden zur Messung von Spurenstoffen in der Luft.....	72
4.1.4. Depositionsanalysen	73
4.2. Erfassung von Stoff-Flüssen in Waldbeständen	74
4.3. Bioindikation	77
4.3.1. Bioindikation auf der Basis der Anreicherung von Luftschadstoffen	82

4.3.2. Bioindikation auf der Basis der Erfassung von Symptomen.....	83
4.3.3. Erfassung von Stress	84
4.4. Quantifizierung von Immissionsschädigungen und Immissionsschäden.....	86
4.4.1. Zuwachserhebungen.....	87
4.4.2. Remote-Sensing Methoden zur Erfassung von Baumschädigungen	90
4.5. Untersuchung von Waldböden	93
4.5.1. Nährstoffgehalte im Boden.....	93
4.5.2. Schadstoffgehalte im Boden	94
4.6. Experimentelle Methoden zur Untersuchung der Wirkung von Luftschadstoffen.....	95
4.7. Monitoringnetze.....	98
4.7.1. Monitoringnetze in Österreich	98
4.7.2. Europäische Wald-Monitoringnetze	100
5. Immissionsschutz durch Emissionsminderung und Immissionsgrenzwerte.....	103
5.1. Emissionsminderung auf internationaler Ebene.....	103
5.2. Emissionsminderung auf nationaler Ebene	104
5.3. Waldbauliche Maßnahmen	108
6. Schwefeldioxid – einst der Luftschadstoff Nr.1.....	110
6.1. Quellen und Senken.....	110
6.2. Physikalische Eigenschaften	110
6.3. Chemische Eigenschaften	110
6.4. Aufnahme und Umsetzungen in Pflanzen	111
6.5. Vermeidung und Entgiftung	113
6.6. Schädigungen an Pflanzen	116
6.7. Konzentrationen in der Luft und in Blattorganen	117
7. Schwefelwasserstoff – übel riechend und giftig.....	120
7.1. Quellen und Senken.....	120
7.2. Physikalische Eigenschaften	120
7.3. Chemische Eigenschaften	120
7.4. Aufnahme und Umsetzungen in Pflanzen	120
7.5. Entgiftung und Metabolisierung	120
7.6. Schädigungen an Pflanzen	121
7.7. Konzentrationen in der Luft und in Blattorganen	121
8. Stickstoffoxide – Radikale, Radikalbildner und „Überdünger“	123
8.1. Quellen und Senken.....	123
8.2. Physikalische Eigenschaften	123
8.3. Chemische Eigenschaften	124
8.4. Aufnahme und Umsetzungen in Pflanzen	124
8.5. Reduktive Entgiftung und Metabolisierung	125
8.6. Schädigungen an Pflanzen	127
8.7. Konzentrationen in der Luft und in Blattorganen, Einträge	127
9. Ammoniak – in der Luft alkalisch, im Boden versauernd.....	130
9.1. Quellen und Senken.....	130
9.2. Physikalische Eigenschaften	130
9.3. Chemische Eigenschaften	130

9.4. Aufnahme und Umsetzungen in Pflanzen	130
9.5. Entgiftung und Metabolisierung	132
9.6. Schädigungen an Pflanzen	132
9.7. Konzentrationen in der Luft und in Blattorganen	134
10. Eutrophierung und Versauerung von Waldökosystemen	135
10.1. Umsetzungen von N-Verbindungen im Boden	135
10.2. Eutrophierung von Waldökosystemen durch überhöhte Stickstoffeinträge	138
10.3. Bodenversauerung	141
11. Fluorwasserstoff - ein Breitband-Enzymhemmer	144
11.1. Quellen und Senken	144
11.2. Physikalische Eigenschaften	144
11.3. Chemische Eigenschaften	144
11.4. Aufnahme, Verlagerung und Umsetzungen in Pflanzen	144
11.5. Schädigungen an Pflanzen	145
11.6. Konzentrationen in der Luft und in Blattorganen	148
12. Chlorwasserstoff und Chloride – Beitrag zum „Sauren Regen“	149
12.1. Quellen und Senken	149
12.2. Physikalische Eigenschaften	149
12.3. Chemische Eigenschaften	149
12.4. Aufnahme und Umsetzungen in Pflanzen	149
12.5. Entgiftung und Metabolisierung	149
12.6. Schädigungen an Pflanzen	149
12.7. Chloride und Auftausalze	150
12.8. Konzentrationen in der Luft und in Blattorganen	151
13. Ozon – heute der Luftschadstoff Nr. 1	153
13.1. Quellen und Senken	153
13.2. Physikalische Eigenschaften	156
13.3. Chemische Eigenschaften	156
13.4. Aufnahme und Umsetzungen in Pflanzen	156
13.5. Entgiftung und Metabolisierung von Ozon und reaktiven Sauerstoffspezies	162
13.6. Schädigungen an Pflanzen	165
13.7. Konzentrationen in der Luft	167
14. Organische Spurenstoffe – vor allem die indirekten Wirkungen sind relevant	169
14.1. Ethen - Schadstoff und Reifungshormon	169
14.2. Peroxyacetylnitrat – in Europa bedeutungslos	170
14.3. Halogenkohlenwasserstoffe - Treibhausgase und Verursacher des Ozonlochs	172
14.4. POPs sind vor allem humantoxisch	173
14.5. Formaldehyd - ein Bestandteil des Photosmogs	174
14.6. Reduzierte organische Schwefelverbindungen	174
14.7. Isoprenederivate - Pflanzen als Hauptemittenten	175
14.8. Pestizide	175
14.9. Biomasseverbrennung	176
15. Treibhausgase und Treibhauseffekt	179
15.1. Der Treibhauseffekt	179

15.2. Treibhausgase und „Antitreibhausgase“	180
15.2.1. Wasserdampf - das wichtigste Treibhausgas	185
15.2.2. Kohlendioxid – Hauptnährstoff für Pflanzen und Treibhausgas	185
15.2.3. Methan – Treibhausgas in hoher Konzentration und Ozonvorläufer	189
15.2.4. Fluorchlorkohlenwasserstoffe (FCKW) – sehr effektive Treibhausgase	190
15.2.5. Troposphärisches Ozon – ebenfalls ein Treibhausgas	191
15.2.6. Lachgas – ein Treibhausgas und Ozonkiller aus dem Boden	191
15.2.7. Schwefelhexafluorid - das wirksamste Treibhausgas	192
15.2.8. Stickstofftrifluorid - ein bisher wenig beachtetes Treibhausgas	193
15.3. Klimawandel - ein Teilaspekt des Global Change	193
15.4. Verlust an globaler Waldfläche	194
15.5. Auswirkungen einer Klimaerwärmung auf die Vegetation	194
15.6. Die Rolle des Waldes beim Klimaschutz - Globale Aspekte und Konsequenzen	198
15.7. Perspektiven	199
16. Metalle und Stäube – Nährstoffe und Schadstoffe	201
16.1. Allgemeines	201
16.1.1. Mikro- und Makronährelemente	201
16.1.2. Quellen und Senken von Metallen und Stäuben	202
16.1.3. Aufnahme und Umsetzungen von Schwermetallen in Pflanzen	205
16.1.4. Schwermetallgehalte im Boden	206
16.1.5. Schädigungen durch Schwermetallen und ökotoxikologische Risiken	206
16.1.6. Schwermetallgehalte in Pflanzen	209
16.1.7. Metallkonzentrationen in der Luft, Einträge und Gehalte in Blattorganen	209
16.1.8. Entgiftung von Schwermetallen	210
16.2. Kalium, Calcium und Magnesium – im Überschuss alkalisieren sie den Boden	211
16.2.1. Quellen	211
16.2.2. Funktionen in der Pflanze und Mangelercheinungen	211
16.3. Kupfer – ein oft pflanzentoxisches Mikronährelement	213
16.4. Zink – ein relativ wenig toxisches Mikronährelement	214
16.5. Blei – ein Akkumulationsgift	215
16.6. Cadmium – ein mobiles und hoch toxisches Schwermetall	217
16.7. Aluminium schädigt Feinwurzeln	218
16.8. Quecksilber – in Salzform hochtoxisch	219
16.9. Arsen – ein toxisches Halbmetall	219

Verwendete Gewichtseinheiten

Mg =	Tonnen
Gg =	1000 Tonnen
Tg =	Millionen Tonnen
Pg =	Milliarden Tonnen

Kurzfassung

Die vorliegende Arbeit ist eine kurze Zusammenstellung des aktuellen Grundwissens über Luftverunreinigungen, ihre pflanzenschädigenden Wirkungen und Maßnahmen der Pflanzen zur Entgiftung derselben.

Im allgemeinen ersten Teil werden grundlegende Eigenschaften der Luftschadstoffe, Stress und andere einschlägige Begriffe erklärt sowie die Eintrittswege und die Angriffspunkte in der Zelle und physiologische Wirkungen auf unterschiedlichen Ebenen aufgezeigt. Weiters werden die wichtigsten Methoden der Feststellung von Immissionseinwirkungen aufgezählt. Das Kapitel Immissionsschutz zeigt die gesetzlichen und waldbaulichen Möglichkeiten zum Schutz der Vegetation auf.

Im zweiten Teil werden die wichtigsten pflanzenrelevanten Luftschadstoffe, ihre Wirkungen und die Entgiftungswege in der Pflanze beschrieben. Dabei wird auch einigen Aspekten des Klimawandels Rechnung getragen.

Im Anhang finden sich zusätzliche Informationen über Luftschadstoffe, Grenzwerte, Links sowie Literaturzitate.

Schlüsselwörter: Luftschadstoffe, Stress, Wirkungen, Wirkungsebenen

Abstract

This is a short compilation of the current basic knowledge about air pollutants, their phytotoxic action and the ways of detoxification.

The general part (Part 1) describes basic characteristics of air pollutants, stress and other important terms, the uptake and points of action at the concerning levels. Furthermore, some methods of detection of pollutant impact are described. The chapter "Immissionsschutz" (protection against air pollutants) gives a hint to legal and silvicultural measures.

The special part (Part 2) comprises the most important air pollutants, their action in plants and ways of detoxification. Some aspects of Climate Change are included too.

The Appendix gives additional information about air pollutants, limit values, links and literature.

Keywords: Air pollutants, stress, effects, levels of action

Wirkungen von Luftschadstoffen auf Pflanzen

unter besonderer Berücksichtigung von Waldbäumen

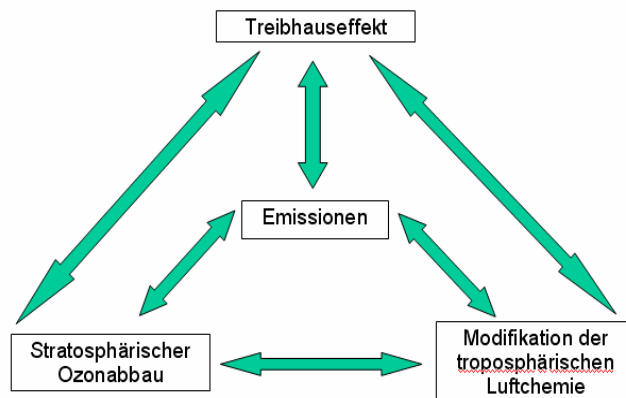
Stefan Smidt

Bundesforschungs- und Ausbildungszentrum für Wald, Naturgefahren und Landschaft (BFW)
Institut für Waldschutz, Wien

Einleitende Bemerkungen

Probleme des Global Change hängen mit Schadstoffemissionen zusammen

Die zunehmende Industrialisierung, die Zunahme der Weltbevölkerung, der steigende Einsatz von Stickstoffdüngern, jährliche Waldrodungen (in einem Ausmaß der 4 ½-fachen Waldfläche Österreichs), Waldbrände und die damit verbundenen Schadstoffemissionen sowie andere Veränderungen von Naturlandschaften führen zu globalen Veränderungen, etwa zum Klimawandel, zum Abbau des stratosphärischen Ozons, zur Zunahme der bodennahen Ozonkonzentrationen und zur Versauerung der Atmosphäre. Die atmosphärischen Problemkreise Luftverunreinigung, Ozonabbau in der Stratosphäre und Treibhauseffekt sind eng miteinander verknüpft.



Mensch und Natur emittieren Luftschadstoffe

Von der Mehrzahl der Spurenstoffe emittiert die Natur größere Mengen als der Mensch. Die emittierten Schadstoffe breiten sich nicht nur lokal oder regional, sondern – je nach Reaktivität mehr oder weniger verändert – überregional oder sogar global aus. Von den Auswirkungen der Spurenstoffe ist die gesamte Biosphäre direkt oder indirekt betroffen. Die Angaben über globale jährliche Emissionen in der Literatur differieren sehr stark; die Daten der folgenden Tabelle sind daher als grobe Richtwerte zu verstehen.

Richtwerte für jährliche globale Emissionen von Spurenstoffen, angegeben auf Elementbasis mit Ausnahme der Nichtmethankohlenwasserstoffe (Tg = Millionen Tonnen).

Detaillierte globale Spurenstoffbilanzen siehe Anhang und <http://www.luftschadstoffe.at> („Tabellen“)

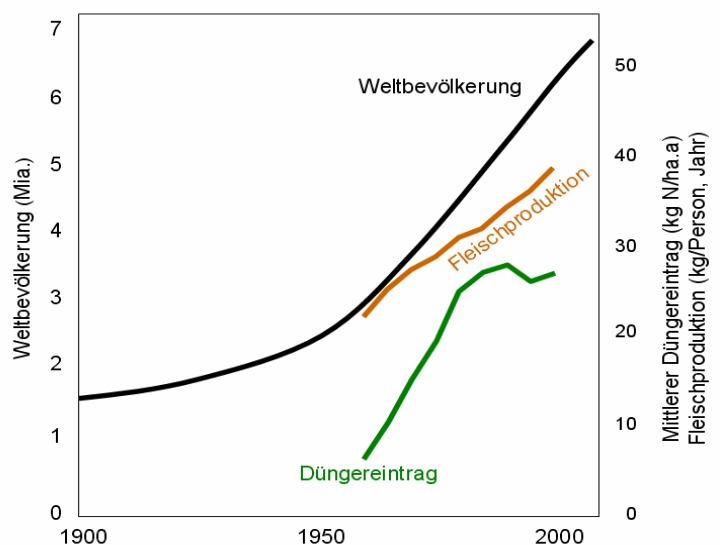
Spurenstoff	Formel / Bezeichnung	Menge	natürlich	anthropogen
Kohlendioxid	CO ₂	Tg C	210.000	6.000
Seesalz		Tg	10.000 - 30.000	
Ozon	O ₃	Tg	Stratosphärisch: 480 Photochemisch: 3940	
Kohlenmonoxid	CO	Tg C	650	500
Nichtmethan-kohlenwasserstoffe	NMHC	Tg NMHC	890	90
Bodenstaub	-	Tg	900	
Schwefeldioxid	SO ₂	Tg S	250	70
Stickstoffoxide	NO _x	Tg N	19	31
Ammoniak	NH ₃	Tg N	11	43
Lachgas	N ₂ O	Tg N	12	3

Den Zusammenhang des Anstieges der Weltbevölkerung mit dem Einsatz von Düngern und der Fleischproduktion ist aus der folgenden Abbildung zu ersehen.

Globale Entwicklung der Weltbevölkerung und der Düngemitelesätze.

Global werden laut IPCC 1995 77,4 Tg p. a. Stickstoff in Form von künstlichem Dünger ausgebracht.

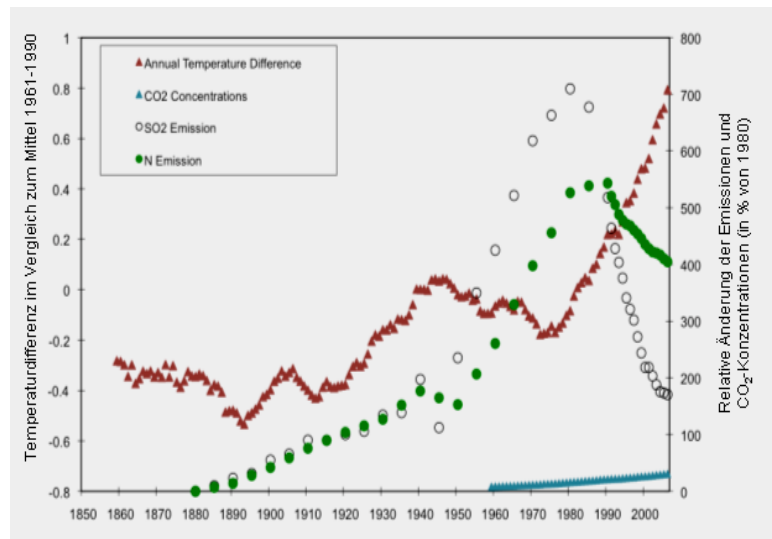
Grafik nach Erisman et al. 2008.



In Europa stiegen die Emissionen von Schwefel- und Stickstoffverbindungen seit dem Ende des 20. Jahrhunderts und besonders nach dem 2. Weltkrieg bis etwa 1990 stark an. Die SO₂-Emissionen nahmen jedoch seit 1980 stark ab.

Entwicklung der Temperatur, der CO₂-Konzentrationen, sowie der SO₂- und N-Emissionen in Europa.

University of East Anglia, Schöpp et al. 2003,
EEA, Dr. Pieter Tans, NOAA/ESRL
(www.esrl.noaa.gov/gmd/ccgg/trends/)



Die direkt relevanten Luftschadstoffe schädigen bereits im ppb-Bereich

Schon wenige Schadstoffmoleküle in einer Milliarde Luftmoleküle (ppb) können nachteilige Wirkungen auf die Biosphäre ausüben, z. B. SO₂, NO_x und O₃. In den bereits toxischen Konzentrationen sind sie bei weitem noch nicht geruchlich wahrnehmbar. Die v. a. indirekt wirksamen Spurenstoffe – „Klimagase“ wie CO₂, N₂O, CH₄ und auch der Wasserdampf - treten in wesentlich höheren Konzentrationen auf.

Nicht nur aggressive Spurenstoffe sind relevant

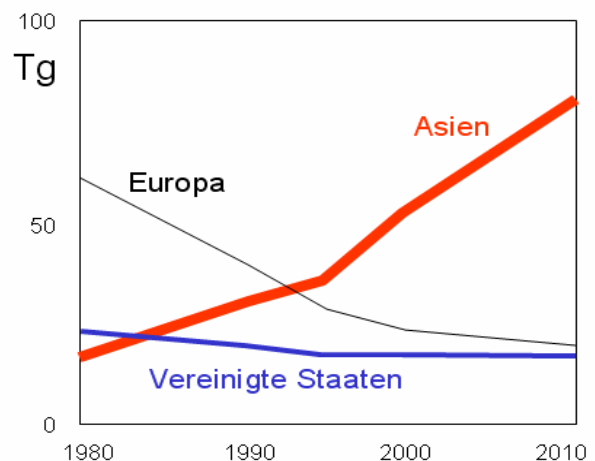
Nicht nur aggressive Komponenten beeinflussen die Biosphäre, sondern auch wenig reaktionsfähige und daher langlebige Komponenten, z. B. Treibhausgase und jene flüchtigen Komponenten, die die stratosphärische Ozonschicht angreifen (Fluorchlorkohlenwasserstoffe [FCKWs] und Lachgas). Gerade die wenig reaktiven Gase entwickeln sich zunehmend zu einem globalen Problem.

Die Konzentrationen mehrerer Komponenten nehmen zu

Während in Europa weit reichende Emissionsreduktionen v. a. von SO₂ und Schwermetallen vorgenommen wurden, nehmen die Emissionen von SO₂ in sich entwickelnden Ländern wie China und Indien stark zu.

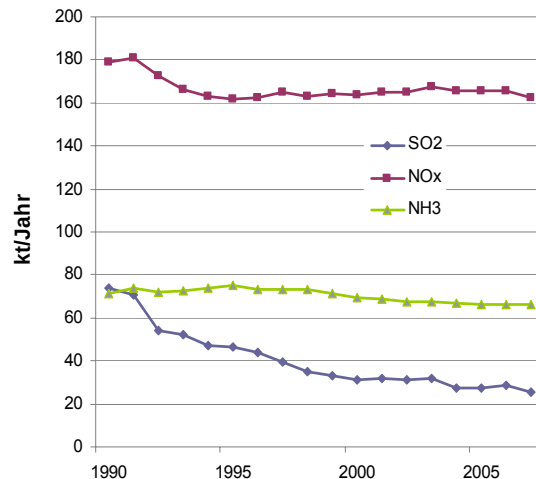
SO₂-Emissionen aus der Verbrennung fossiler Brennstoffe.

(Nach Emberson et al. 2003).



Auch die Emissionen von Oxiden des Stickstoffs (NO_x bzw. N_2O) sind global im Ansteigen begriffen. Global nehmen ferner die Konzentrationen der Treibhausgase CO_2 und CH_4 seit etwa 1800 exponentiell zu. Während die Konzentrationen des schädlichen bodennahen Ozons regional z. T. noch deutlich zunehmen - Ozon erzeugt global die größten Pflanzenschäden -, nehmen die Konzentrationen des vor UV-Strahlung schützenden Ozons in der Stratosphäre ab („antarktisches Ozonloch“).

Die Entwicklung der SO_2 -, NO_x - und NH_3 -Emissionen in Österreich zeigt die Abbildung rechts. Im Anhang sind weitere Emissionsdaten aus Österreich enthalten.



SO_2 -, NO_x - und NH_3 -Emissionen in Österreich.
(Umweltbundesamt 2008).

Die Atmosphäre ist sehr dünn

Da die Troposphäre nur 10 bis 15 km dick ist, ist das Volumen, in dem sich Schadstoffe verteilen können, entsprechend gering. Die Tropopause fungiert weitgehend als Sperrschicht, die allerdings FCKW und andere reaktionsträge Gase wie N_2O in die Stratosphäre diffundieren lässt; dabei wird die stratosphärische Ozonschicht, die unter Normaldruck und im Reinzustand nur etwa 3 mm dick wäre, „korrodiert“. Die gesamte Atmosphäre wäre bei Normaldruck nur 8 km dick.

Bedingt positive Aspekte von Spurenstoffen

Die Schadstoffemissionen wurden in Europa insgesamt verringert: Emissionsreduktionen seit dem Beginn der 1980er Jahre haben die Luftqualität in Europa insgesamt deutlich verbessert: SO_2 -, NO_x -, Schwermetall- und Kohlenwasserstoffemissionen sind mehr oder weniger deutlich zurückgegangen. Anlass für tief greifende Maßnahmen war auch die Befürchtung eines immissionsbedingten „Waldsterbens“.

Einschränkung: Der „Schadstoffcocktail“ hat sich in Europa von einer überwiegend sauren Zusammensetzung hin zu einer überwiegend oxidativen entwickelt, was jedoch nicht zwangsläufig als Vorteil zu interpretieren ist.

Pflanzen können sich gegen Luftschadstoffe wehren: Sie können entweder die Aufnahme verweigern oder aufgenommene Schadstoffe entgiften.

Einschränkung: Die Entgiftung ist mit einem Energieaufwand verbunden. Die Toleranz kann sich bei fortwährender Einwirkung jedoch erschöpfen.

Die in der Luft verteilten Spurenstoffe können auch positive Wirkungen haben: Makro- und Mikronährstoffe werden auch über die Atmosphäre eingetragen bzw. re-suspendiert (d. h. nach Aufwirbelung wieder abgesetzt). Solange die Nährstoffverhältnisse nicht aus dem Optimum verschoben werden, ist dies zumindest kein negativer Aspekt. Die Emission von Partikeln (Aerosolen) bewirkt Lufttrübung („Global Dimming“) und mindert den Treibhauseffekt.

Einschränkung: Der Eintrag essentieller Elemente ist eine unkontrollierte Düngung und kann wie im Falle von Stickstoffeinträgen auch zu einer Versauerung von Böden führen, jener von nicht essentiellen Spurenstoffen ist „wertlos“ und bei Überschreitung von Wirkungsgrenzen negativ zu beurteilen. Auch der globale Anstieg von Partikelemissionen ist nicht positiv zu bewerten.

1. Luftschadstoffe erzeugen Stress an der Vegetation

Pflanzen sind während ihrer Entwicklung vielfachen biotischen und abiotischen Stresseinwirkungen ausgesetzt. Zu diesen tragen zahlreiche Spurenstoffe in der Luft bei. Sie sind bedeutsame Mitverursacher des vom Menschen verursachten (Anteiles am) „Global Change“. Eine wesentliche Ursache ist die Zunahme der Weltbevölkerung und damit der industriellen Produktion. Während seit etwa 1850 die Bevölkerung um das 5-fache stieg, nahm der Verbrauch an Primärenergie im Jahre 2000 - zu 75 % durch fossile Energieträger gedeckt - auf das 30-fache zu. Heute beträgt die Bevölkerung fast 6,8 Mrd. Menschen und jedes Jahr kommen 75 Mio. hinzu.

Luftschadstoffe erzeugen Stress auf direktem und indirektem Wege. Die unten stehende Aufstellung skizziert die Zusammenhänge zwischen den Verursachern, den Emissionen und den daraus folgenden Konsequenzen für die Vegetation.

Zunehmende Weltbevölkerung, Zunahme des Pro-Kopf-Verbrauchs an Ressourcen



Zunehmender Energieverbrauch und industrielle Produktion



		Weitere Folgen
Zunehmender Düngereinsatz	→	Eutrophierung von N-limitierten Ökosystemen, Grundwasserbelastung
Zunehmende Emission von Treibhausgasen (CH ₄ , FCKWs, N ₂ O)	→	Klimaerwärmung
Zunehmende Emission von sauren Gasen (SO ₂ , NO _x)	→	Versauerung der Atmosphäre und des Bodens
Zunehmende Emission von Ozonvorläufern (CO, VOCs, CH ₄ , NMHC)	→	Zunahme der bodennahen Ozonkonzentrationen
Zunehmende Emission von Ozon abbauenden Substanzen (FCKWs, N ₂ O)	→	Antarktisches Ozonloch, Zunahme der UV-Strahlung
Zunehmende Emission von weiteren toxischen Stoffen (Schwermetalle, POPs)	→	Belastung der Biosphäre allgemein
Waldrodungen (veränderte Landnutzung)	→	Anstieg der CO ₂ - und N ₂ O-Emissionen

1.1. Luftverunreinigungen

1.1.1. Definitionen

Natürliche Luft ist Luft im Unterschied zu reiner Luft mit Komponenten natürlichen Ursprungs (Kapitel 1.1.2) in unterschiedlichen Konzentrationen (Box 1-1) verunreinigt sein. Die Hauptbestandteile der Luft sind Stickstoff und Sauerstoff (Tabelle 1-1).

Mittlere globale Konzentrationen sind in Tabelle 1-1 angeführt; Konzentrationsbereiche in unterschiedlich belasteten Gebieten sind im Anhang 3 enthalten.

Tabelle 1-1: Konzentrationen der Hauptkomponenten und der umweltrelevanten, gasförmigen Spurenstoffe bzw. Aerosole (Richtwerte, ppm). Becker und Löbel (1985) und Möller (2003).

Zum Vergleich: Eine „Konzentration“ von 30 ppb entspricht 200 Personen bezogen auf die gesamte Weltbevölkerung.
Die wichtigsten direkt wirkenden „hochvariablen“ Spurengase sind grau unterlegt. Zu den Verweilzeiten siehe Box 1-2.

Gas	Formel	ppm	Kategorie
Stickstoff	N ₂	780840	***
Sauerstoff	O ₂	209460	***
Argon	Ar	9340	***
Kohlendioxid	CO ₂	335	*
Neon	Ne	18	***
Helium	He	5	***
Methan	CH ₄	1,50	*
Wasserstoff	H ₂	0,55	**
Lachgas	N ₂ O	0,30	**
Kohlenmonoxid	CO	0,10	*
Ozon	O ₃	0,070	*
Nichtmethankohlenwasserstoffe	NMHC	0,015	*
Ammoniak	NH ₃	0,010	*
Schwefelwasserstoff	H ₂ S	0,007	*
Stickstoffoxide	NO _x	0,002	*
Schwefeldioxid	SO ₂	0,001	*
Tetrachlorkohlenstoff	CCl ₄	0,00015	**
Peroxyacetylnitrat (PAN)	CH ₃ C(O)OONO ₂	0,00002	*
Aerosolpartikel < 1 µm		<10 (maritim) – 50 µg m ⁻³ (kontinental)	
OH*-Radikal		0 - 106 Partikel cm ⁻³	*
Fluorchlorkohlenwasserstoffe (FCKW)		< 0,1 ppb	
Wasserdampf	H ₂ O	max. ca. 1000 ppm (20°C)**	

Box 1-1: Maßeinheiten für Spurenstoffkonzentrationen

ppm_v =
parts per million =
Moleküle auf eine Million
„Luftmoleküle“

ppb_v =
parts per billion =
Moleküle auf eine Million
„Luftmoleküle“
(Volumenmischungsverhältnis, nicht
druckabhängig)

µg m⁻³: Massenkonzentration
(druckabhängig)

Umrechnung:

µg m⁻³ =
[0,0832(273,15 + t)].M⁻¹.p⁻¹ ppb

M: Molekulargewicht

P: Druck (bar)

T: Temperatur (°C)

Beispiel für Ozon (20°C / 1 bar):

1 µg Ozon m⁻³ = 24,88/48 = 0,50 ppb

*** Quasi-Permanentgase (Verweilzeit > 1000 Jahre)

** Variable Gase (Verweilzeit einige Jahre)

* Hochvariable Gase (Verweilzeit < 1 Jahr)

Box 1-2: Verweilzeit.

Die Verweilzeit (t) ist die durchschnittliche Aufenthaltsdauer einer Komponente in der Atmosphäre bzw. in einem Kompartiment der Luft bzw. das arithmetische Mittel der Lebensdauer der Einzelteilchen einer Substanz.

Die Verweilzeit ist von der Reaktionsfähigkeit in der Atmosphäre und am Boden sowie von der Teilnahme an den atmosphärischen Wolken- und Niederschlagsprozessen abhängig. Je länger die Verweilzeit, desto stärker die Ausbreitung und desto homogener ist das Spurengas in der Atmosphäre verteilt. Wenn die Quellstärke und die Abnahmerate gleich groß sind, befindet sich das System im Gleichgewicht. Unter diesen Bedingungen gilt:

$$t = M \cdot F^{-1} = M \cdot R^{-1}$$

t: Verweilzeit; M: Menge des betreffenden Spurenstoffes in der Atmosphäre; F: Quellstärke; R: Abnahmerate

Chemische Formeln weiterer Komponenten, Eigenschaften von atmosphärischen Spurenstoffen sowie Masse- und Konzentrationseinheiten sind im Anhang angeführt.

Box 1-3: Sauerstoff.

Die heutige Atmosphäre mit rund 21 % Sauerstoff (O₂) hat sich im Laufe von hunderten Millionen Jahren entwickelt. Die Begründung des Lebens auf der Erde liegt etwa 4000 Mio. Jahre zurück. Erst die Photosynthese, die vor ca. 3700 Mio. Jahren begann, führte zu einer Anreicherung von Sauerstoff in der Atmosphäre in den letzten 2000 Mio. Jahren (nur etwa 1/1000 des Sauerstoffs der Luft stammt von photochemischen Reaktionen). Diese wurden zunächst von photosynthetischen Bakterien, später von Cyanobakterien und schließlich - seit etwa 500 Mio. Jahren - von Höheren Pflanzen bewerkstelligt. Erst die Entstehung von Ozon aus Sauerstoff ermöglichte es den Pflanzen, das vor UV-Strahlung schützende Wasser zu verlassen. Der heutige Sauerstoffgehalt der Luft, der vor rund 350 Mio. Jahren erreicht wurde, kann nicht mehr wesentlich fortgesetzt werden: Bereits bei einem Gehalt von 25 % würde die gesamte Landvegetation durch Feuer zerstört werden.

Für alle aeroben Organismen ist Sauerstoff essentiell. Neben dem relativ reaktionsträgen molekularen Sauerstoff gibt es eine Reihe von reaktiven Sauerstoffspezies (ROS), für die Sauerstoff die Vorstufe ist. Sie spielen einerseits bei der Stressantwort und Abwehrreaktionen gegenüber Pathogenen eine Rolle (Kapitel 13); auf der anderen Seite sind sie aber auch sehr gefährliche Verbindungen, die empfindliche Biomoleküle wie DNA, Proteine und Lipide oxidieren und damit ihre Funktionen stören. Die notwendige ROS-Homöostase in den Zellen wird über eine Reihe sog. Scavenger-Reaktionen aufrecht erhalten, bei denen Redox-Coenzyme wie Glutathion, Ascorbat und NADP eine wichtige Rolle spielen.

Luftverunreinigungen

Definition des VDI (= Verein Deutscher Ingenieure): Luftverunreinigungen (luftverunreinigende Stoffe) sind Stoffe bzw. Stoffgemische in bestimmten Zuständen, die infolge menschlicher Tätigkeit oder natürlicher Vorgänge in die Atmosphäre gelangen bzw. dort entstehen und nachteilige Wirkungen auf den Menschen und seine Umwelt haben können. Sie ändern die natürliche Zusammensetzung der Atmosphäre. Der Begriff wird auch häufig mit der Bezeichnung „Luftschadstoff“ gleich gesetzt.

1.1.2. Quellen und Senken

Luftschadstoffe können von Punktquellen (Vulkane, Kraftwerke), Flächenquellen (Böden, Stadtgebiete) und Linienquellen (Straßen, Fluglinien) ausgehen.

Natürliche Quellen von Luftverunreinigungen

- Böden: Bodenausgasungen aufgrund mikrobieller Tätigkeit (z. B. N_2 , NO , NO_2 , N_2O , H_2S und CO_2 , niedere Kohlenwasserstoffe wie CH_4 in feuchten Böden) etwa infolge der Düngung, und Bodenabrieb (Schwermetalle). Bei höheren pH-Werten Emissionen von NH_3 sowie verschiedener Schwefelverbindungen, etwa Carbonylsulfid (COS) und H_2S .
Grundsätzlich emittieren feuchtere und wärmere Böden mehr Treibhausgase - z. B. N_2O und CH_4 - als trockenere und kältere Böden. Für Ethen (C_2H_4) und NH_3 ist der Boden vorwiegend eine Senke. Im atmosphärischen Budget von N_2O sind Böden, und zwar hauptsächlich landwirtschaftlich genutzte Böden, die Hauptquelle (80 - 90 %). In den grundsätzlich N_2O -neutralen Waldböden wird Stickstoff hauptsächlich als N_2 emittiert; bei hohem N-Eintrag kann der Waldboden zu einer N_2O -Quelle werden.
- Meere: Seesalzaerosol, N_2O , Dimethylsulfid (DMS), H_2S , CS_2
- Vegetation: $VOCs$, DMS , H_2S
- Natürliche Brände / Verbrennung von Biomasse: Aerosole/Ruß, CO , CO_2 , NH_3 , NO_x , N_2O , VOC , Dioxine
- Gewitter: NO -Bildung aus N_2 , O_3
- Tiere: NH_3 , CH_4
- Vulkane: H_2O , CO_2 , SO_2 , H_2S , N_2 , CO , Fluorverbindungen, Schwermetalle u. v. a. Gegenwärtig sind weltweit etwas weniger als 500 Vulkane aktiv. (In den vergangenen 15 Jahren gab es durchschnittlich 50 Ausbrüche pro Jahr.)
- Intrusionen aus der Stratosphäre: O_3

Anthropogene Quellen

- Chemische Industrien, Metallurgie und Bergbau: CO , CO_2 , SO_2 , NO_x , Stäube, HF , HCl , CS_2
- Verbrennungsvorgänge, Biomasseverbrennung: CO_2 , SO_2 , NO_x , $VOCs$, Ruß, Stäube, Dioxine
- Landwirtschaft: NH_3 , CH_4
- Haushalte: CO_2 , SO_2 , NO_x , Aerosole
- Motorisierung: CO_2 , NO_x , $VOCs$, Ruß
- Energiewirtschaft: CO_2 , SO_2 , NO_x , Stäube

Die meisten Komponenten (SO_2 , NO_x , O_3 , sogar Dioxine und niedermolekulare Chlorkohlenwasserstoffe wie CH_3Cl) können anthropogenen und natürlichen Ursprungs sein. Nur wenige Komponenten sind ausschließlich natürlichen Ursprungs: N_2 aus dem Boden, O_2 , Isopren und Terpenoide aus Pflanzen. Ausschließlich anthropogenen Ursprungs sind z. B. FCKWs, das Antiklopfmittel Tetra-ethylblei und Pestizide.

Einige Spurenstoffe können über die Atmosphäre in bestimmten „Dosierungen“ als Nährstoff fungieren. Es sind dies die Makronährstoffe Stickstoff, Schwefel, Calcium und Magnesium sowie Mikronährstoffe („Spurenelemente“) wie Kupfer (Cu) und Zink (Zn). Flechten sind sogar auf die Zufuhr von Nährstoffen aus der Luft angewiesen.

Senken sind alle Prozesse, Aktivitäten und Mechanismen, die ein Spurengas, Aerosol oder den Vorläufer eines Spurengases oder eines Aerosoles aus der Atmosphäre entfernen:

- Chemische Reaktionen, z. B. mit dem OH^* -Radikal
- Trockene Deposition auf unbelebten Oberflächen (Gestein, Schnee) sowie auf Gewässern und Böden (durch Mikroben)
- Trockene Deposition auf stoffwechselaktiven Oberflächen (Deposition und Aufnahme durch die Vegetation)
- Nasse und okkulte Deposition (Regen / Schnee bzw. Nebel)
- Diffusion in die Stratosphäre (FCKW, N_2O)

1.1.3. Emission – Transmission – Immission

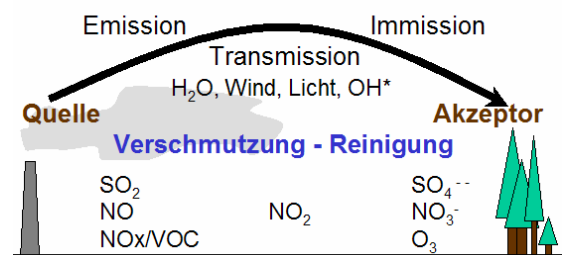
Emission ist der Übertritt von Luftverunreinigungen in die Atmosphäre. Im Zuge der Verbrennung von Kohle entstehen z. B. im Rohabgas - neben CO_2 und CO - Konzentrationen etwa bis zu 35.000 mg m^{-3} Staub, 6000 mg m^{-3} SO_2 , 2500 mg m^{-3} NO_x und 60 mg m^{-3} Fluorverbindungen (Richtwerte aus dem Jahr 1981). Bei der Verbrennung von Heizöl sind die Abgaskonzentrationen geringer.

Im Zuge der **Transmission** werden Luftschadstoffe durch Luftdruckunterschiede verfrachtet und verdünnt. Die Komponenten werden je nach ihrer Reaktivität mehr oder weniger schnell chemisch umgewandelt. Dabei können weniger pflanzenschädliche Komponenten (z. B. Ammoniumsulfat aus NH_3 und SO_2) oder auch stärker pflanzentoxische Komponenten (Ozon u. a. aus CO und anderen Vorläufersubstanzen) entstehen. Zahlreiche „inerte“ – richtig: reaktionsträge - Komponenten wie die FCKWs bleiben in der bodennahen Luft unverändert, nicht jedoch in der Stratosphäre. Umwandlungen verschiedener Komponenten können durch biotische Transformation (Alkylierung, Dechlorierung) vonstatten gehen. Partikel entstehen z. B. aus der Gasphase, durch Aufwirbeln von Bodenpartikeln, durch Vulkane und durch Abtrocknen von Wolken in die Atmosphäre.

Immission ist der Übertritt von Luftverunreinigungen von der offenen Atmosphäre auf einen Akzeptor (Abbildung 1-1).

Abbildung 1-1: Emission, Transmission und Immission.

Verschmutzung und Selbstreinigung der Atmosphäre: Zwei Prozesse, die ständig ablaufen. Das OH^* -Radikal („Waschmittel der Atmosphäre“) spielt dabei eine wichtige Rolle.



Luftschadstoffe werden auf drei Arten abgelagert

Deposition ist die Ablagerung bzw. der Austrag von Substanzen aus der Atmosphäre. Luftverunreinigungen werden auf Pflanzenoberflächen mittels unterschiedlicher Mechanismen abgelagert (Tabelle 1-2):

Tabelle 1-2: Absetzprozesse für Spurenstoffen.

Absetzvorgang	Mechanismus	Teilchengröße (μm)	Anmerkung
Sedimentation	Gravitation; nicht akzeptorabhängig	$\gg 1$	Regen, Schnee, Grobstaub
Impaktion	Filterung; Massenträgheit; Verlassen der Strömungslinie	0,1 - 20	Partikel
Interzeption (Trägheitsabscheidung)	Auskämmen; Adsorption; ohne Verlassen der Strömungslinie; akzeptorabhängig (abgefangener Niederschlag)		Nebel-, Aerosol-Adsorption
Turbulente Diffusion	Turbulente Mischbewegung bzw. Mischung unter Wirbelbildung	0,5 - 50	Aerosole (Gase)
Diffusion	Teilchenbewegung	$< 0,5$	Aerosole, Gase

•**Trockene Deposition von Partikeln** unterschiedlicher Größe (Absetzstäube: 10 und $>100 \mu\text{m}$, Feinstäube 0,1 bis $10 \mu\text{m}$) und von **Gasen** (Tabelle 1-3).

Die **Gasdeposition** (D) hängt von der Immissionskonzentration (c) und der Depositionsgeschwindigkeit (v_d , m s^{-1}) ab. Meteorologische Bedingungen (Temperatur, Windgeschwindigkeit, Luftfeuchte), Eigenschaften der Gase (Konzentration, Löslichkeit, Reaktionsfähigkeit) und die Beschaffenheit der Oberfläche spielen hierbei eine wesentliche Rolle. Im Wald betragen die Depositionsgeschwindigkeiten je nach Komponente < 1 cm bis etwa 5 cm pro Sekunde.

$$D = c \cdot v_d$$

Tabelle 1-3: Depositionsgeschwindigkeiten von Gasen.

Gas	Depositionsgeschwindigkeit (cm s^{-1})
HNO ₃	1,1 - 3,6 (Gras)
H ₂ O ₂	2
Ozon	0,35 (0,5 - 1,8; Gras)
NH ₃	1
SO ₂	0,58 (0,1 – 1; Nadelwald)
Fluor	0,55
Chlor	0,41
NO ₂	(<) 0,38
PAN	0,17
NO	(<) 0,02
CO	< 0,02

Okkulte Deposition durch Nebel bzw. Rauhereif durch Impaktion: In nebelreichen Lagen werden bedeutsame Anteile an Schadstoffen mit dem Nebel- bzw. Wolkenwasser durch Impaktion eingetragen. Der Nebel kann gegenüber Regen bis über das 10-fache mit Spurenstoffen angereichert sein. Der Eintrag ist ebenfalls von der mengengewichteten Konzentration abhängig. Die Gesamtdosition in einem Pflanzenbestand kann nicht direkt gemessen, sondern muss mit Modellen berechnet werden.

Nasse Deposition von Regen und Schnee (durch Sedimentation nach der Sorption im Niederschlagswasser). Mit ihr werden in Europa meist die größten Schadstoffmengen eingetragen: Bei Schwefel und Stickstoff in Österreich z. B. bis über 20 kg Element $\text{ha}^{-1} \text{a}^{-1}$, bei Schwermetallen in der Größenordnung von wenigen Gramm bis wenige kg $\text{ha}^{-1} \text{a}^{-1}$.

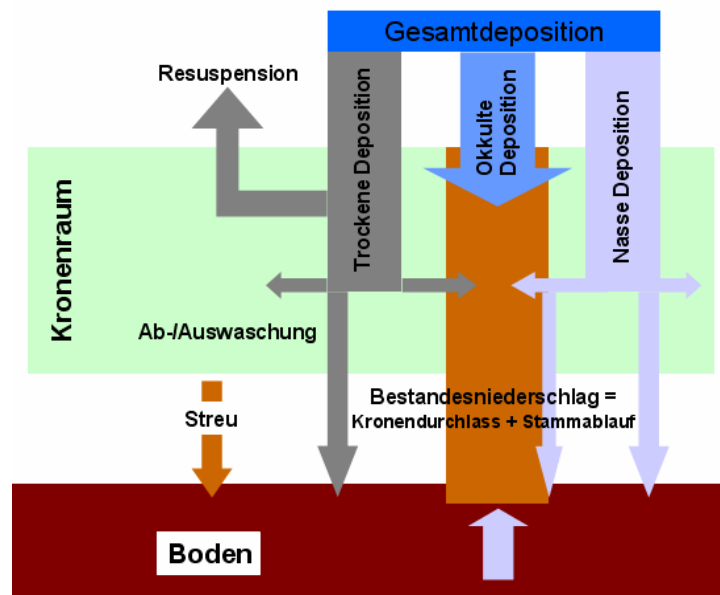
Der Jahreseintrag (E) durch nasse Deposition wird aus der mengengewichteten Konzentration c des betreffenden Elementes und der Niederschlagshöhe (mm) berechnet:

$$E [\text{kg Element ha}^{-1} \text{a}^{-1}] = c [\text{mg Element L}^{-1}] \cdot \text{mm} \cdot 0,01$$

Die Gesamtdosition ist die Summe aus trockener, nasser und okkultur Deposition.

In Waldökosystemen stellt sich der Kreislauf der Spurenstoffe der Luft gemäß Abbildung 1-2 dar.

Abbildung 1-2: Kreislauf der Spurenstoffe in einem Waldökosystem.



Die thermische Schichtung der Atmosphäre ist durch einen charakteristischen Verlauf gekennzeichnet (Abbildung 1-3). Die in ca. 10 km Höhe befindliche Tropopause hemmt aufgrund des Temperaturknickes einen Luftaustausch mit höher gelegenen Luftschichten. Allerdings kann Ozon in die Troposphäre eingetragen werden; *vice versa* gelangen die reaktionsträgen FCKWs und Lachgas in die Stratosphäre, wo sie Ozon abbauen.

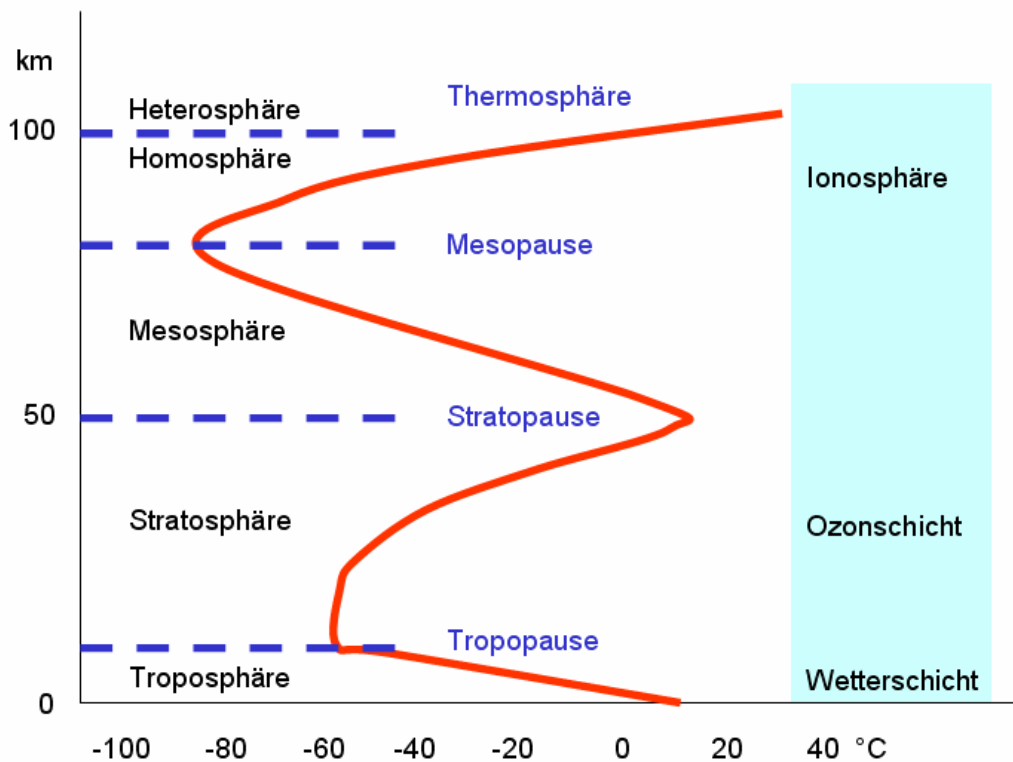
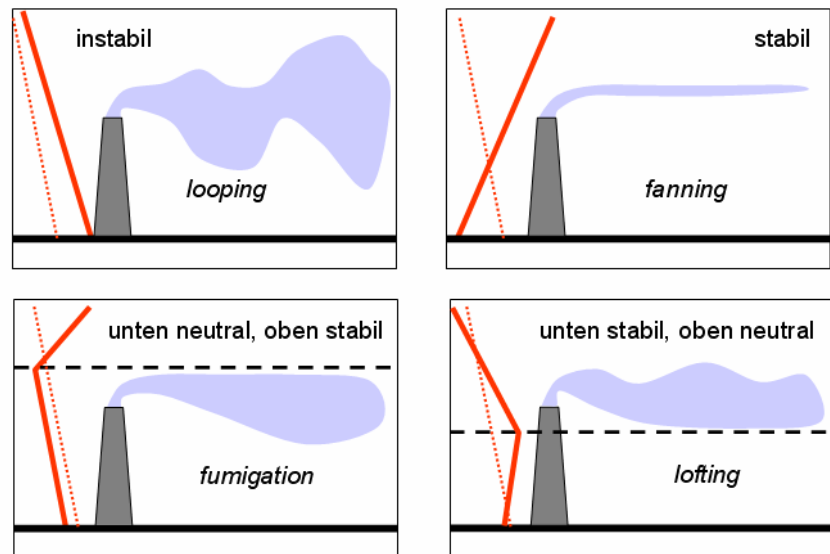


Abbildung 1-3: Temperaturverlauf in der Standard-Atmosphäre.

Schematische Darstellung der Atmosphärenstockwerke, die anhand der mittleren vertikalen Temperaturverteilung unterschieden werden.

In der Troposphäre erfährt die Abnahme der Temperatur mit der Höhe über Grund strahlungsbedingt eine tageszeitliche Differenzierung. Die Ausbreitung von Rauchgasfahnen hängt neben der Schornsteinhöhe und den aktuellen Windverhältnissen in bedeutendem Maße von der Temperaturschichtung der bodennahen Atmosphäre ab. Hierbei werden verschiedene Typen von Rauchgasfahnen unterschieden (Abbildung 1-4).

Abbildung 1-4: Typen von Rauchgasfahnen.



Inversionen entstehen, wenn die Temperatur nach oben nicht abnimmt, sondern zunimmt. Oberhalb des Temperaturknicks ist die Luftschichtung stabil, unterhalb derselben neutral (Rauchfahnentyp „fumigation“, Abbildung 1-4 links unten). Schadstoffe, die unterhalb dieser Sperrschicht emittiert werden, können diese nicht durchdringen, wodurch es zu einer Anreicherung in Bodennähe kommt.

Rot: Temperaturverlauf, rot gestrichelt: adiabatischer T-Gradient (Abnahme 1°C pro 100m)

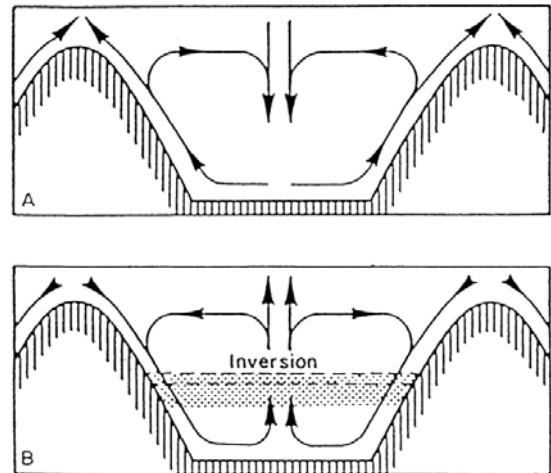
Die aktuelle Konzentration eines Schadstoffes in einem Tal hängt von luftchemischen Prozessen sowie von An- und Abtransporten von Luftmassen zusammen

Die an einem bestimmten Ort zu einer bestimmten Tages- und Jahreszeit herrschende Konzentration eines bestimmten Luftschadstoffes wird von mehreren Faktoren beeinflusst: Von der emittierten Menge des Schadstoffes bzw. seiner Vorstufe im Einflussbereich und von meteorologischen Größen wie Strahlung, Temperatur, Niederschlag, Windgeschwindigkeit und Windrichtung. Abbildung 1-5 skizziert die Hangwindssysteme in einem Tal als Ursache der Tagesgänge der Schadstoffkonzentrationen in einem Tal.

Abbildung 1-5: Hangwindssysteme in einem Tal tagsüber (A) und nachts (B).

Hangwindssysteme bestimmen die aktuellen Spurenstoffkonzentrationen, wenn Luftmassen mit bestimmten Konzentrationen ab- oder antransportiert werden. Nächtliche und morgendliche Inversionen hemmen die Ausbreitung von Schadstoffen, die im Talboden produziert werden.

Einen weiteren Einfluss auf die Spurenstoffkonzentration haben luftchemische Prozesse.

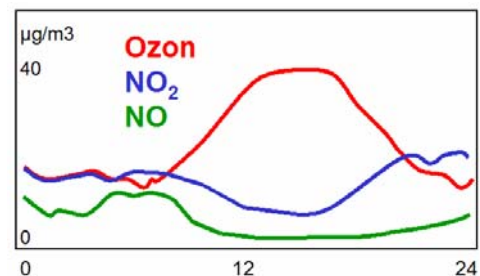


Ozon-Tagesgang

Nach Auflösung der morgendlichen Inversion, die eine Deckelwirkung ausübt und die vertikale Ausbreitung verhindert, gelangt in einem alpinen Tal ozonreichere Luft aus höheren Lagen zum Talboden, sodass hier die Ozonkonzentration steigt; die photochemische Bildung trägt mit der Erhöhung der Konzentration an Vorläufern und der steigenden Sonneneinstrahlung ebenfalls zum Anstieg bei. Allgemein sind die Ozonkonzentrationen in Berglagen höher, weil ozonreiche Luftmassen aus der unteren Troposphäre eingemischt werden und in diesen Lagen Ozonsenken wie Stickstoffmonoxid sowie die im Vergleich zum Talboden geringe Bodenoberfläche, an der Ozondeposition stattfinden kann, weniger zum Tragen kommen (Abbildung 1-6; Kapitel 13).

Abbildung 1-6: Mittlerer Tagesgang der Ozon- und NO_x -Konzentrationen.

Der ausgeprägte Tagesgang der Ozonkonzentration mit einem nächtlichen Minimum und einem Maximum zu Mittag, wie er z. B. in einem alpinen Tal registriert wird, ergibt sich aus der photochemischen Bildung vor Ort und aus dem An- und Abtransport von Luftmassen. Die NO_x -Konzentrationen werden in hohem Maße von den KFZ-Emissionen mit bestimmt.



Jahresgänge von Schadstoffkonzentrationen: Ozonkonzentrationen in Europa haben ein Frühjahrs- und ein Sommermaximum. Die Konzentrationen von NO_x und SO_2 sind hingegen im Winter am höchsten (Abbildung 1-7a). Auch nasse Freilanddepositionen von Stickstoff und Schwefel sind - ähnlich wie die Sulfat-, Nitrat- und Ammoniumkonzentrationen im Niederschlag - durch einen Jahresgang charakterisiert (Abbildung 1-7b).

Abbildung 1-7a: Mittlere Jahresgänge der SO_2 -, NO_x - und Ozonkonzentrationen an Waldmess-Stationen in Österreich (Mittel 1990-2008).

Während der Vegetationszeit sind es v. a. photochemische Reaktionen, die die hohen Ozonkonzentrationen erzeugen. Während der Vegetationsruhe sind Emissionen von Heizungen, aber auch vermehrte Inversionen für die relativ hohen SO_2 - und NO_x -Konzentrationen verantwortlich.

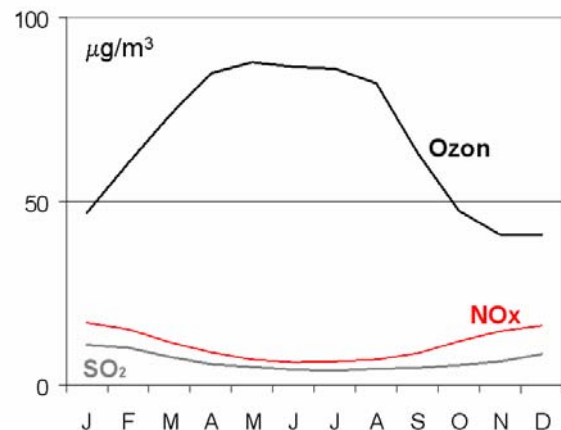
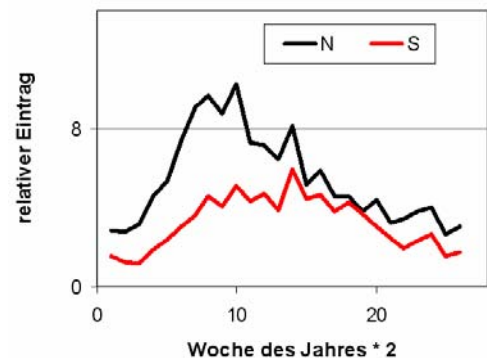


Abbildung 1-7b: Mittlere Jahresgänge der Stickstoff- und Schwefeleinträge an Waldmess-Stationen in Österreich (Mittel 1996-2008).

Die Jahresgänge ergeben sich aus den Frühjahrsmaxima der mittleren Sulfat- bzw. Nitrat-/Ammoniumkonzentrationen sowie aus dem Verlauf der monatlichen Niederschlagshöhen.



Emittierte Luftschadstoffe haben unterschiedliche Wirkungsradien

Reaktionsfähigkeit, Absetzgeschwindigkeit sowie meteorologische Voraussetzungen (Niederschläge, Temperatur, Hauptwindrichtungen, Windstärken) bestimmen die Konzentrationslevels und den Wirkungsradius von emittierten Schadstoffen. SO_2 und HF spielen im Umkreis von Kraftwerken und chemischen Industrien, Schwermetalle rund um Metallhütten oder NO_x und Streusalz neben Hauptverkehrswegen eine dominierende Rolle. Die Wirkungsradien sind sehr unterschiedlich:

Wirkungsradius geringer als 10 km: NH_3 , HCl, HF

Wirkungsradius 10 bis über 50 km: Grob- und Feinaerosole, SO_2 , NO_x , (Flugasche)

Während reaktive Komponenten wie etwa HF, HCl und NH_3 naturgemäß eine kurze Lebensdauer und einen relativ kleinen „Aktionsradius“ um den jeweiligen Emittenten haben, können persistente Verbindungen zu einem globalen Umweltproblem werden, weil sie über hunderte Kilometer weit verfrachtet werden. Die flüchtigen FCKWs und N_2O können ferner die als „Sperrschicht“ wirkende Tropopause durchdringen und das stratosphärische Ozon abbauen.

Mit zunehmender Entfernung von Emittenten werden die primären Luftschadstoffe umgewandelt, z. B. SO_2 in Sulfat und NO_x in Nitrat, was einer „Entschärfung“ gleich kommt. Ozon wird nicht emittiert, sondern entsteht aus Vorläufersubstanzen. Die Verbreitung von Aerosolen geschieht überregional, in Extremfällen sogar global. Letztere entweder bei sehr stabilen Komponenten (CO_2) bzw. solchen, die aufgrund ihrer geringen Teilchengröße und hohen Flüchtigkeit leicht transportierbar sind (Aerosole und FCKW), oder nach Vulkanausbrüchen, wenn die Emissionen wie z. B. Schwefelsäure-Aerosol bis in die Stratosphäre geschleudert und dort leichter verbreitet werden.

Der „Luftschadstoff-Cocktail“ hat sich in den letzten 30 Jahren deutlich verändert

Die „Philosophie der hohen Schornsteine“ gegen Ende des vorigen Jahrhunderts hat zu einer Entlastung der unmittelbaren Umgebung eines „klassischen Emittenten“ geführt. Gleichzeitig wurden die Schadstoffe aber auf wesentlich größere Flächen verteilt. Die Emissionsreduktionen seit dem Beginn der 1980er-Jahre – v. a. jene des SO_2 durch Abgasreinigung - haben die Immissionssituation in Europa und Österreich insgesamt stark verbessert. Der „Schadstoffcocktail“ wurde dabei verdünnt und qualitativ verändert. Während bis in die 1990er Jahre saure Gase (SO_2 , NO_x) und Stäube dominiert haben, überwiegt in den letzten Jahren Ozon als pflanzenrelevanter Luftschadstoff.

1.1.4. Radikale

Radikale sind aggressive Molekülbruchstücke, die in der Luft und in Pflanzen vorkommen

In der Atmosphäre und in der Pflanzenzelle, etwa in den Chloroplasten, werden auch ohne toxische Luftschadstoffkonzentrationen ständig Radikale gebildet.

Radikale sind Atome oder Moleküle mit mindestens einem ungepaarten Elektron (nicht aufgefüllte Elektronenschalen). Aufgrund dessen haben sie meist eine große Reaktionsfreudigkeit und eine sehr kurze Lebensdauer (< 1 Sekunde). Sie sind bestrebt, diese „auf Kosten anderer Moleküle“ aufzufüllen. Das führt zu Kettenreaktionen. Entzieht ein Radikal einem Molekül Elektronen, dann wird dieses Molekül oxidiert.

Kettenreaktionen: In der Luft wird die Radikalbildung durch energiereiche Strahlung gefördert. Auch in Pflanzenzellen laufen radikalische Kettenreaktionen ab; dort ist Sauerstoff oder Ozon Ausgangssubstanz von Radikalen. Eine Kettenreaktion kommt zum Stillstand, wenn zwei Radikale zusammentreffen.

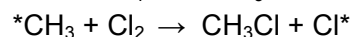
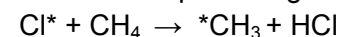
Radikalische Kettenreaktionen (*: Radikal)

NO , NO_2 und Sauerstoff sind selbst Radikale, die jedoch weniger reaktiv sind als die meisten anderen Radikale.

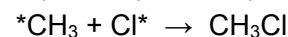
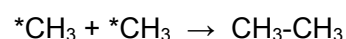
Kettenstart



Kettenfortpflanzung

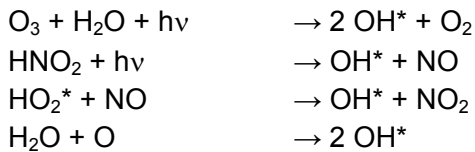


Kettenabbruch

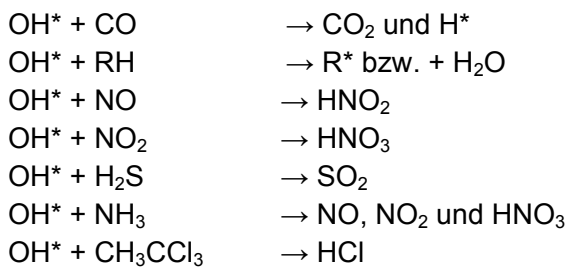


In der Atmosphäre spielen Radikale bei der photochemischen Ozonbildung und im Zusammenhang mit dem OH^* -Radikal eine Rolle. Radikale werden in der Luft durch energiereiche Strahlung (UV-Strahlung) aus Sauerstoff, Ozon, Stickstoffoxiden, Halogenverbindungen und flüchtigen organischen Verbindungen gebildet.

Das Hydroxylradikal (= OH^* -Radikal; nicht zu verwechseln mit dem OH^- Ion, welches in der wässrigen Lösung durch die aufgefüllte Achterschale des Sauerstoffs stabil ist) entsteht bei der Photolyse von Ozon und von Salpetriger Säure, aus dem HO_2^* -Radikal sowie aus Wasserdampf und atomarem Sauerstoff:



Das OH^* -Radikal wird das „Waschmittel der Atmosphäre“ bezeichnet: Trotz der geringen Konzentration von rund 0,0001 ppb kann es verschiedene Spurenstoffe sehr effizient in leichter lösliche und damit leichter auswaschbare Komponenten umwandeln:



Niedermolekulare Alkane reagieren mit OH^* und auch mit Ozon langsam, ungesättigte Komponenten wie z. B. Ethen oder Isopren, BTX-Aromaten hingegen schnell.

Auch die Bildung des stratosphärischen Ozonlochs geht auf radikalische Reaktionen zurück, an denen neben dem OH^* -Radikal Chloratome und NO beteiligt sind.

In der Pflanzenzelle entstehen Radikale in den Chloroplasten im Zuge der Photosynthese und verstärkt z. B. unter dem Einfluss von Starklicht. Mehrere Luftschadstoffe - nicht nur Ozon - bilden Radikale in der Zelle, ebenso SO_2 und NO_x . Niedermolekulare Radikalfänger (Antioxidantien) sind Teil des antioxidativen Systems und in der Lage, reaktive oxidierende Substanzen (ROS; Tabelle 1-4) zu entgiften (Kapitel 13).

Tabelle 1-4: Reaktive Sauerstoffspezies (reactive oxygen species; ROS).

ROS können in der Zelle destruktiv wirken. Sie entstehen mit Ausnahme von Ozon im Zuge der Photosynthese in den Chloroplasten. Die direkt wirksamen Komponenten sind vor allem der Singulett-Sauerstoff und das OH^* -Radikal, welche wesentlich reaktiver sind als das Superoxidanionradikal und Wasserstoffperoxid. *: Radikal

Komponente	Formel	Reaktionsfähigkeit
OH^* -Radikal	OH^*	Äußerst reaktiv, Lebensdauer Nano- bzw. Mikrosekunden. Abstrahiert H-Atome von C-Atomen, wobei wieder Radikale entstehen.
Ozon	O_3	Wird im Blatt schnell in andere ROS umgewandelt.
Sauerstoff	O_2	„Triplett-Grundzustand“ mit zwei ungepaarten Elektronen; relativ reaktionsträge.
Singulett-Sauerstoff	$^1\text{O}_2$	Biologisch relevante physikalisch angeregte Form des Sauerstoffmoleküls. Im Gegensatz zum Sauerstoff im Grundzustand hat es Elektronen mit antiparallelem Spin. Es wird im Zuge der Photosynthese gebildet. Er ist sehr instabil (Lebensdauer Nano- bzw. Mikrosekunden), oxidiert gesättigte Kohlenwasserstoffe und Alkene, wobei R-OOH-Verbindungen (Hydroperoxide) entstehen, ferner Aminosäuren, Methionin, Histidin, Tryptophan und Chlorophyll.
Superoxidanionradikal	$\text{O}_2^{\bullet -}$	Äußerst reaktiv. Entsteht u. a. photochemisch und enzymatisch. Kann Reduktionsmittel (für H_2O_2) und Oxidationsmittel (für die reduzierte Form von Glutathion und Ascorbat) sein. Vorstufe von H_2O_2 , OH^* und $^1\text{O}_2$. Lebensdauer Nano- bzw. Mikrosekunden.
Wasserstoffperoxid	H_2O_2	Relativ stabil, kann sich in der Zelle anreichern.

Reaktive Sauerstoffspezies entstehen bei Stress und erzeugen oxidativen Stress

Der Sauerstoff in der Atmosphäre bildet die Grundlage des oxidativen Energiestoffwechsels der autotrophen und heterotrophen Organismen. Diese nutzen Sauerstoff als Elektronenakzeptor für die Energie liefernden Redoxreaktionen in der Atmungskette. Dieser Sauerstoff kann jedoch auch toxisch wirken: Anaerobe Organismen werden schnell abgetötet, aerobe Organismen sind lediglich „relativ unempfindlich“. Nur entsprechende Schutzmechanismen machen ein Überleben möglich.

Radikale und andere reaktive Sauerstoffspezies entstehen bei oxidativem Stress in der Pflanzenzelle in verstärktem Ausmaß. Dieser kann durch Luftschadstoffe, aber auch durch andere Stressfaktoren hervorgerufen werden (Kapitel 13).

ROS entstehen durch die Einwirkung von Oxidantien, Schwermetallen, Herbiziden, Hitze, Kälte, Trockenheit, Pathogenen, im Zuge der Alterung sowie bei Verwundung und unter Starklicht bzw. UV-Einwirkung.

Negative Folgen der Einwirkung von ROS auf Pflanzen, die letztlich zum Zelltod führen können, sind:

- Peroxidation von ungesättigten Lipiden und damit Schädigung von Membranen (Peroxidation: Einführung einer O-O-Gruppe in ein Molekül; Kapitel 2)
- Peroxidation von Pigmenten
- Störung von Redoxprozessen und
- Oxidation der SH-Gruppen von Aminosäuren, Peptiden und Proteinen bzw. Enzymen

Box 1-4: UV-Strahlung.

UV-Strahlung hat einerseits dazu beigetragen, dass aus der Uratmosphäre Aminosäuren, Zucker und Purinbasen gebildet wurden und dass eine vor UV-Strahlung schützende Ozonschicht in der Stratosphäre entstand, die ein pflanzliches Leben außerhalb des Wassers ermöglichte. UV-Strahlung wirkt aber auch zerstörend auf organische Verbindungen.

Man unterscheidet UV-A (315 - 400 nm), UV-B (280 - 315 nm) und UV-C (100 - 280 nm) -Strahlung.

Eine intakte Ozonschicht absorbiert UV-C vollständig und UV-B teilweise. Die Gesamtozonsäule wird in **Dobson-Einheiten** (DU) angegeben: 100 Dobson-Einheiten = 1 mm Ozonschichtdicke komprimiert bei 1 hPa und 22 °C. FCKWs zerstören die stratosphärische Ozonschicht v. a. über dem Nord- und Südpol und lassen damit vermehrt UV-Strahlung durch.

Wirkungen: Die Absorption von UV-Strahlung führt zu molekularen Veränderungen der Nukleinsäuren (starke Absorption bei 260 nm; Veränderungen stören die genetische Informationsübertragung), Proteine (Absorptionsmaximum: 280 nm) und Phytohormone (Abscisinsäure). Lipide absorbieren UV-Strahlung ebenfalls, wobei Lipidperoxide entstehen, wodurch die Funktion von Biomembranen beeinträchtigt wird. Weiters kommt es zu Veränderungen am Photosystem II. Die Folgen überhöhter Einstrahlung sind z. B. Chlorosen, eine Reduktion der Keimungsrate und ein verringertes Wachstum. Auch das Konkurrenzverhalten in Pflanzengemeinschaften kann beeinflusst werden.

Schutzmechanismen sind die Verringerung der Blattfläche, die Synthese von UV-absorbierenden Substanzen in der Epidermis (z. B. von Flavonoiden), die Bildung von Kutikularwachsen sowie Repair-Mechanismen zur Beseitigung von DNA-Schäden (mittels Photolyasen) sowie die Entgiftung des gebildeten H₂O₂ mittels Superoxiddismutase.

1.2. Stress

Die meisten Definitionen fassen Stress als Belastungszustand oder als eine außergewöhnliche Abweichung vom Lebensoptimum auf, die zunächst reversible Veränderungen und Reaktionen auf allen Funktionsebenen des Organismus bewirkt, dann aber auch bleibende negative Folgen verursachen kann. Weiters beinhaltet der Begriff alles, was mit Belastungssituationen einhergeht, also sowohl das Ereignis als auch den sich im Organismus einstellenden Zustand. Um Missverständnisse zu vermeiden, sollte der Begriffsinhalt stets klar zum Ausdruck kommen: Der Stressfaktor (oder

Stressor) bezeichnet den Störreiz. Die Stressreaktion und der Stresszustand bezeichnen die Reizantwort bzw. den Anpassungszustand.

Das allgemeine Stresskonzept definiert einen physiologischen Bereich von Belastungen (Eustress) und einen Bereich mit übermäßiger Belastung (Distress).

- **Eustress:** Aktivierender, stimulierender Stress und ein positives (konstruktives) Element für die Pflanzenentwicklung. Je öfter eine Pflanze Stress ausgesetzt ist, desto höher ist der Abhärtungsfaktor und die Wahrscheinlichkeit, dass die Pflanze, wenn wieder eine Stress-Situation gegeben ist, eine neue Homöostase (Gleichgewichtszustand) erreicht. Das heißt, die Pflanze kommt gut mit der neuen Situation zurecht.
- **Distress** ist schwerer (destruktiver) Stress, auf den dauerhafte Schäden und Krankheiten folgen und daher ein negatives Element für die Pflanzenentwicklung.

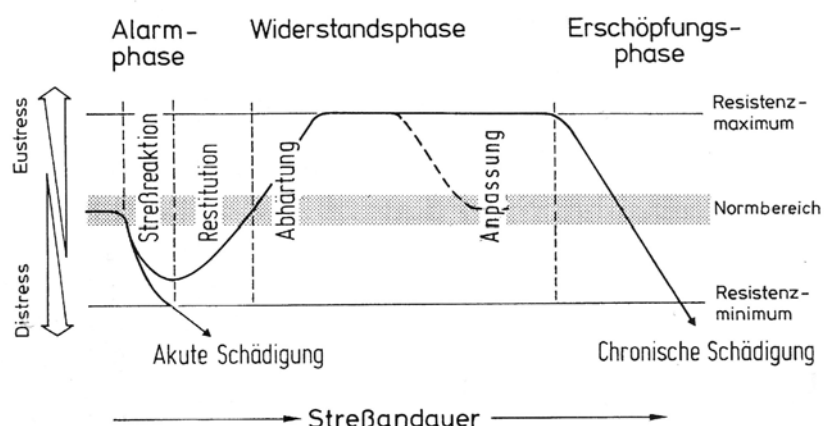
Stress ist ein Selektionsfaktor und auch die treibende Kraft für eine verbesserte Toleranz und adaptive Evolution. Das Stressgeschehen wird durch die Konstitution der Pflanzen sowie innere und äußere Faktoren bestimmt; dabei gibt es unterschiedliche Phasen (Abbildung 1-8).

Phasenmodell des Stressgeschehens

Durch Einwirkung von Stressfaktoren werden lebenswichtige Strukturen und Funktionen destabilisiert. Es kommt in der Alarmphase zu einer negativen Funktionsabweichung (Stressreaktion), die durch restabilisierende Gegenreaktionen aufgefangen (Restitution) und überkompensiert (Abhärtung) werden kann. Bei gleich bleibender ausdauernder Belastung stellt sich eine erhöhte Stresstoleranz ein, die in eine Stabilisierung auf Normalniveau übergehen kann (Anpassung). Wird der Organismus durch eine exzessive Störung akut oder durch lang dauernde Belastung chronisch überfordert (Erschöpfung), sind irreversible Schädigungen die Folge.

Abbildung 1-8: Stressgeschehen bei Pflanzen (Larcher 2001 und 2003).

Die Stressandauer führt je nach der Disposition der Pflanze zur Abhärtung oder zu Schädigungen. Stress ist also der Beanspruchungszustand des Organismus, der zunächst Destabilisierung, dann Normalisierung und Toleranzsteigerung bewirkt oder bei Überschreitung der Anpassungsamplitude zu Funktionsausfällen und zum Tod führt.



Das Produkt aus der Stärke und der Dauer der Belastung wird als **Stressdosis** bezeichnet.

Hitze und Wassermangel sind Primärstressoren, die sog. Sekundärstressoren nach sich ziehen: Als Ergebnis des fehlenden Wassertransportes und der blockierten Photosynthese herrscht Nährstoffmangel. Die starke Sonneneinstrahlung ohne daran gekoppelte Photosynthese bewirkt nicht nur einen Temperaturanstieg, sondern auch die vermehrte Bildung von reaktiven Sauerstoffspezies.

Die Stressreaktion hängt von der Disposition (= Krankheitsbereitschaft) und vom momentanen Stressniveau der Pflanze ab.

Disposition (Krankheitsbereitschaft)

Im Gegensatz zur Widerstandsfähigkeit (Resistenz) die Empfänglichkeit oder Anfälligkeit bzw. die angeborene (genotypisch fixierte), die Befallsbereitschaft bestimmende Körpervfassung eines Lebewesens (Schadennsvoraussetzung). Die Disposition eines Baumes wird bestimmt durch seine in der Art, Rasse, Herkunft und genetisch festgelegte Reaktionsnorm.

Eine Disposition gegenüber abiotischen Schadursachen, wie z. B. Frost, Trockenheit und Luftschadstoffen, weisen im Prinzip alle Pflanzen auf. Große Unterschiede in der Disposition verschiedener Pflanzenarten existieren jedoch hinsichtlich der Anfälligkeit gegenüber biotischen Schaderregern. Keine Disposition besitzt z. B. die Fichte gegenüber dem Erreger des Eichenmehltaus.

Prädisposition (exogene Modifikation der Disposition)

Der aktuelle Grad der Disposition oder die Modifikation aufgrund biotischer und/oder abiotischer Umwelteinflüsse. Oder: Das aktuelle Reaktionsvermögen einer Pflanze auf Angriffe von Krankheitserregern, Schädlingen oder abiotischen Schadeinflüssen in Abhängigkeit von Umweltbedingungen (z. B. Witterung, Standorteigenschaften) und ihrem Entwicklungsstadium. Der Begriff wird in der Regel im Sinne einer erhöhten Anfälligkeit verwendet.

Beispiele: SO₂-Stress z. B. erhöht die Frostepfindlichkeit von Bäumen, Dürre prädisponiert v. a. für Insektenangriffe, vernässte Standorte prädisponieren für Windwurf und Nadelfraß prädisponiert Waldbestände für den Borkenkäferbefall; Schadstoffeinträge und Waldbaufehler können Phytophage fördern. Die Prädisposition variiert in den Grenzen der allgemeinen, genetisch festgelegten Reaktionsnorm (Disposition) der Rasse, Art, Gattung oder Familie, zu der die betroffene Einzelpflanze gehört.

Pflanzen reagieren mehr oder weniger spezifisch auf Stress. Unspezifisch ist z. B. die Erhöhung der Aktivität der Peroxidasen als Reaktion auf oxidativen Stress oder eine Beeinträchtigung der Photosynthese. In jedem Fall ist zur Bewältigung von Stress Energie erforderlich.

Wenn das Stressniveau bereits sehr hoch ist, kann ein sehr geringer zusätzlicher Stress zu einer Schädigung führen. Andererseits kann bei einer Pflanze mit einem sehr geringen Stressniveau ein zusätzlicher Stressfaktor relativ hoch sein, ohne dass eine Schädigung nachweisbar ist.

Stressfaktoren

Man kann zwischen abiotischen und biotischen Faktoren unterscheiden. Mittelbar oder unmittelbar von menschlichen Aktivitäten ausgehend sind Faktoren wie Luftschadstoffe, Pestizide, Stickstoffeinträge, erhöhte UV-Strahlung durch Ozon zerstörende FCKWs („antarktisches Ozonloch“) und ein Temperaturanstieg durch einen erhöhten Ausstoß von Treibhausgasen (Tabelle 1-5). Meist wirken mehrere Stressoren gleichzeitig; die Hintergrundbedingungen, etwa der tageszeitliche Lichtzyklus, variieren die Disposition bzw. die Reaktionen der Pflanzen.

Tabelle 1-5: Abiotische und biotische Umwelteinflüsse bzw. Stressoren (Hock und Elstner 1995).

Klimastress Temperatur / Strahlung Luft (Turbulenz) Trockenheit Überschwemmung Sauerstoff (Kapitel 13) CO ₂ (Kapitel 14) Stickstoff (Kapitel 10) Salze (Kapitel 12) Schwermetalle (Kapitel 16) Immissionen Xenobiotica (Kapitel 14)	Ökologische Komponenten Bodenstress Struktur / Substrat / Nährstoffgehalt / Sorption Azidität Biotischer Stress Pflanzen (Primärproduzenten) Tiere (Konsumenten; Insekten, Wild) Mikroorganismen (Reduzenten) Interaktionskomponenten Konkurrenten / Symbionten / Saprophyten (Fäulnisbewohner) / Parasiten
--	---

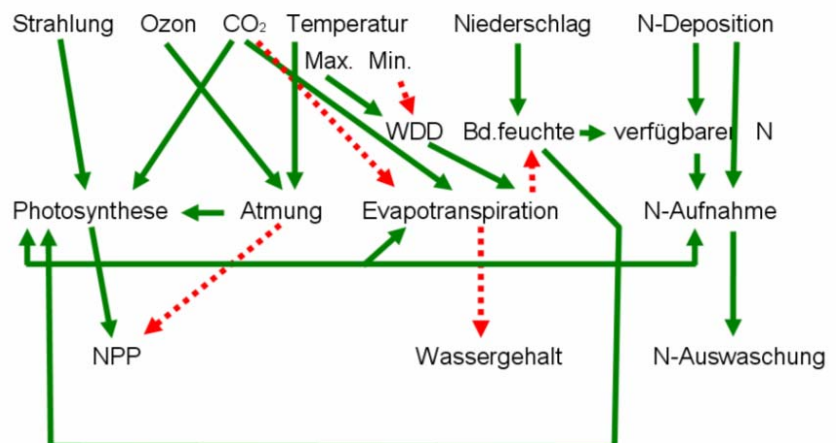
Weitere Angaben zu chemisch ausgelöstem Stress werden in den Kapiteln 10, 12-14 und 16 gemacht. Abbildung 1-9 zeigt die komplexen Wechselwirkungen zwischen den Umweltfaktoren und Stoffwechselaktivitäten.

Abbildung 1-9: Wechselwirkungen zwischen Umweltfaktoren und Stoffwechselaktivitäten (Aber et al. 2001).

grüne Pfeile: positiver Einfluss
rote Pfeile: negativer Einfluss

NPP: Nettoprimärproduktion

WDD: Wasserdampfdefizit



Die Zusammenhänge zwischen den oben beschriebenen Stress auslösenden Umweltfaktoren sind vielfältig. Einige Beispiele:

Stressfaktor	Auswirkung
Immissionen (Agrochemikalien)	→ Mineralstoffüberschuss / Unausgewogenheit der Ernährung / Salinität / Azidität
Immissionen (Agrochemikalien)	→ Schwermetallbelastung
Strahlungsüberschuss	→ Luft- und Bodentrockenheit
Strahlungsmangel	→ Verdrängung durch andere Pflanzen

Oxidativer Stress wird nicht nur durch Photooxidantien aus der Luft hervorgerufen

Eine spezielle Form von Stress ist der oxidative Stress. Er steht mit reaktiven Sauerstoffspezies (ROS) in der Pflanze im Zusammenhang (Kapitel 1.1.4). Stressoren führen zu einer Veränderung des Redoxstatus und zu einer erhöhten Produktion von ROS.

Stressfrüherkennung bei Bäumen

Stehen Pflanzen unter Stress, so ist das mit freiem Auge zunächst nicht erkennbar. Eine sich anbahnende Schädigung kann aber mit speziellen Methoden festgestellt werden. Zur Früherkennung von Immissionsstress müssen mehrere Methoden kombiniert werden, da die Methoden für sich meist wenig stress-spezifisch und noch weniger luftschadstoffspezifisch sind. Vor allem Blattorgane werden zur Stressfrüherkennung herangezogen.

In allen Fällen ist die Kenntnis des jahreszeitlichen und auch tageszeitlichen Verlaufes der einzelnen Stressparameter notwendig, der für die meisten Pflanzeninhaltsstoffe charakteristisch ist: Alleine durch den Aufbau der Blattorgane während der Vegetationsmonate ändert sich die prozentuelle Zusammensetzung der anorganischen und organischen Anteile und natürlich auch der Anteil an Trockensubstanz (Bezugsgröße). Dies erfordert daher eine standardisierte Probenahme.

Veränderungen in Pflanzen, die Gegenstand der Stressfrüherkennung sind:

- Akkumulation von Schadstoffen: Die chemische Pflanzenanalyse, v. a. die Blattanalyse, gibt Auskunft darüber, ob akkumulierende Komponenten wie HF, HCl, N-Verbindungen oder Schwermetalle eingewirkt haben. Hierbei ist es notwendig, die natürlichen Gehalte zu kennen, da diese von Spezies zu Spezies schwanken können.
- Die Interpretation der Veränderung von Gehalten an Substanzen des antioxidativen Systems (oder von veränderten Enzymaktivitäten) ist kompliziert und nicht immer eindeutig möglich. Höhere Gehalte an antioxidierenden Komponenten in Fichtennadeln aus größeren Seehöhen können z. B. als verstärkte Bereitschaft zur Entgiftung interpretiert werden, weil dort höhere Ozonlevels vorherrschen und auch andere Stressereignisse (z. B. Frost, Starklicht), die oxidativen Stress hervorrufen, häufiger sind. Auch eine differenzierte Bestimmung der Lipide kann Hinweise auf Stressbelastung geben.
- Die Aktivität einer Reihe von Entgiftungsenzymen wird verstärkt.
- Die Beeinträchtigung der Photosynthese kann anhand verschiedener Parameter, z. B. der Chlorophyllfluoreszenz, der Sauerstoffproduktion, der augenblicklichen photochemischen Kapazität oder der lichtgesättigten Elektronentransportrate aufgezeigt werden.
- Eine Steigerung der Atmung zur Bewältigung von Stress tritt ein, wenn zusätzliche Energie notwendig ist, z. B. zur Bereitstellung von Reduktionsäquivalenten oder zum Aufbau von Entgiftungsenzymen.
- Die Erosion kutikulärer Wachse, die mit (elektronen-)mikroskopischen Methoden nachgewiesen werden kann.
- Die Pufferkapazität wird nach der Einwirkung saurer oder alkalischer Schadstoffe herabgesetzt.
- Bildung von Stresshormonen (z. B. etwa Ethen).
- Weitere Kennzeichen sind veränderte Nährstoffgehalte, Veränderungen des Wasserpotentials, Chromosomenaberrationen in den Feinwurzeln und Schädigungen der Mykorrhizen.

1.3. Toxische Luftschadstoff-Konzentrationen

Vor allem der Mensch erzeugt phytotoxische Konzentrationen von Luftschadstoffen

Luftschadstoffe entstehen in großen Mengen aus natürlichen Prozessen - z. B. aus dem Boden - und durch menschliche Aktivitäten. Diejenigen Spurenstoffe, die auf der Erde relevante Auswirkungen auf die Vegetation haben, sind vor allem anthropogenen Ursprungs. Toxische Konzentrationen in der Luft entstehen – abgesehen von Vulkanen – meist nur durch menschliche Aktivitäten. Sie verteilen sich je nach Lebensdauer regional bis global innerhalb der sehr dünnen Schicht der Troposphäre. In einem Erdmodell mit 1 m Durchmesser wäre die troposphärische Schicht - in natura ca. 10 bis 15 km - nur 1,2 mm dick.

Schon minimale Konzentrationen schädigen

Luftschadstoffe wirken nicht nur in unmittelbarer Emittentennähe, sondern auch überregional und global. Markant ist, dass sie schon in geringsten Konzentrationen toxisch sind: Bei den meisten Schadstoffen genügen 10 – 100 ppb, um Pflanzen nachweislich – wenn auch nicht unbedingt sichtbar - zu schädigen (Tabelle 1-6).

Tabelle 1-6: Konzentrationsniveaus der wichtigsten gasförmigen Verbindungen.

Konzentrationsniveau	Formel des Spurenstoffes	Relevanz
Prozent	N ₂ , O ₂ , Ar	N ₂ und O ₃ indirekt relevant
ppm	CO ₂ , CO, CH ₄ , (N ₂ O)	Indirekt relevant
ppb	SO ₂ , NO _x , Ozon, NH ₃ , VOC, H ₂ S	Direkt und indirekt relevant
Sub-ppb	OH* u. a. Radikale, VOC (FCKW)	Direkt und indirekt relevant

Mensch und Pflanze haben unterschiedliche Voraussetzungen für die Empfindlichkeit gegenüber Luftschadstoffen

Die Voraussetzungen für die Empfindlichkeit von Pflanzen gegenüber Luftschadstoffen unterscheiden sich von jenen beim Menschen vor allem im Hinblick auf die Mobilität und die Gesamtdauer der Exposition (Tabelle 1-7).

Tabelle 1-7: Voraussetzungen von Mensch und Pflanzen für die Empfindlichkeit gegenüber Luftschadstoffen.

	Mensch	Pflanze
Spezies	1	> 400.000
Mobilität	mobil	ortsgebunden
Lebenserwartung	< 100 Jahre	Bis zu 4000 Jahre
Ernährung	heterotroph	photoautotroph
Vermeidung und Toleranz (Entgiftung)	Mechanismen vorhanden	Mechanismen vorhanden

Waldbäume sind in Bezug auf Immissionsbelastungen gegenüber landwirtschaftlichen Kulturen insofern im Nachteil, als sie eine größere Oberfläche (Rauigkeit) haben und um ein Vielfaches länger exponiert ist (Umtriebszeiten bis über 200 Jahre; Tabelle 1-8).

Tabelle 1-8: Unterschiede zwischen Wald und landwirtschaftlichen Kulturen, die z. T. die größere Immissionsempfindlichkeit von Wäldern erklären.

	Wald	Landwirtschaftliche Kulturen
Individuen	langlebig	kurzlebig
Exposition / Umtriebszeit	40 bis 240 Jahre	½ Jahr
Anthropogene Beeinflussung	relativ gering	relativ hoch
Höhe	bis 30 Meter	bis 2 Meter
Blattflächenindex *)	5 - 12	ca. 4
Niederschlagsinterzeption	Höher	geringer
Waldböden	naturnäher, stärkere Profildifferenzierung, angepasst an Nährstoffarmut, Wurzelsysteme weiter in den Boden reichend.	

*) Blattflächenindex: Quotient aus Blattoberfläche eines Bestandes und der überdeckten Interzeptionsoberfläche

Pflanzen sind gegenüber Luftschadstoffen meist empfindlicher als der Mensch

Die Pflanze reagiert im Allgemeinen empfindlicher gegenüber Luftschadstoffen als der Mensch (Tabelle 1-9). Dies trifft für NO_x, SO₂, H₂S, NH₃, Ozon und HF zu. Man beachte ferner, dass die MAK-Werte für Ozon deutlich niedriger liegen als für das klassische Gift HCN (Blausäure). Die meisten Luftschadstoffe sind in Konzentrationen phytotoxisch, die geruchlich noch nicht wahrnehmbar sind.

In stressbelasteten, verletzten oder alternden Geweben kann der terminale Elektronentransport über einen Nebenweg verlaufen, der die durch HCN (aber auch durch CO) hemmbaren Cytochrome umgeht. Diese cyanidresistente Atmung wandelt einen großen Teil der Redoxenergie in Wärme um. Möglich ist dies durch die Alternative Oxidase (AOX).

Demgegenüber sind für die hoch humantoxischen Gase CO (Box 13-1), CO₂, (Kapitel 15-2) Dioxine (und andere persistente organische Verbindungen (POPs, Kapitel 14-4) sowie HCN keine negativen Wirkungen auf Pflanzen im ppb-Bereich bekannt.

Tabelle 1-9: Minimalkonzentrationen, bei denen Effekte an der Vegetation auftreten können und MAK-Werte (= maximale Arbeitsplatzkonzentration).

Gas	Chronische Effekte an Pflanzen (ppb) (Wellburn 1988)	Akute Effekte an Pflanzen (ppb) (Wellburn 1988)	Niedrigste Grenzkonzentrationen für Pflanzen (ppb)	MAK-Wert *) (ppb / mg m ⁻³)
Schadstoffe, auf die Pflanzen empfindlicher reagieren als der Mensch				
HF	0,1	1	0,36 (2.FVO, TMW)	1.013
PAN		10	16 (8-Stundenmittel) **)	-
Ethen		10	9,4 (ÖAW, JMW)	-
Ozon	10	20	30 (ÖAW, VZ)	102
SO ₂	10	30	19 (2.FVO, TMW)	1.900
Cl ₂		100	-	522
HCl	30	100	68 (2.FVO, TMW)	2.040
NH ₃	15	350	11,4 (WHO, JMW)	50.050
H ₂ S	30	300	für Pflanzen toxischer	-
NO	-	-	-	24.300
NO ₂	100	600	30 (EU; NO _x -JMW)	4.770
N ₂ O	-	-	-	99.740
Humantoxische Komponenten				
CO	28.730		?	30.000 ppb
CO ₂		2.770.450	?	9.000 mg m ⁻³
HCN		1.800	?	2,1 mg m ⁻³

EU: EU-Richtlinie; 2.FVO: Zweite Verordnung gegen forstschädliche Luftverunreinigungen; JMW: Jahresmittelwert; ÖAW: Luftqualitätskriterien der Österreichischen Akademie der Wissenschaften; TMW: Tagesmittel; VZ: Vegetationszeit; WHO: World Health Organization (2000).

*) MAK-Wert = Maximale Arbeitsplatzkonzentration: Zulässige Konzentration eines Stoffes als Gas, Dampf oder Schwebstoff in der Luft am Arbeitsplatz, bei der kein Gesundheitsschaden zu erwarten ist, auch nicht, wenn man einer Konzentration 8 Stunden pro Tag und 40 (42) Stunden in der Woche ausgesetzt ist.

**) Hock und Elstner (1995)

Die Dosis ist das Produkt aus Konzentration und Einwirkungszeit

Die Dosis als Produkt aus Konzentration und Einwirkungszeit (Stunden, h) hat die Dimension $\text{ppb} \cdot \text{h}$ oder $\mu\text{g m}^{-3} \text{h}^{-1}$. Man kann den Begriff der Dosis - analog zu einem Glas Whisky – wie folgt differenzieren:

- **„Vorhandene (angebotene) Dosis“:** Die „Exposition“ ergibt sich aus der Stressorkonzentration und den Austauschereigenschaften in der bodennahen Atmosphäre und der Einwirkungszeit. Diese Dosis schadet solange nicht, als kein Kontakt mit bzw. keine Aufnahme durch die Pflanze stattfindet. (Der Whisky steht auf dem Tisch.)
- **Aufgenommene Dosis:** Jene Menge an Schadstoff, die von der Pflanze aufgenommen wird. Sie hängt von den Senkeneigenschaften der Pflanze und diese ihrerseits vom Boden, der Witterung, vom Genotyp und vom Entwicklungsstadium ab. Einfluss auf die Gasaufnahme über die Stomata haben unter anderem die Bodenfeuchte und die Luftfeuchte bzw. das Wasserdampfdefizit. (Der Whisky wird getrunken.)
- **Wirksame Dosis:** Jene Dosis, die in der Pflanze Wirkungen wie etwa die Beeinträchtigung der Photosynthese oder die Ausbildung sichtbarer Symptome auslöst. Diese kann entschärft werden, wenn die Pflanze in der Lage ist, Gegenmaßnahmen zu treffen (Toleranz). Einfluss haben u. a. Genotyp, Entwicklungsstadium und Boden. Ferner spielen Temperatur, Strahlung und vor allem der Gehalt an Entgiftungsenzymen und an Radikalfängern eine Rolle. (Der Whisky entfaltet seine Wirkung.)

Diese Begriffe weichen von den in Box 1-5 angegebenen Definitionen für Warmblüter ab.

Box 1-5: Gifte (Termini der Warmblüttoxikologie).

Dosisgifte: Ihre Giftigkeit wird dadurch definiert, dass für ein bestimmtes Lebewesen (Spezies) die letale Dosis (oder häufiger die LD_{50} = mittlere letale Dosis bei einmaliger Aufnahme, welche 50 % der Versuchstiere tötet; Maß für die akute Warmblüteri giftigkeit) angegeben wird. Die Angaben beziehen sich auf akute Vergiftungen.

Bei Pflanzen kann man die akute Toxizität nicht auf das Körpergewicht beziehen, weshalb Grenzkonzentrationen angegeben werden.

Summationsgifte: Sie verursachen in einem Organismus oder Ökosystem eine bestimmte negative Wirkung, das Gift selbst verschwindet aber wieder. Bei mehrmaliger Gifteinwirkung summieren sich die Wirkungen.

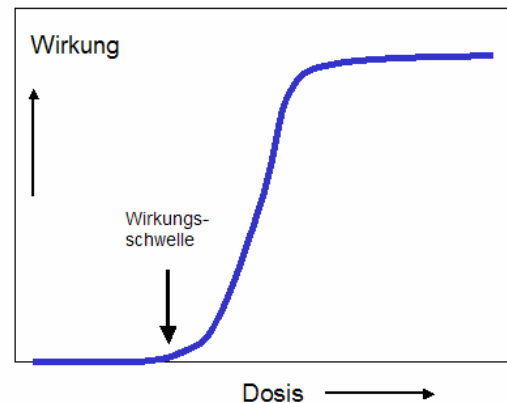
Akkumulationsgifte: Umweltgifte, die sich aufgrund besonders schlechter Abbaubarkeit oder ungenügender Ausscheidung in (Warmblüter-) Organismen einlagern und anreichern können, z. B. DDT, PCB (polychlorierte Biphenyle), HCH (Hexachlorcyclohexan), Organo-Hg-Verbindungen und Pb. Akkumulationsgifte können oft in sub-effektiver Quantität auftreten; sie werden nicht ausreichend abgebaut und akkumulieren daher. Durch die allmähliche Anreicherung kann es plötzlich zu auffallenden Schädwirkungen kommen.

Dosis-Wirkungsbeziehungen zeigen, dass eine Wirkung erst ab einer bestimmten Dosis („Wirkungsschwelle“) eintritt; sodann steigt die Wirkung bis zu einem Maximalwert sigmoid an (Abbildung 1-10). Der Kurvenverlauf variiert naturgemäß je nach Pflanzenart, Wirkungskriterium und Schadstoff.

Abbildung 1-10: Zusammenhang zwischen der Dosis (Produkt aus Konzentration und Einwirkungsdauer) und Wirkung eines Luftschadstoffes auf Pflanzen.

Die Wirkung eines Spurenstoffes kann z. B. anhand des Anteiles an geschädigter Blattfläche ausgedrückt werden.

„Sola dosis facit venenum“ (Paracelsus, 1537)



Gleich hohe Dosen müssen nicht gleich starke Wirkungen hervorrufen

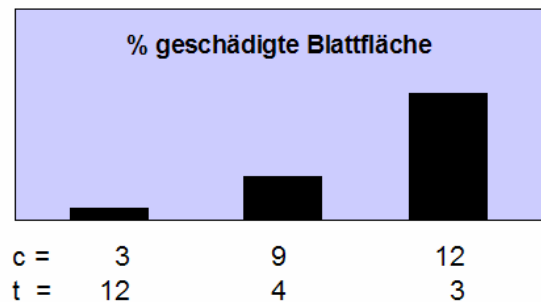
Im Prinzip ist aufgrund des oben Gesagten nicht die Konzentration, sondern genau genommen die Dosis für die Pflanze entscheidend. Gleiche Dosen können aber - unter sonst gleichen Versuchsbedingungen - bei gleichen Pflanzen sehr unterschiedlich stark wirken. Meist ist die Wirkung gleicher Dosen am höchsten, wenn die Konzentration hoch ist: Eine Dosis von 36 ppb * h ist grundsätzlich schädlicher, wenn die Konzentration von 36 ppb eine Stunde einwirkt als wenn die Konzentration von 1 ppb 36 Stunden lang einwirkt (Abbildung 1-11).

Abbildung 1-11: Gleiche Schadstoffdosen rufen an Pflanzen unterschiedliche Wirkungen hervor.

c = Konzentration, t = Einwirkungszeit

Das Reizmengengesetz – „Gleiche Dosen erzeugen gleiche Wirkungen“ – gilt nicht für Immissionswirkungen auf Pflanzen.

Auswirkungen gleicher Dosen ($c \cdot t = 36 \text{ ppm} \cdot \text{h}$)



Auch geringe Konzentrationen eines Luftschadstoffes können starke Wirkungen hervorrufen, wenn die Stomata geöffnet sind

Wenn die Stomata geöffnet sind, kann bei gleicher Einwirkungsdauer eine geringe Konzentration zu höheren Schadstoffaufnahmen führen als eine hohe Konzentration bei geschlossenen Stomata.

Während einer Trockenperiode werden hingegen weniger Schadstoffe über die Stomata aufgenommen als unter „normalen Bedingungen“, weil die Stomata geschlossen sind.

Die Ausbildung von Symptomen ist vielgestaltig

Das Schädigungsbild ist bei Immissionen vielgestaltig, aber trotzdem zumeist unspezifisch. Derselbe Schadstoff kann bei gleichen und verschiedenen Pflanzen verschiedene Symptome hervorrufen (z. B. erzeugt Ozon verschiedenfarbige Punktierungen an Blattorganen). Andererseits kann ein bestimmtes Symptom durch verschiedene Schadstoffe und auch durch andere Stressoren ausgelöst werden (nekrotische Veränderungen können durch saure Luftschadstoffe, aber auch durch Trockenstress entstehen).

1.4. Klassische „Rauchschäden“ und die „Neuartigen Waldschäden“ in den 1980er Jahren**1.4.1. Rauchschäden – Nahschäden nach dem Beginn der Industrialisierung**

Klassische „Rauchschäden“ wurden zwar schon von Plinius dem Älteren im Jahre 61 n. Chr. beschrieben, sie erlangten aber erst mit dem Einsetzen der Industrialisierung größere Bedeutung. Typisch für sie war (und ist), dass primäre Luftschadstoffe wie SO_2 , HF oder Schwermetalle im unmittelbaren Einflussbereich der Emittenten (Chemische Industrie, Kraftwerke) bis maximal 30 bis 50 km Entfernung auftreten. Hauptschadstoff ist das SO_2 (Abbildung 1-12).

Abbildung 1-12: Klassische Immissionsschäden durch SO_2 in einem Fichtenbestand (Erzgebirge).

Zwischen abgestorbenen Bäumen finden sich immissionsresistente („rauchharte“) Individuen, der Boden ist vergrast.



Charakteristisch für klassische Immissionsschäden ist:

- Es ist ein klarer Zusammenhang zwischen dem Verursacher (Emittenten) und dem Schaden (Ausfall empfindlicher Baumarten, Absterben von Waldbeständen) feststellbar.
- Das geschädigte Gebiet ist deutlich abgegrenzt bzw. durch Zonen abnehmender Immissionsbelastung gekennzeichnet.
- Wirkungsbezogene Grenzwerte für Gehalte der Luft (v. a. SO_2) und der Gehalte von Blattorganen (Schwefel, Fluor) werden deutlich überschritten.

Sehr hohe Schadstoffkonzentrationen treten bei Smog auf

(Smog = smoke und fog = Rauchnebel)

Besonders seit dem Beginn der Industrialisierung entstanden in Industriegebieten und Ballungsräumen extrem hohe Schadstoffkonzentrationen. Dabei werden zwei Typen unterschieden:

- Der **Los Angeles Smog** (photochemischer Smog) entsteht bei relativ hohen Temperaturen, niedriger Luftfeuchte und starker Sonneneinstrahlung, also vor allem im Sommer; Hauptbestandteile sind Photooxidantien.
- Der **London-Smog** ist reduzierend und enthält SO_2 , Ruß und CO in hohen Konzentrationen; er entsteht bei tieferen Temperaturen und hoher Luftfeuchte v. a. im Winter.

1.4.2. „Neuartige Waldschäden“ und die Sorge um ein großflächiges Waldsterben

Die Anfang der 1980er Jahre in Europa aufgetretenen „Neuartigen Waldschäden“ traten großflächig unter anderem als Kronenverlichtungen und Vergilbungen in Erscheinung. Dabei waren nicht die Schadbilder selbst, sondern das Ausmaß der Schäden neuartig. Diese Komplexkrankheit trat regional bis überregional auf und wurde durch Ozon, relativ geringe Konzentrationen anderer Luftschadstoffe, aber auch durch Nährstoffmangel und eine Reihe anderer – z. B. klimatischer - Faktoren ausgelöst. Die Ursachen waren komplex und regional sehr verschieden (Abbildung 1-13, Box 1-6). Da sie langfristig nicht zu einem europaweiten „Waldsterben“ geführt haben, nahm das Interesse der Öffentlichkeit und der Politik rasch ab.

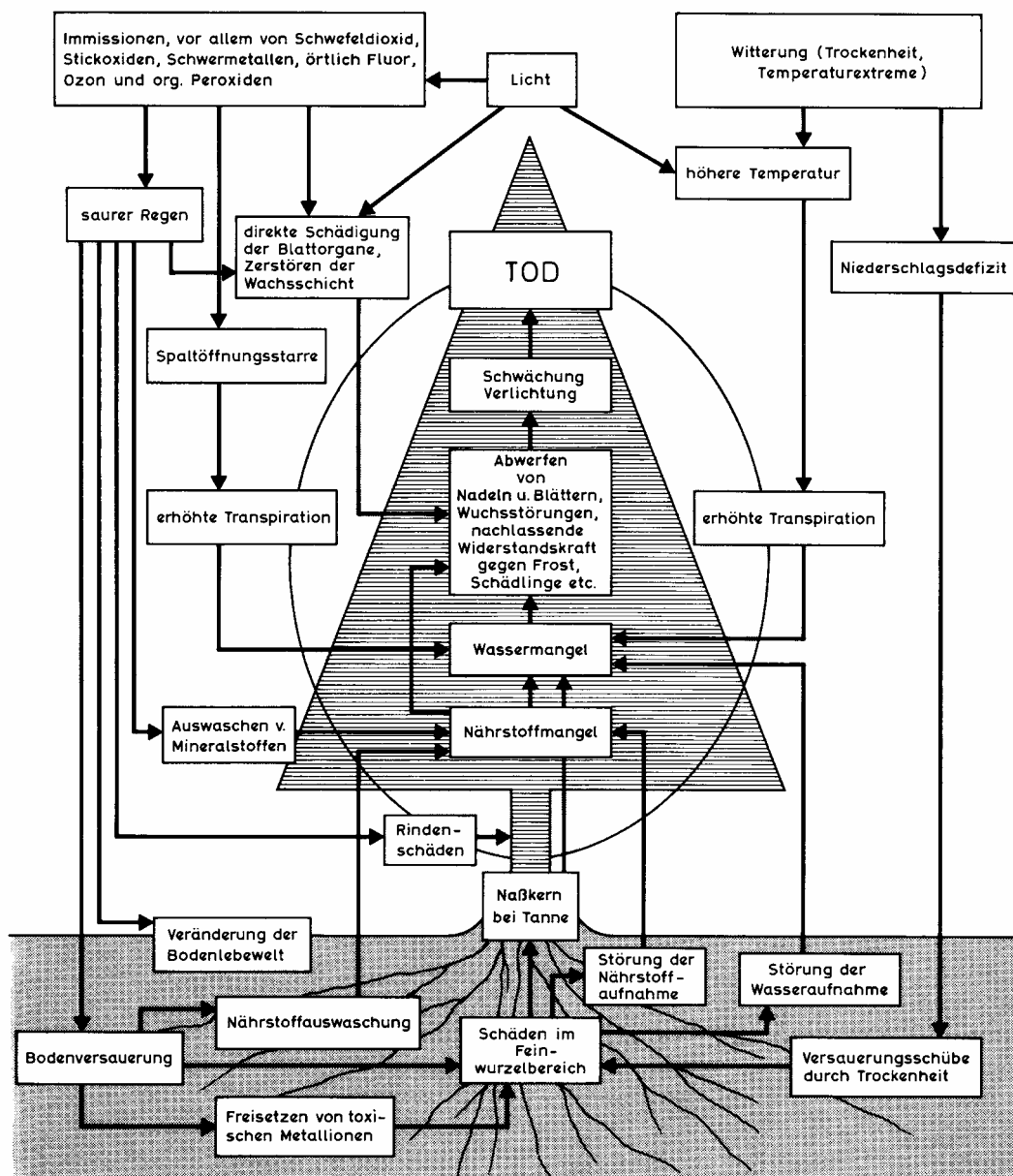


Abbildung 1-13: Ursachenkomplex der „Neuartigen Waldschäden“ (Hock und Elstner 1995).

Typisch für die „Neuartigen Waldschäden“ war:

- Es war kein klarer Zusammenhang zwischen einer bestimmten Ursache und dem Schaden feststellbar
- Das betroffene Gebiet war nicht deutlich abgegrenzt
- Wirkungsbezogene Grenzwerte wurden – mit Ausnahme von jenen des Ozons – meist nicht überschritten

Box 1-6: Baumsterben.

Als Baumsterben wird oft ein episodisches Ereignis bezeichnet, das durch vorzeitigen und progressiven Verlust der Baum- bzw. Bestandesvitalität (-gesundheit) v. a. in höheren Altersklassen (beschleunigtes Absterben) über eine bestimmte Zeitspanne charakterisiert ist. Die Ursachen sind biotisch und/oder abiotisch. Mit dem Baumsterben ist nicht grundsätzlich das Aussterben einer Baumart gemeint. Häufige Symptome sind allgemeines Kränkeln, baum- und gruppenweises Absterben (oft schleichend), vorzeitiger Blattverlust (ältere Nadeljahrgänge, meist von innen nach außen), Zuwachsverluste, Totäste im Bereich der grünen Krone, Blattvergilbung (akute Vergilbung) bzw. Blattverfärbung und Kleinblättrigkeit (in höheren Lagen). Baumsterben bestimmter Baumarten kommt fast auf der ganzen Welt vor. Oft tritt es dort auf, wo standörtliche Voraussetzungen - insbesondere die Wasserversorgung - nicht optimal sind. Beim Baumsterben der betreffenden Baumarten handelt es sich um Komplexkrankheiten, für die das Absterben aus mehreren gleichzeitig bzw. auch hintereinander eintretenden, bekannten oder unbekannten Ursachen (Ursachenverkettung) charakteristisch ist.

Symptome sind Kronenverlichtungen durch Verlust bzw. reduzierte Entwicklung von Feinzweigen und nachfolgend Zurücksterben der Kronen. Zusätzlich treten oft bräunlich-schwarze Flecken auf der Borke und auf Ästen als Folge von Schleimfluss an der Rinde auf. Die Ursachen liegen in einer Kombination von klimatischen Stress und Pathogenen: Pilzinfektionen der Wurzeln sowie des Stammes und Sekundärschädlinge (Insekten).

Eichensterben wurde bereits im 18. Jahrhundert beschrieben und tritt periodisch auf (auch in klassischen Eichen-Anbaugebieten). Ursachen: Extreme Witterungsbedingungen (anhaltende Trockenheit, Absenkung des Wasserspiegels, Winterfrost) und diverse biotische Faktoren wie Insekten, Pilze und Nematoden.

Erlensterben: Großflächiges Absterben von Schwarzerlen ist seit über 150 Jahren in Europa bekannt und wurde bis in die Zwischenkriegszeit als Folge schlechter (d. h. standorts- und klimamäßig ungeeigneter Herkunft) von Pflanzenmaterial) in Kombination mit Sekundärschädlingen angesehen. Seit etwa 15 Jahren breiten sich wurzelpathogene Pilze (Phytophthora) in Gewässer begleitenden Erlenbeständen in weiten Teilen Europas aus, die zum bestandesweiten Absterben von Erlen führen.

Eschensterben: Eine erst seit etwa 15 Jahren bekannte, seit etwa 2007 in weiten Teilen Europas auftretendes Triebsterben, das von einer einzigen Pilzkrankheit verursacht wird. Das nachfolgende Absterben des Baumes wird durch sekundäre Organismen hervorgerufen. Klimatische oder andere Stressfaktoren sind unbekannt.

Fichtensterben: Erscheinungsbilder sind akute Chlorose (Gelbfärbung der Nadeln, beginnend an der Nadelspitze) bzw. akute Vergilbung. Das Fichtensterben kommt seit den frühen 1970er Jahren in Mitteleuropa, in Berggebieten auf sauren und Mg-armen Böden vor und wird auch mit Oxidantienwirkung in Zusammenhang gebracht. Fichtensterben tritt in Österreich insbesondere im Voralpengebiet auf, wo die Fichte nicht standortsgemäß ist. Die Kombination von Niederschlagsarmut bzw. Trockenheit, Wurzelschäden (Wurzelschäden infolge Sturmeinwirkungen), Insekten- und Pilzbefall führt zum Absterben von Fichten.

(Weiß-)Kiefernsterben: Einzel- und gruppenweises Absterben von Kiefern aufgrund eines Ursachenkomplexes. Ursachen sind z. B. nicht standortsgemäßer Anbau (etwa im Eichen-Hainbuchenwald), Trockenheit, pathogene Rindenpilze (Triebsterben), Wurzelfäule (Hallimasch und andere) sowie im Stamm brütende Insekten.

Tannensterben: Eine der ältesten Syndrome in allen Gebieten, in denen Tanne vorkommt. Das Tannensterben äußert sich in einem langsamen Absterben mittelalter und alter Tannen ohne unmittelbar erkennbare Ursachen vor allem am natürlichen Arealrand. Schadbild: Schütterwerden der Krone, absterbende Äste (von unten nach oben), Zuwachsverlust, Storchennest-, Wasserreiser- und Totastbildung; Nadelverfärbung nach graugrün und bräunlich (ähnlich Dürreschaden), Schwächeparasiten, Mistelbefall, Totwurzeln, assoziiert mit einem Nasskern („pathologischer Nasskern“, bakteriell verursacht: Verfärbung und Geruchsbildung).

Ulmensterben äußert sich in Form einer Welke des gesamten Blattbesatzes und nachfolgendem Absterben des Baumes. Ursache sind zwei aus Asien eingeschleppte Pilzkrankheiten des Gefäßsystems, die mit dem Ulmensplintkäfer übertragen werden.

Mit den Begriffen „Neuartige Waldschäden“ und „Waldsterben“ sind weder die großflächigen Brandrodungen in den tropischen Regenwäldern (Ausmaß in der Größenordnung von 17 Mio. Hektar pro Jahr) noch natürliche, durch Blitze hervorgerufene Brände in borealen Wäldern (über 1 Mio. Hektar pro Jahr) gemeint.

1.4.3. Verstärkte Waldschadensforschung und Verbesserung der Luftqualität

Die Sorge um den Weiterbestand der Wälder in Europa führte dazu, dass Anfang der 1980er Jahre unzählige interdisziplinäre, auch baumphysiologische Forschungsprojekte und Waldmonitoring-Programme in Europa gestartet wurden. Sie lieferten die wissenschaftliche Grundlage für gesetzliche Maßnahmen auf nationaler und später auf EU-Ebene, nämlich Luftreinhaltegesetze mit Immissionsgrenzwerten und Reduktionen der Emissionen.

Hypothesen zu den Ursachen des „Waldsterbens“

In den 1980er Jahren wurden mehrere Hypothesen aufgestellt, die im Zusammenhang mit Immissionseinwirkungen zu sehen sind:

- **Ozonhypothese:** Ozon bzw. photochemische Oxidantien als Hauptverursacher
- **Bodenversauerungshypothese:** Beschleunigung der Bodenversauerung durch saure Einträge; in der Folge Mobilisierung von toxischem Aluminium und von Schwermetallen
- **Stickstoffhypothese:** Überdüngung mit Stickstoff
- **Stresshypothese:** Verringerung der Photosyntheseleistung durch immissionsbedingten Stress
- **Leaching-Hypothese:** Auswaschung von Nährelementen aus Blattorganen bzw. aus dem Boden

Weitere Hypothesen zogen eine schlechte Wasserversorgung, pilzliche und bakterielle Epidemieschübe sowie Schädlingskalamitäten und eine Vernachlässigung der Waldpflege in Betracht. Sogar der Temperatursturz zwischen Silvester 1978 und Neujahr wurde als Mitursache vermutet. Keine der Hypothesen konnte eine allgemein gültige Erklärung für die Waldschäden liefern. Letztendlich stellte sich heraus, dass selten die Einwirkung eines einzigen Außenfaktors den Schaden verursacht hatte, sondern insgesamt alle Einflüsse aus der Umwelt, einschließlich vergangener und gegenwärtiger Bewirtschaftung der Wälder, für den Zustand der Wälder verantwortlich sind.

Der in Europa in den letzten Jahren (Jahrzehnten) beobachtete Anstieg des Holzzuwachses ist wahrscheinlich zu erklären mit dem Zusammenwirken erhöhter Stickstoffeinträge, einer ansteigenden CO₂-Konzentration, mit klimatischen Faktoren (Temperaturanstieg und in weiterer Folge mit längeren Vegetationszeiten) und mit abnehmenden SO₂-Konzentrationen. Auch eine veränderte Waldbehandlung dürfte eine Rolle spielen. Der Zuwachs an Holzmasse ist aber nicht mit einer Verbesserung des Gesundheitszustandes gleichzusetzen (siehe auch Box 1-7).

Resümee: Vegetationsschädigende Luftverunreinigungen treten als Stressor nicht alleine auf, sie wirken stets mit anderen biotischen und/oder abiotischen Stressoren zusammen. Wenngleich - global gesehen - die natürlichen Emissionen der meisten Spurenstoffe höher sind als die anthropogen verursachten (Ausnahmen: Stickstoffoxide und Ammoniak), erzeugen Emissionen durch den Mensch in den meisten Fällen phytotoxische Konzentrationen (Ausnahme: Vulkane). Die Gesamtbelastung der Vegetation in Europa durch Luftschadstoffe ist jedoch in den letzten 25 Jahren deutlich zurückgegangen.

Literatur: BFW (2004), Bolhar-Nordenkamp H. (1989), Doralt (2007), Elling et al. (2007), Elstner (1990), Emberson et al. (2003), Grädel und Crutzen (1994), Guderian (2000 und 2001), Hanisch und Kilz (1990), Hock und Elstner (1995), Larcher (2001 und 2003), Lichtenthaler (1996), Möller (2003), Schopfer und Brennicke (2007), Weiler und Nover (2008).

Box 1-7: Einige Angaben zum Wald.**Wald global**

Der Wald enthält über 80 % der globalen Pflanzenmasse

Globale Waldfläche (FAO 2001) *)	3.869 Mio. Hektar
Europa	1.039 Mio. Hektar
Südamerika	886 Mio. Hektar
Afrika	650 Mio. Hektar
Nordamerika	549 Mio. Hektar
Ozeanien	198 Mio. Hektar
*) davon 3.682 Mio. Hektar natürlicher Wald	

Waldanteil global	ca. 31 %
Anteil vom Wald in Westeuropa am globalem Waldvorkommen	3,1 %

Waldverlust in den Tropen durch nicht nachhaltige Nutzung	17 Mio. Hektar pro Jahr
---	-------------------------

Wald in Österreich (Inventurperiode 2000/2002)

(1 Festmeter = 1 Kubikmeter)

Waldfläche	3,96 Mio. Hektar
Waldanteil	47,2 %
Hektar pro Kopf	0,5
Vorrat	1095 Mio. Festmeter
Vorrat pro Hektar	333 Mio. Festmeter
Jährlicher Holzzuwachs	über 30 Mio. Festmeter pro Jahr
Jährliche Holznutzung	weniger als 20 Mio. Festmeter pro Jahr
Holzzuwachs pro Sekunde	1 Festmeter
Jährliche Zunahme der Waldfläche	7.700 Hektar pro Jahr

Vorratsanteile	
Fichte	60,9 %
Rotbuche	9,1 %
Weißkiefer	8,5 %
Lärche	6,9 %
Tanne	4,7 %
Eiche	2,3 %

Anteile in Bezug auf Hemerobie (= Maß für den menschlichen Kultureinfluss auf Ökosysteme)	
Natürlich / einflussfrei	3 %
Naturnah, bewirtschaftet	22 %
Mäßig verändert	41 %
Stark verändert	27 %
Künstlich	7 %

Angaben zu Waldschäden in Österreich: <http://www.bfw.ac.at>

2. Luftschadstoffe greifen an mehreren Ebenen von Ökosystemen an

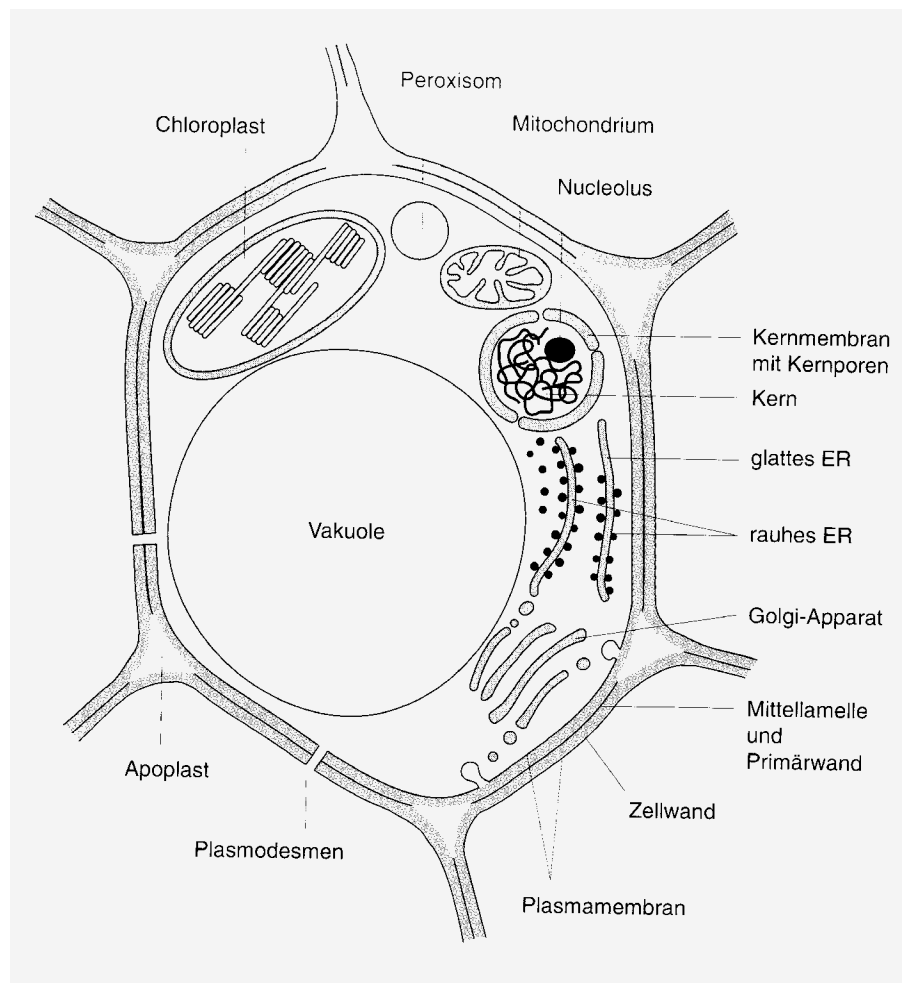
Der erste Angriffspunkt für Luftschadstoffe sind die Blattorgane. Gasförmige Schadstoffe werden fast ausschließlich über die Spaltöffnungen der Blattorgane aufgenommen. Aber auch eine Aufnahme über die Lentizellen und Wurzeln ist möglich.

2.1. Angriffspunkt für Luftschadstoffe

Luftschadstoffe entfalten ihre schädigenden Wirkungen in erster Linie in den lebenden Pflanzenzellen und hierbei zunächst in den Blattorganen. In den Blattzellen gibt es zahlreiche Angriffspunkte. Ein Blick auf den Aufbau der Zellen zeigt deutlich eine Reihe höchst stoffwechselaktiver und auch empfindlicher Organellen (Abbildung 2-1, Box 2-1).

Abbildung 2-1: Blattzelle und Organellen (Heldt 1996).

Der Symplast ist die Gesamtheit aller Protoplasten in einem Zellverband; er ist durch Plasmodesmen zwischen den einzelnen Zellen verbunden, durch die lösliche Zucker, jedoch keine Proteine transportiert werden können. Subzelluläre Kompartimente der Protoplasten sind Organellen, die bestimmte Funktionen erfüllen und die von Membranen umgeben sind. Das Gegenstück hierzu ist das zusammenhängende extrazelluläre Kompartiment, der Apoplast; es handelt sich hierbei um Zellwände, die den Symplast umgeben; er ist Diffusionsraum für Wasser und kleinere bis mittelgroße Moleküle.



Box 2-1: Zellbestandteile bzw. Organellen und ihre Funktionen.

Chloroplasten sind Plastiden und Ort der Photosynthese („Solarzellen“) sowie der Stärkesynthese. Lichtenergie wird absorbiert und in chemische Energie umgewandelt. Der Elektronenfluss ermöglicht den Aufbau von Kohlenhydraten, initiiert durch den Calvin-Zyklus. Wichtiger Ort der Entgiftung von Luftschadstoffen (antioxidatives System). Chloroplasten enthalten ein Genom (DNA). Der pH-Wert im Chloroplastenstroma beträgt etwa 8, in den Thylakoiden 5.

Cytoplasma (Cytosol, Grundplasma, Matrix): Es enthält Organellen: Plastiden, Mitochondrien, Peroxysomen, Endoplasmatisches Retikulum, Golgi-Apparat, Ribosomen, ferner Vakuolen, Lipidtröpfchen etc. Der pH-Wert beträgt etwa 7. Ort der Saccharose-Synthese und Glykolyse; es enthält auch Komponenten des antioxidativen Systems.

Endoplasmatisches Retikulum: Biomembransystem, u. a. verantwortlich für den Proteintransport aus der Zelle bzw. in die Vakuole. Ort der Synthese von Polypeptiden, Proteinen (Entgiftungsenzyme), Reservelipiden und Membranen.

Golgi-Apparat: Gesamtheit aller Dictyosomen (Membranstapel), Organelle zur Sekretion und Exkretion; Eiweißtransport und Verarbeitung von Glykoproteinen, Synthese und Sekretion nicht-zellulöser Zellwand-Polysaccharide.

Mitochondrien: Dienen der Energieerzeugung („Kraftwerk“) und sind Ort der Zellatmung (Träger der Atmungsenzyme). Hier wird chemische Energie in Form von ATP (Adenosintriphosphat; wichtigster Energielieferant) etwa durch den energieliefernden Fettsäureabbau für andere Reaktionen bereit gestellt. Auch Ort des antioxidativen Systems. Mitochondrien enthalten ein Genom.

Peroxisomen: Ort der Photorespiration (lichtabhängiger Abbau von Kohlenhydraten), Mobilisierung von Fettreserven; auch Ort der Entstehung toxischer Komponenten; Entgiftung von H₂O₂ durch Katalase bzw. Peroxidase im Rahmen der Photorespiration.

Plasmalemma: Zellmembran zur Abgrenzung des Cytoplasmas.

Plasmodesmen: Reizsignalleitung. Das Plasmalemma verbindet das Cytoplasma benachbarter Zellen und ermöglicht einen interzellulären Transport.

Plastiden: Zellorganellen mit eigener DNA: Chloroplasten (Photosynthese), Chromoplasten (Synthesen z. B. von Blütenfarben) und Leukoplasten (Speicherung von Reservestoffen).

Proplastiden: Vorstufen der Plastiden.

Protoplast: Gesamtes Protoplasma innerhalb der Zellwand (Cytoplasma + Vakuolen + Zellkern).

Ribosomen: Proteinsynthese.

Tonoplast: Membran, die Vakuolen abgrenzt.

Vakuole: Wasseraufnahme zur Aufrechterhaltung des Zellurgors, von Tonoplast umgeben. Zellsafträume im Cytoplasma, (Zwischen-)Speicher und Abfalldeponie; Hauptanteil des Gesamtzellvolumens; Ort von Abbaureaktionen.

Zellkern: Enthält Genom der Zelle, begrenzt durch die Kernhülle.

Zellwand: Festigung, Turgor. Auch Ort des antioxidativen Systems. Der pH-Wert im Apoplasten beträgt etwa 5,5 bis 6,0.

Die Organellen dienen auch der Entgiftung

Bestimmte Organellen, v. a. Chloroplasten, können auch Luftschadstoffe entgiften. Wesentlich für die Entgiftung von Luftschadstoffen ist unter anderem ein Mehraufwand an chemischer Energie zur Bildung von Entgiftungsenzymen; im Falle der Entgiftung von Oxidantien ist es der Bedarf an antioxidativen Verbindungen (z. B. Ascorbinsäure in der reduzierten Form).

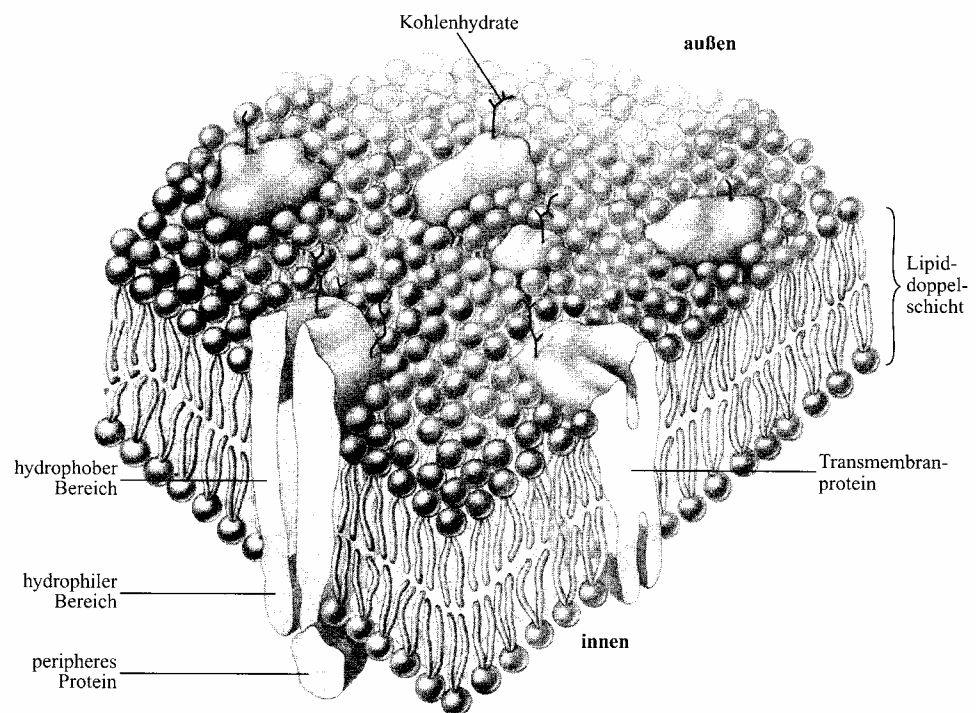
Membranen erfüllen neben der Kompartimentierung noch weitere Aufgaben

Die Organellen sind von Doppelmembranen (bimolekulare Lipoidfilme) umgeben. Die so hergestellte Kompartimentierung ermöglicht geregelte Stoffwechselabläufe in den Zellen. Werden die Funktionen der Membranen gestört, gerät der Stoffwechsel außer Kontrolle. Membranen haben noch zwei wichtige Aufgaben:

- **Stofftransport:** Eine wichtige Funktion von Membranen ist der geregelte Transport von Ionen und anderen Molekülen in und aus Organellen mit Hilfe eingelagerter Proteine („Transmembranproteine“) bzw. Enzyme (z. B. ATPasen; Box 2-2 und Box 2-3).
- **Komplexe Reaktionsabläufe.** Viele Reaktionen laufen an Membranen ab: photosynthetischen Reaktionen an den Thylakoidmembranen der Chloroplasten und die Atmung an den Membranen der Mitochondrien.

Abbildung 2-2 zeigt einen Ausschnitt aus dem komplexen Aufbau einer Doppelmembran.

Abbildung 2-2:
Struktur einer
Doppelmembran
(Raven et al. 2000).



Box 2-2: Enzyme.

Enzyme sind Proteine (Eiweißstoffe), die exergonische chemische Reaktionen in der Pflanzenzelle katalysieren, indem sie die Reaktionsgeschwindigkeit durch die Herabsetzung der Aktivierungsenergie erhöhen bzw. die Reaktion erst ermöglichen. Die Lage des Gleichgewichts wird durch ein Enzym jedoch nicht verschoben (Abbildung 2-3).

Man kann die Katalyse mit einem KFZ veranschaulichen, das auf einer bergab führenden Straße parkt. Die enzymatische Wirkung entspricht dem Lösen der Handbremse: Die zunächst unendlich geringe Geschwindigkeit wird erhöht und das Gleichgewicht stellt sich ein: der Wagen rollt bergab (und nicht bergauf).

Enzyme sind an allen Primär- und Sekundärstoffwechselreaktionen beteiligt (im Sekundärstoffwechsel werden u. a. Polyphenole, Alkaloide, Terpene und Carotinoide gebildet). Aufbaureaktionen wie z. B. die Eiweißsynthese erfordern Energie, während Abbaureaktionen (z. B. Kohlenhydrat- und Fettabbau) chemische Energie liefern. Energiereiche Verbindungen entstehen bei der Photosynthese durch Lichtabsorption, bei der Atmung durch „Verbrennung“ energiereicher Verbindungen.

Enzymaktivitäten werden durch Luftschadstoffe verändert: Erhöhung der Aktivität eines bestimmten Enzyms - hierbei wird die Entgiftung des Schadstoffes forciert (etwa durch Peroxidasen), oder es kommt zu einer Absenkung der Aktivität eines bestimmten Enzyms: nämlich dann, wenn das Enzym bereits geschädigt bzw. inaktiviert wurde. Zur Systematik der Enzyme siehe Anhang.

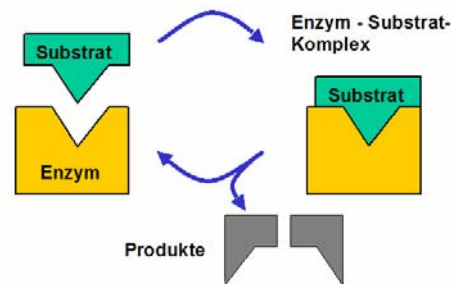
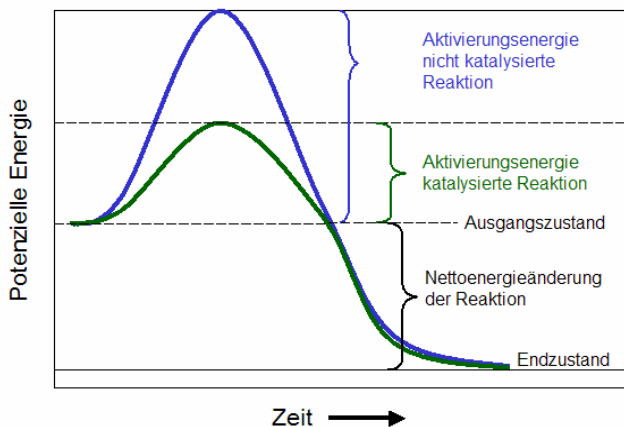


Abbildung 2-3: Enzymwirkung.

Links: Absenkung der Aktivierungsenergie durch Enzyme (nach Raven et al. 2000).

Rechts: Spaltung des Substrates Saccharose in Glucose und Fructose durch das Enzym Saccharase.

Eine wichtige Rolle im gesamten Stoffwechsel spielen Adenosintriphosphat (ATP) und Nicotinamid-adenin-dinukleotid (NADH; Box 2-3).

Box 2-3a: Adenosintriphosphat (ATP)**Adenosintriphosphat**

ATP ist eine Schlüsselverbindung im gesamten Stoffwechsel. Es besteht aus der Stickstoffbase Adenin, dem C₅-Zucker Ribose und drei Phosphatgruppen. ATP ist Energieträger („Zahlungsmittel“ für Energie in der Zelle); es überträgt Energie, die zum Antreiben verschiedenster Reaktionen erforderlich ist.

ATP entspricht dem Bargeld. Es ist Energie in schnell verfügbarer Form. Im Gegensatz dazu ist die in Stärke oder Zuckern gespeicherte Energie nicht schnell zugänglich (vergleichbar mit Geld auf einem gebundenen Sparbuch).

Bildung: ATP wird bei der Photosynthese, bei der Atmung und beim Abbau von Glucose aus ADP (Adenosindiphosphat) gebildet (das entspricht dem Füllen der Geldbörse).

Verwendung von ATP: Bei unzähligen Auf- und Umbau-Prozessen, die Energie benötigen. Beispiele: Calvin-Zyklus (jener Zyklus, der die CO₂-Fixierung im Chloroplasten bewerkstelligt); zum energieabhängigen Transport von Verbindungen durch Membranen, wo zur Energiegewinnung durch Spaltung von ATP ATPasen (Enzyme) erforderlich sind.

Box 2-3b: Adenosintriphosphat (ATP) und Nicotinamid-adenin-dinukleotid (NADH).**Nicotinamid-adenin-dinukleotid**

Eine weitere wichtige Verbindung im Zusammenhang mit Synthese- und Redoxreaktionen ist das Coenzym $\text{NADH} + \text{H}^+$ bzw. das Redox-System NAD^+ (oxidierte Form) / $\text{NADH} + \text{H}^+$ ($\text{NADH} + \text{H}^+$). In der reduzierten Form ist es Elektronendonator und „Energiequelle“ für zahlreiche energieverbrauchende Synthesen, z. B. bei der Photosynthese. Bei katabolischen (abbauenden, energieliefernden) Reaktionen reagiert die oxidierte Form.

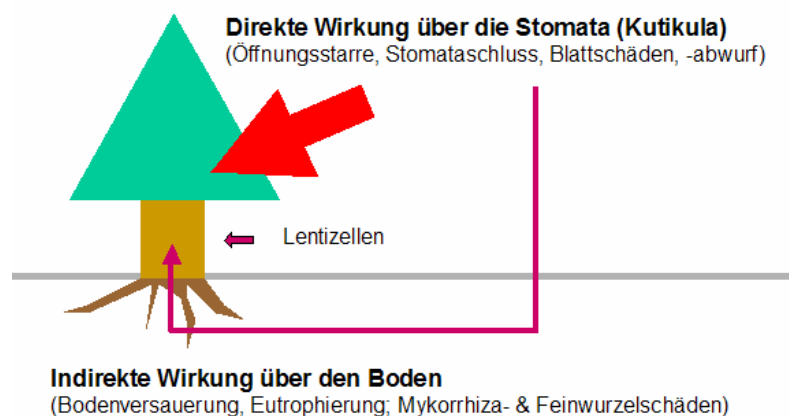
Endergonische (energieverbrauchende) Reaktionen, z. B. Schritte zum Aufbau von Zuckern, laufen nicht von selbst ab. Da Enzyme solche Reaktionen prinzipiell nicht unmittelbar katalysieren können, ist eine energetische Kopplung notwendig: Hierbei werden endergonische Reaktionen mit exergonischen Reaktionen so gekoppelt, dass auch endergonische Reaktionen ablaufen können. An solchen Reaktionen ist fast immer ATP beteiligt.

Drei Orte, an denen Luftschadstoffe in das Pflanzeninnere eindringen können (Abbildung 2-4):

- **Blattorgane**, vor allem die Spaltöffnungen, zu einem vergleichsweise sehr geringen Teil auch die Kutikula (vor allem tagsüber und während der Vegetationszeit)
- **Lentizellen** (= Korkporen, Bereiche lockerer Zellmassen in der Korkoberfläche der Sprossachsen); sie erlauben auch im Winter einen Gasaustausch
- **Wurzeln**: Durch sie werden v. a. die im Bodenwasser gelösten Schadstoffe aufgenommen

Abbildung 2-4: Eintrittswege für Luftschadstoffe in Pflanzen.

Die Stomata sind die Haupteintrittspforte für gasförmige Schadstoffe.



In den Pflanzen kann es zu einer Anreicherung (Akkumulation), einer Translokation (z. B. der Transport von einem Nadeljahrgang in den anderen), einer Abwaschung bzw. Auswaschung (Desorption) und zu einer Metabolisierung (= Einschleusung von aufgenommenen Substanzen in den Stoffwechsel) kommen.

2.2.1. Das Blatt ist die wichtigste Eintrittspforte für Luftschadstoffe

Ein Großteil der Schadgase wird oft zunächst trocken auf der Blattoberfläche deponiert, von wo der Schadstoff entweder mit dem Regen abgewaschen wird oder langsam in das Blattinnere wandert. Die Aufnahme der gasförmigen Schadstoffe erfolgt aber vor allem direkt über die Stomata der Blattorgane. Mit dem Öffnen der Stomata wird gleichzeitig die CO_2 -Aufnahme, die Wasserdampfabgabe (Transpiration) und die Nährstoffaufnahme gesteuert (Abbildung 2-5). Lichtintensität, Luftfeuchte

(Wasserdampfdefizit) und Windgeschwindigkeit fördern grundsätzlich die Öffnung der Stomata. Weiters beeinflusst der CO_2 -Partialdruck und der Luftschadstoff selbst den stomatären Widerstand.

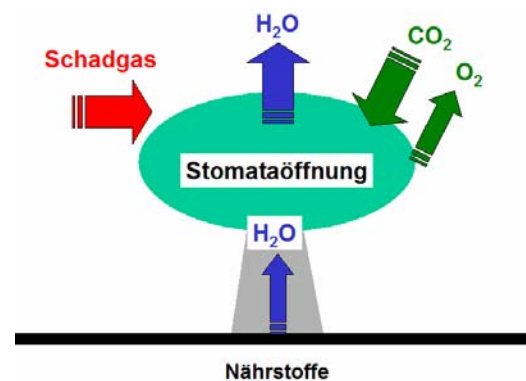
Das Schadgas (HF , SO_2 , NO_x) löst sich nach der Aufnahme in der Atemhöhle des Blattes im Zellwandwasser und wird mit dem Transpirationsstrom zu den Blatträndern bzw. Blattspitzen transportiert. In den parallelnervigen Blättern der einkeimblättrigen Pflanzen und in den Nadelblättern der Koniferen werden die Komponenten in Richtung Spitze verlagert, während in den netznervigen Blättern der meisten zweikeimblättrigen Pflanzen neben einer spitzenwärts gerichteten Verlagerung auch eine in Richtung Blattrand erfolgt. Erst wenn eine - artspezifisch sehr unterschiedliche - Schwellenkonzentration erreicht wird, dringen die Komponenten in die Zellen.

Eine Schädigung der Stomata führt automatisch zu Schließbewegungen, wenn der Stoffwechsel geschädigt wird und die Versorgung mit Energie in Form von ATP zusammenbricht. Eine Störung des Zusammenspiels Licht - interzelluläres CO_2 und Abscisinsäure, das für die Stomatafunktion entscheidend ist, kann jedoch zu einer erhöhten stomatären Öffnung führen.

Abbildung 2-5: Wasseraufnahme und Gaswechsel.

Die Wasseraufnahme über die Wurzeln und die Wasserabgabe über die Blätter werden durch den stomatären Widerstand gesteuert.

Die Öffnung der Stomata ermöglicht den Transpirationsstrom (Wasser- und Nährstoffaufnahme) und den Gasaustausch.



Treibende Kraft für die Gasaufnahme, die auf **Diffusion** und Massenfluss beruht, ist der Konzentrationsgradient (= Konzentrationsdifferenz pro Längeneinheit) zwischen der Atemhöhle und der Außenluft. Der Fluss (F) in das Blattinnere ist von der Außenkonzentration (C_a ; Konzentration über dem Blatt) und der Innenkonzentration (C_i ; Konzentration im Inneren des Blattes bzw. in der Atemhöhle) des betreffenden Gases abhängig:

$$F = k * (C_a - C_i)$$

Die Konstante (k) beinhaltet die Blattleitfähigkeit oder die Depositionsgeschwindigkeit für das entsprechende Spurengas und hat die Dimension cm s^{-1} .

Die **Immissionsrate** ist die über die Spaltöffnungen pro Zeit- und Flächeneinheit aufgenommene Schadstoffmenge. Deren Integral über die Zeit ist die **Immissionsdosis**.

Die Stomata optimieren den photosynthetischen Stoffgewinn gegenüber dem Transpirationsverlust. Mit dem CO_2 werden auch gasförmige Schadstoffe aufgenommen, allerdings viel langsamer, da die Konzentrationsgradienten viel geringer sind (die CO_2 -Konzentrationen liegen im ppm-Bereich, die Schadgaskonzentrationen hingegen im ppb-Bereich, also um drei Größenordnungen darunter). Ist der Partialdruck eines in der Atemhöhle des Blattes höher als in der Umgebungsluft, emittiert die Pflanze dieses Gas. Gase mit einem größeren Molekulargewicht diffundieren langsamer als solche mit einem geringen. Der Gasaustausch, den eine Pflanze bewerkstelligt, ist enorm: Zur Bildung von 1 Gramm Glucose benötigt die Pflanze 1,47 g CO_2 bzw. 2,5 m³ Luft.

Durch die intakte Kutikula kann nur wesentlich weniger als 1 % der durch die Stomata eindringenden Menge an Schadgas in das Blattinnere aufgenommen werden.

Flüssigkeiten haben in der Regel eine viel zu hohe Oberflächenspannung, um in die Stomata einzudringen.

Abbildung 2-6 zeigt einen Blatt- und einen Nadelquerschnitt, Abbildung 2-7 schematisch Bau und Funktion einer Spaltöffnung.

Querschnitt durch ein Buchenblatt (Nultsch 2001).

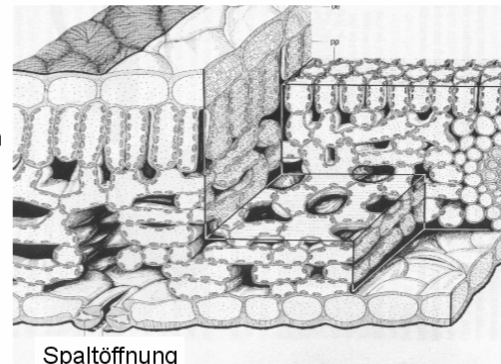
Der Weg von gasförmigen Luftschadstoffen führt über die Spaltöffnungen in die Atemhöhle und weiter in das Blatt- und Zellinnere.

Kutikula
Epidermis
Palisadenzellen

Mesophyll

Epidermis
Kutikula

Spaltöffnung



Querschnitt durch eine Kiefernadel.

E: Epidermis
EN: Endodermis
Pa: Palisadenzellen
HK: Harzkanal
LB: Leitbündel
SP: Spaltöffnungen
TR: Transfusionsgewebe

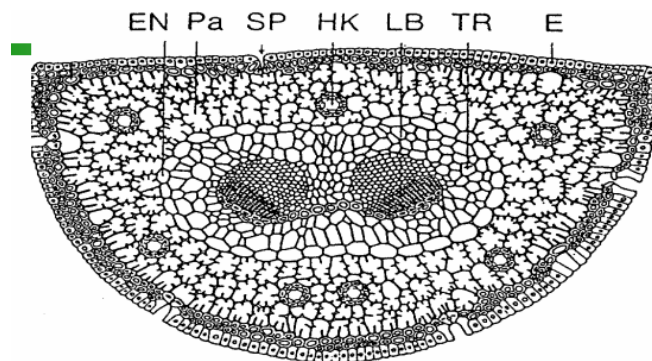
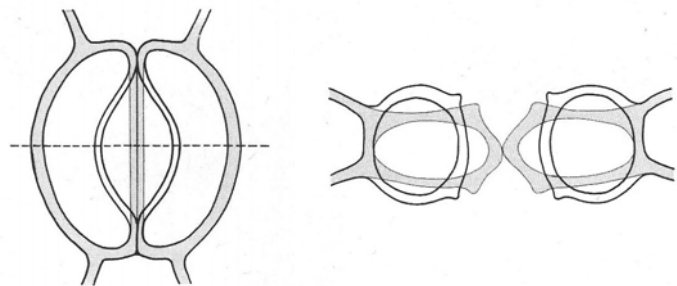


Abbildung 2-6: Blatt- und Nadelquerschnitt.

Abbildung 2-7: Spaltöffnung (Stoma) geschlossen (grau) und offen (Lüttge et al. 1988).

Ein hoher Turgor öffnet die Spaltöffnungen. Der CO_2 -Partialdruck und der Turgor der Nachbarzellen der Stomata wirken auf den Öffnungszustand der Stomata.



2.2.2. Die Kutikula als Eintrittspforte für Luftschadstoffe

Die Kutikula besteht hauptsächlich aus dem lipophilen Cutin und weiters aus Zellulose, Proteinen und Fettsäuren. Mit Wasser kann die Kutikula bis zu einem gewissen Grad quellen. SO_2 und Protonen können die Struktur und somit die Permeabilität beeinflussen. Lipophile Luftschadstoffe wie z. B. niedermolekulare Chlorkohlenwasserstoffe können sich in der Kutikula lösen und dort anreichern. Der Aufnahmeweg ist die Absorption an die Oberfläche, die Diffusion durch die Kutikula (bei hydrophilen,

niedermolekularen Komponenten wie Metallionen oder Zuckern durch spezielle hydrophile Poren), der Übertritt in die Wand der Epidermiszelle und schließlich die Aufnahme durch das Plasmalemma der Epidermis- bzw. Mesophyllzellen in das Zellinnere.

Die Kutikula überzieht die Epidermis an der Blattober- und -unterseite und schützt sie gegen unkontrollierten Wasserverlust, da die Durchlässigkeit für Wasserdampf sehr gering ist. Rund 10x höher ist die Durchlässigkeit für CO_2 und um eine Größenordnung die für Sauerstoff und SO_2 . Letzteres löst sich in der Kutikula besser als Wasser und eine Diffusionsmöglichkeit in das Blattinnere gilt als wahrscheinlich. NO_x , für das die Kutikula wesentlich leichter durchlässig ist als für die anderen oben genannten Gase, kann z. T. kovalent an phenolische Komponenten der Kutikula gebunden werden.

Werden die Wachse der Kutikula durch Umwelteinflüsse erodiert oder rissig, können Schadstoffe leichter eindringen.

Dem Luftschadstoff werden beim Eintritt in das Blattinnere Widerstände entgegengesetzt.

Werden diese überwunden, dringt der Schadstoff bis in die Blattzellen und Organellen ein (Abbildung 2-8).

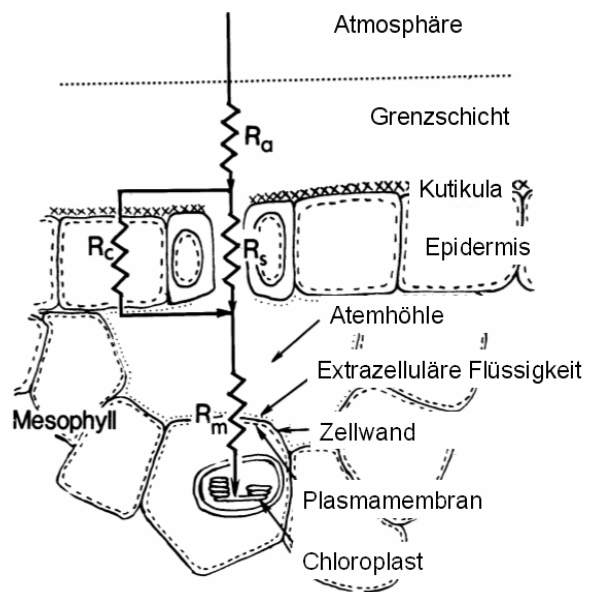


Abbildung 2-8: Widerstände gegen die Aufnahme von Luftschadstoffen (Wellburn 1988).

- R_a : Außenwiderstand
- R_c : Widerstand der Kutikula und Epidermis
- R_m : Widerstand des Mesophylls
- R_s : stomatärer Widerstand

Schadstoffe werden zunächst extrazellulär (im Apoplasten) über den Saftstrom in Richtung Blattrand bzw. Blattspitze transportiert. Dringen die Schadstoffe in die Zellen ein, können Zellen geschädigt werden, was zum Absterben der betroffenen Pflanzenteile führen kann (Abbildung 2-9). Um die Stomata können sich nekrotische Zellbereiche bilden.

Abbildung 2-9: Immissionsbedingte Flecken-, Rand- und Spitzennekrosen an einem Buchenblatt.



2.2.3. Lentizellen als Eintrittspforte für Luftschadstoffe

Die Korkzellen der Sprossachsen dienen der Durchlüftung; sie können während des ganzen Jahres Schadstoffe aufnehmen, also auch im Winter, wenn keine Aufnahme über die Blattorgane möglich ist (Abbildung 2-10).

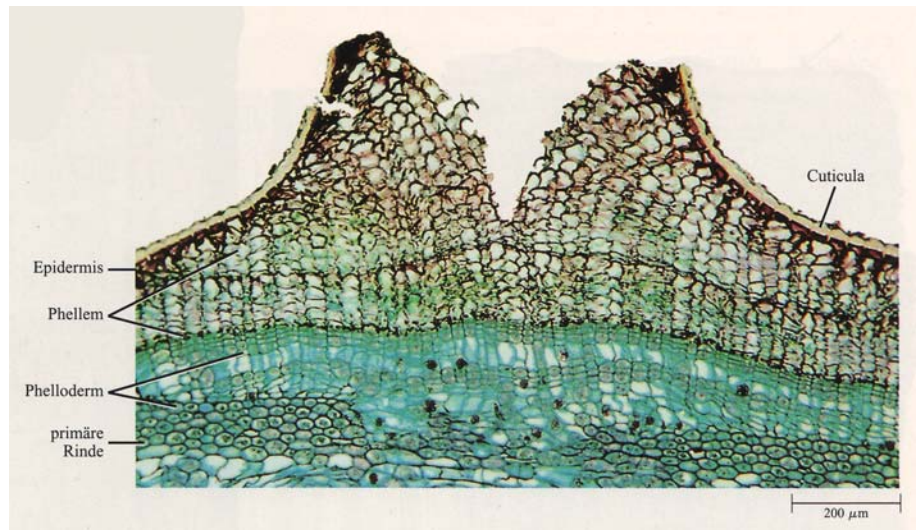
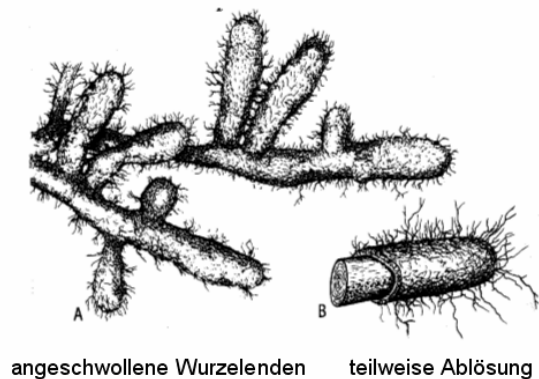


Abbildung 2-10: Die Lentizelle als Eintrittspforte für Luftschadstoffe (Raven et al. 2000).

2.2.4. Die Wurzel als Eintrittspforte für Schadstoffe

Wurzeln bzw. Mykorrhizen (Wurzelpilze) nehmen die im Bodenwasser gelösten Nähr- und Schadstoffe auf. Aber es können auch Schadgase (SO_2 , NO_x , NH_3 , H_2S) aus der Gasphase des Bodens aufgenommen werden. Haupteintrittspforten im Boden sind die Wurzelhaare und die Hyphen der Mykorrhizapilze (Abbildung 2-11, Box 2-4).

Abbildung 2-11: Wurzel und Mykorrhiza (Wurzelpilze).



angeschwollene Wurzelenden

teilweise Ablösung

Box 2-4: Mykorrhizen.

Mykorrhizen sind eine Symbiose von Wurzeln Höherer Pflanzen mit Pilzen.

Vorteile für die Pflanze: Durch die Mykorrhizapilze vergrößert sich die resorbierende Oberfläche auf das 100 – 1000-fache. Durch die Fähigkeit Protonen abzugeben können unlösliche Mineralstoffe verfügbar gemacht werden. Mykorrhizen liefern Wasser, gelöste Ionen, und zwar sowohl Spurenelemente als auch Phosphat-, Ammonium- und Nitrationen. Sie sind kleiner als die Wurzelhaare und können deshalb den Boden besser durchdringen. Sie schützen vor Pathogenen und können Schwermetalle in den Zellwänden speichern und so deren Wirkung auf den Wirt abpuffern.

Der Mykorrhizapilz wird von der Pflanze mit Photosynthese-Produkten versorgt.

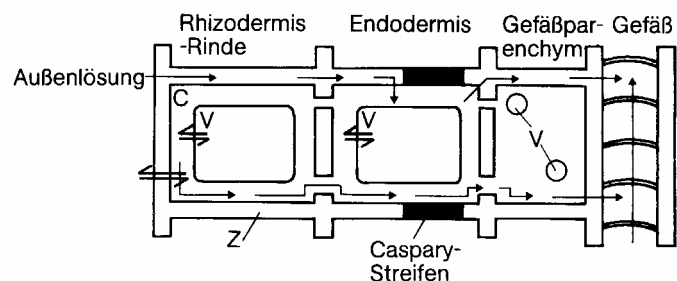
Durch Umweltveränderungen kann die Wechselwirkung Wurzel - Mykorrhizen gestört werden. Stickstoffeinträge und Bodenversauerung drängen die Mykorrhizierung zurück.

Der Zustand bzw. die Vitalität der Mykorrhiza lässt Rückschlüsse auf die Vitalität eines Baumes zu.

Der Weg der Nähr- und Schadstoffe in der Bodenlösung führt durch die Rhizodermis und Endodermis in das Gefäßparenchym, das sie in den Spross weiter leitet. In der Rhizodermis (äußere Zellschicht der Wurzel) erfolgt der Transport gelöster Substanzen in der Rhizodermis der Wurzel zunächst in der Außenlösung und in der Endodermis durch die Zellwände („apoplastisch“). Der wasserundurchlässige Caspary'sche Streifen im Bereich der Endodermis - in Abbildung 2-12 schwarz eingezeichnet - leitet die Lösung über das Cytoplasma weiter. Das führt zu einer Selektion von Schadstoffen. „Akzeptierte Komponenten“ müssen durch das Plasmalemma (äußere Plasmagrenzschicht) geschleust werden. Eine in das Cytoplasma aufgenommene Substanz kann symplastisch über die Plasmodesmen (Plasmabrücken zwischen Zellen) in Nachbarzellen transportiert werden. Im Gefäßparenchym treten die gelösten Substanzen wieder in die Außenlösung (in den Apoplasten) über, um dann im Xylem vertikal weiter transportiert zu werden.

Abbildung 2-12: Schadstoffaufnahme über die Wurzeln (Hock und Elstner 1995).

C: Cytoplasma, V: Vakuole, Z: Zellwand



2.3. Grundlegende chemische Wirkungen

Die pflanzengiftigen Wirkungen können auf grundlegende chemische Eigenschaften zurückgeführt werden, die Konsequenzen für luftchemische Umsetzungen und Wirkungen auf Pflanzen haben (Tabelle 2-1).

Absolut inerte Stoffe gibt es nicht, man spricht besser von reaktionsträgen Verbindungen: Sogar Edelgase können – wenn auch sehr instabile und kurzlebige – Verbindungen eingehen, wenn extreme Reaktionsbedingungen angewendet werden. In der Natur kann der wegen seiner Dreifachbindung sehr reaktionsträge elementare Stickstoff sogar von Mikroorganismen – allerdings nur unter hohem Energieaufwand - verwertet werden („Stickstofffixierung“ im Boden).

Tabelle 2-1: Grundlegende Wirkungen von Spurenstoffen.

	+ sauer - alkalisch	+ hydrophil - hydrophob	+ oxidierend - reduzierend	Ozon- vorstufe	Radikale bildend	muta- gen *)	Zerstörung des strato- sphärischen Ozons	klima- relevant in Klammern: indirekt	eutro- phierend
Aerosole	meist (+)	+ / -	+ / -					↓	(+)
Alkal. Stäube	-	+						(↓)	
Cl-Verbdgg.					1)		+		
CO				+				(↑)	
CO ₂		+						↑	
FCKW					1)		+	↑	
HF	+	+							
HCl	+	+							
H ₂ S	(+)	+	-						
N-Einträge	+	+							+
NH ₃	- #	+						(↓)	+
NO / NO ₂	+	+	+	+	+			(↓↑)	+
N ₂ O							+	↑	
Ozon		+	+		+	+		↑	
PAN		(+)	+		+	+			
Radikale			+		+	+		(+)	
Schwermetalle		+							
SO ₂	+	+	-		+	+		(↓)	
VOC (sVOC)		oft -	oft +	+	+		+	↑	
Wasserdampf								↑	
Wasserstoff								(↑)	

1) Radikalbildung in der Stratosphäre im Zusammenhang mit dem antarktischen Ozonloch

sVOC „semivolatile“ organic compounds (z. B. PCDD), d. h. wenig flüchtige organische Verbindungen

* selbst oder in Form von Folgeprodukten mutagen

↑ den Treibhauseffekt fördernd

↓ den Treibhauseffekt hemmend

im Boden versauernd

Säure- und Alkaliwirkung

Zu den sauren Luftschadstoffen gehören SO₂, NO_x, HCl und HF. Sie sind Vorstufen des „Sauren Regens“. Sie greifen in die Biosphäre und in den Stoffwechsel ein. Ihre Pflanzentoxizität ist je nach Pflanzenart und Pflanzenalter sehr unterschiedlich. Sichtbare Symptome an Blattorganen sind oft wenig schadstoffspezifisch. Saure Spurenstoffe bilden in der Zelle Protonen und beanspruchen damit das Puffersystem; das Abrücken vom pH-Optimum der Enzyme hemmt deren Aktivitäten. Eine (Boden-)Versauerung durch saure Komponenten und Ammonium ist ein weiterer Aspekt der Säurewirkung. Nicht unmittelbar auf Säurewirkung zurückzuführende Wirkungen sind radikalische Kettenreaktionen nach SO₂ und NO_x-Einwirkung, eine Enzymhemmung durch die Reaktion von Mg mit HF oder indirekt ein Überangebot eines Nährstoffes.

Alkalische Komponenten wie Stäube und der in der Luft alkalische NH₃ beeinflussen Enzymaktivitäten ebenfalls. An Blattorganen können Säuren und Basen oberflächlich Verätzungen hervorrufen.

Die Pufferung in der Zelle durch Phosphat, durch Verbindungen mit freien Carboxylgruppen (-COOH), Aminogruppen (-NH₂)- oder SH-Gruppen (Cystein, Peptide, Proteine) mindert die Säure- bzw. Alkaliwirkung in der Zelle.

Wasserlöslichkeit (Polarität)

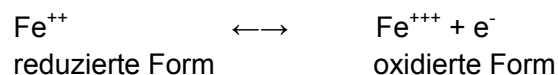
Die Löslichkeit von Spurenstoffen im Wasserfilm auf den Blattorganen, im Inneren der Zelle und im Bodenwasser stehen mit der Giftwirkung im Zusammenhang. Unpolare VOCs können sich in den Wachsen der Kutikula lösen bzw. über diese in das Blattinnere eindringen. SO₂, NO_x, NH₃ und HF lösen sich leicht im Zell(wand)wasser, unpolare VOCs wie z. B. Chlorkohlenwasserstoffe hingegen kaum.

Oxidations- oder Reduktionsvermögen

Oxidationswirkung (z. B. von Ozon) und Reduktionswirkung (z. B. von H₂S) beeinflussen das Redox-Potential der Zelle. Das bedeutet im Falle oxidierender Verbindungen, dass unter Aufwand von Energie reduzierende Verbindungen wie z. B. Ascorbat zur Entgiftung bereitgestellt werden müssen (grundsätzlich sind Reduktionsreaktionen in der Pflanzenzelle endergonisch, verbrauchen also Energie).

Ob eine Substanz oxidierend oder reduzierend wirkt, hängt vom Redoxpotential der Substanz und des jeweiligen Reaktionspartners ab. Oxidationsmittel nehmen Elektronen auf, Reduktionsmittel geben diese ab. Das stärkste gasförmige Oxidationsmittel ist Fluor (höchste Elektronenaffinität), das stärkste Reduktionsmittel das Alkalimetall Lithium.

Bei der Oxidation werden einer Substanz Elektronen (e⁻) entzogen, zum Beispiel:



In diesem Fall wird zweiwertiges Eisen zu dreiwertigem Eisen oxidiert. Mit einer Oxidation ist stets eine Reduktion des jeweiligen Reaktionspartners verbunden.

Bildung von Radikalen

- Photochemische Reaktionen in der Troposphäre: Durch Radikale wird die photochemische Bildung von Ozon in der Troposphäre in Gang gebracht, was zu einer Nettoproduktion von Ozon führt.
- Photochemische Reaktionen in der Stratosphäre: In der Stratosphäre werden durch die hohe UV-Strahlungsintensität z. B. aus Chlorverbindungen Radikale erzeugt, die zum Ozonabbau führen („antarktisches Ozonloch“).
- Radikalbildung in der Pflanzenzelle: Nicht nur Photooxidantien wie Ozon und PAN, sondern auch SO₂ und NO_x bilden zellschädigende Radikale. NO und NO₂ sind selbst Radikale.

Mutagenität

Veränderungen der Desoxyribonukleinsäure (DNA) und damit der Erbsubstanz können z. B. durch SO₂, photochemische Oxidantien und Radikale, aber auch durch energiereiche Strahlung ausgelöst werden.

Eutrophierung

Etliche Ökosysteme – v. a. Hochmoore, aber auch Waldökosysteme - sind an eine geringe Versorgung mit Stickstoff angepasst. Atmosphärische Stickstoffeinträge können den Bedarf weit übersteigen und damit zu Artenverschiebungen und anderen ökosystemaren Veränderungen führen.

Mg-hältige Stäube führen zwar zunächst zu einer „Blattdüngung“, bei überhöhter „Dosierung“ jedoch zu Schäden, hervorgerufen durch ein einseitiges Nährstoffangebot und durch eine Alkalisierung des Bodens.

Hormonwirksamkeit

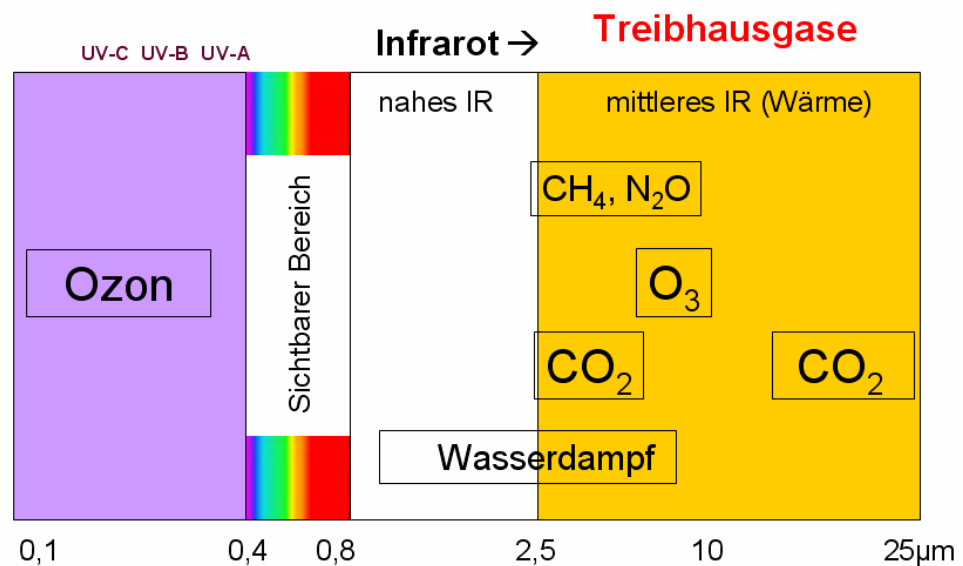
Eine Ausnahmestellung nimmt der Luftschadstoff Ethen (C_2H_4) ein: Er ist ein Pflanzenhormon, das die Fruchtreifung und die Seneszenz fördert.

2.4. Grundlegende physikalische Wirkungen

Absorption photosynthetisch nutzbaren Lichtes: Staubaufgaben auf den Blättern verhindern den Lichtdurchgang zu den assimilierenden Zellen und hemmen so die Photosynthese. Rußaufgaben können die Blattoberfläche erwärmen und damit Stoffwechselprozesse – nicht unbedingt im positiven Sinne - ankurbeln.

Absorption von Infrarotstrahlung: Wasserdampf, CO_2 , CH_4 , Ozon, FCKWs und N_2O führen durch Absorption der Infrarotstrahlung zu einer Erwärmung der Erdatmosphäre und wirken so indirekt auf die Vegetation (Abbildung 2-13; Kapitel 15).

Abbildung 2-13:
Schematische
Darstellung der
Bereiche der
Strahlungsabsorption
in verschiedener
Spurengase.



2.5. Physiologische Wirkungen

2.5.1. Zerstörung von Membranen

Zahlreiche Luftschadstoffe oder ihre Reaktionsprodukte, vor allem Oxidantien und Radikale, greifen die Membranen der Organellen an und verändern dadurch ihre lebensnotwendigen Eigenschaften. Dabei gibt es im Wesentlichen zwei Hauptangriffspunkte:

- Die Spaltung von C=C-Doppelbindungen in den Fettsäureresten der Lipid-Doppelschicht schädigt die Membranen. Die Lipide werden dabei durch freie Radikale im Zuge einer Kettenreaktion per-oxidiert (d. h., es entsteht eine –O-O-Gruppe) und verlieren dadurch ihre

Funktion. α -Tocopherol (Vitamin E) kann solche Prozesse unterbinden (Kapitel 13). Dabei entsteht auch Ethen und mit zunehmender Schädigung Ethan.

- Die Oxidation von SH-Gruppen - z. B. in der Aminosäure Cystein – führt zu S-S-Gruppen und damit zu einer Dimerisierung. Zweiwertige Metallionen können von SH-Gruppen komplexiert werden. Bei membrangebundenen und sonstigen Proteinen führt das zu Veränderungen der Tertiärstruktur. Enzyme mit einer SH-Gruppe im aktiven Zentrum werden inaktiviert.

2.5.2. Ausbildung von Symptomen und deren Spezifität

Luftschadstoffe erzeugen meist wenig spezifische und mehr oder weniger gut mit freiem Auge erkennbare Symptome (Abbildungen 2-14 und 2-15). Rückschlüsse von Symptomen auf die Schadstoffe sind daher nur beschränkt möglich. Tabelle 2-2 stellt akute Schäden und Verwechslungsmöglichkeiten anderen Ursachen gegenüber. Abbildung 2-16 zeigt Symptome mit anderen Ursachen.

Abbildung 2-14: Eindeutig dem Fluorwasserstoff zuzuschreibende Nekrosen an Kiefernadeln in der Nähe eines Aluminiumwerkes.



Abbildung 2-15: Nekrosen an Buchenblättern, hervorgerufen durch SO₂.



Die durch Luftschadstoffe hervorgerufenen Symptomen gleichen häufig Symptomen anderer Ursachen, weil sie mit diesen in Zusammenhang gebracht werden können:

- **Störungen der Wasserversorgung:** Eine durch Luftschadstoffe hervorgerufene Öffnungsstarre der Stomata führt zu einem unkontrollierten Wasserverlust und zu einer weiteren Aufnahme von Luftschadstoffen. Ein Stomatasschluss als Reaktion von Luftschadstoffeinwirkungen hemmt hingegen die CO₂-Aufnahme, die Transpiration und Stoffaufnahme sowie die Photosynthese.

- **Ernährungsstörungen:** Durch eine einseitige Aufnahme von Luftschadstoffen, die auch als Nährstoff wirken können - vor allem N, aber auch S, Ca, Mg und Mikronährstoffe - rückt die Pflanze häufig von einer optimalen Versorgung ab und es kommt zu Nährstoff-Ungleichgewichten.
- **Beschleunigte Alterung:** Die Wirkungen von Luftschadstoffen ähneln jenen der Alterung (Seneszenz). Diese ist dadurch gekennzeichnet, dass Abbauprozesse gegenüber Synthesen überwiegen und die Kohlenstoffbilanz ungünstiger wird, weil das Verhältnis zwischen produktiver Blattmasse und Gesamtmasse abnimmt. Weiters wird das Höhen- und Dickenwachstum reduziert, es werden weniger Blüten und Samen gebildet und vermehrt Ethen produziert. Auch die Empfindlichkeit gegenüber Stress und Pathogenen nimmt zu. Weitere Folgen sind Blattvergilbungen durch den Abbau von Chlorophyll, das Absterben von Organellen und der Abwurf von Blattorganen. Ein weiteres Anzeichen ist die altersbedingte Degradierung der Wachsschicht; sie kann, ebenso wie die oben genannten Erscheinungen, in ähnlicher Form durch Luftschadstoffe hervorgerufen werden.

Tabelle 2-2a: Beispiele für sichtbare Schäden an Koniferennadeln durch Schadstoffe und für Verwechslungsmöglichkeiten.

Schadstoff	Akute Schädigungen	Verwechslungsmöglichkeiten
SO ₂	Spitzennekrosen bis zu Totalnekrosen, Chlorosen	N-Überschuss, Trockenheit, Kälte/Hitze, K-, Fe-, N-Mangel
NO ₂	Spitzennekrosen bis zu Totalnekrosen, Verfärbungen	N-Überschuss, Trockenheit, Kälte/Hitze, Mg-Mangel, Trockenheit, Kälte/Hitze
HF	Braune Nekrosen	N-Überschuss, Trockenheit, Kälte/Hitze
NH ₃	Braunrote / braungraue bis schwarze Epidermisverfärbung, Spitzenbräune	Trockenheit, Temperatur, Insekten, Pilzinfektionen, N-Überschuss, Trockenheit, Kälte/Hitze
O ₃	Chlorotische Punktierung	Zikaden, Brennglaseffekt, Pilzbefall
Streusalz	Rötung (jüngste Triebe), Nekrosen	Wassermangel, (Frosttrocknis)
Herbizide	Chlorosen	Nährstoffmangel

Tabelle 2-2b: Beispiele für sichtbare Schäden an Laubblättern durch Schadstoffe und für Verwechslungsmöglichkeiten.

SO ₂	Rand- und Interkostalnekrosen	Trockenheit, Überflutung, Pilzinfektionen, N-, P-Mangel
SO ₂	Rotverfärbungen, Blattverkrümmung	K-Mangel
NO ₂	Fahlwerden von Blattspitzen und Blättern	Unterernährung
NO ₂	Braunrote Rand- und Interkostalnekrosen bis zu Totalnekrosen	Trockenheit, Überflutung
HF	Rand- und Spitzennekrosen	Trockenheit, Überflutung
NH ₃	Braungraue bis schwarze Verfärbung vom Rand / von der Spitze her	Trockenheit, Temperatur, Herbizide
NH ₃	Chlorosen	N-Mangel, Mg-Mangel
NH ₃	Bronzierung	Insektenschaden, Trockenheit, Kälte/Hitze
O ₃	Meist dunkle Punktierung	Pilzinfektionen
Streusalz	Randnekrosen	Trockenheit, Überflutung
Herbizide	Chlorosen	Nährstoffmangel

Tabelle 2-3 listet die durch die wichtigsten Luftschadstoffe erzeugten und mit dem freien Auge sichtbaren Symptome an Blattorganen von Laub- und Nadelgehölzen auf.

Tabelle 2-3a: Beispiele für sichtbare Immissionsschäden an Laubblättern.

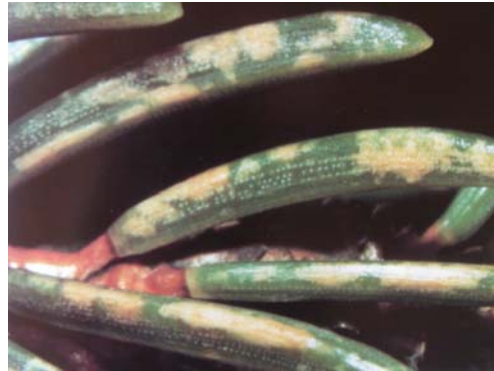
Laubbäume	SO ₂	NO _x	HF	HCl	NH ₃	Ozon	Ethen
Chlorosen bzw. Verfärbungen (Interkostalfelder)	+	+	+	+	+	+	+
Nekrosen (auch Blattspitzen)	+	+	+	+	+	+	
Nekrosen (Blattrand) / Verfärbungen, meist braun, auch hell	+	+	+	+			
Nekrosen (bzw. Flecken; Interkostalfelder, braun)		+			+	+	
Nekrosen (bifazial)			+			+	
Nekrotische Flecken / Streifen unterschiedlicher Helligkeit	+		+	+		+	
Punktierung (hell), übergehend in Fleckung	+					+	
Punktierung (purpur bzw. dunkel)						+	
Bronzierung Blattoberseite (rötlich bis violett)						+	
Vorzeitige Alterung							+
Wachsiger Überzug der unteren Oberfläche		+					
Epinastie							+
Blattverlust	+	+	+	+	+	+	

Tabelle 2-3b: Beispiele für sichtbare Immissionsschäden an Koniferennadeln.

Nadelbäume	SO ₂	NO _x	HF	HCl	NH ₃	Ozon	Ethen
Spitzennekrosen, sich nach unten ausbreitend	+		+	+	+	+	
Aufhellung von Spitzentrieben							+
Nekrosen (braun), Dunkelverfärbung					+		
Nekrotisierung einzelner Nadeln	+		+		+		
Aufhellungen					+		
Punktierungen bzw. Sprenkelungen (hell)	+					+	
Chlorosen, chlorotische Streifen					+	+	
Nadelverlust	+	+	+	+	+	+	



Magnesiummangel bei Fichte



Brennglaswirkung an Fichtennadeln
(einem Ozonschaden ähnlich)



Witterungsbedingter Schaden an Rotbuche
(einem Ozonschaden ähnlich)



Frostschaden an Tannennadeln



Frostschaden (einem HF-Schaden ähnlich)



Phytophthorabefall an Buche

Abbildung 2-16: Beispiele für nicht immissionsbedingte Blattschäden.

2.5.3. Akute, chronische und physiologische Schädigungen

Akute Schäden entstehen, wenn Schadstoffe in sehr hohen Konzentrationen bzw. Dosierungen einwirken. Hierbei kommt es zu deutlich sichtbaren Veränderungen – z. B. Nekrosen - an den Blattorganen bzw. zu einem Kollaps von Blatt-Geweben. Diese Art von Schäden ist irreversibel. Die Symptome sind kaum sehr schadstoff-spezifisch.

Chronische Schädigungen (Schäden) treten auf, wenn relativ niedrige Konzentrationen über längere Zeit einwirken. Es entstehen – je nach Schadstoff und Dosis – Veränderungen wie chlorotische Verfärbungen bzw. Vergilbungen (Chlorophyllzerstörung) oder Wuchshemmungen in Form von verkürzten Nadeln. Blattorgane und Triebe bleiben im Wachstum zurück. Diese Veränderungen sind teilweise reversibel. Die Symptome sind oft wenig schadstoff-spezifisch und können leicht mit parasitischen Erkrankungen, Seneszenzerscheinungen und Nährstoffmangel verwechselt werden.

Physiologische (subzelluläre) Schädigungen: Von physiologischen (unsichtbaren) Schädigungen spricht man, wenn etwa die Photosyntheseaktivität, die Atmung oder die Transpiration beeinträchtigt wird. Sie sind häufig reversibel. Sie können mit speziellen Messmethoden im Rahmen einer Stressfrüherkennung (Kapitel 1.2) erfasst werden. Eine mit dem freien Auge nicht erkennbare subzelluläre Veränderung kann das Anschwellen von Chloroplasten und Thylakoiden durch SO_2 sein. Die Veränderungen an Organellen sind nur wenig stress-spezifisch.

Schädigung ist eine Beeinträchtigung von Lebensfunktionen. Unter Schädigung werden alle Pflanzenreaktionen subsummiert, reversible und für Wachstum und Ertrag nicht relevante Änderungen im Stoffwechsel ebenso wie Qualitätseinbußen oder Wuchsminderungen. Schädigung drückt sich z. B. in der Reduktion der photosynthetischen Leistung aus.

Als **Schäden** werden jene Wirkungen definiert, die den Nutzungswert bzw. die Funktionen der betreffenden Pflanzenart beeinträchtigen. Für Waldökosysteme im Speziellen bedeutet dies:

- Direkte Verringerung der ökonomischen Leistungen: Wachstums- und Ertragsminderungen, Qualitätsminderungen; Beeinträchtigung der Pflanzenqualität.
- Indirekte Verringerung der ökonomischen Leistungen (Sekundärschäden): Eingeschränkte Pflanzenartenwahl, erhöhte Aufwendungen für Kultur- und Pflegemaßnahmen sowie Düngung.
- Beeinträchtigung ökologischer Funktionen: Minderung der Flächenfunktion der Vegetation (Wald: Schutzfunktion z. B. vor Bodenerosionen und Lawinen, Wohlfahrtswirkung im Zusammenhang mit Wasser- und Klimahaushalt) sowie Senke für Luftschadstoffe.
- Beeinträchtigung des ideellen Wertes (Minderung des ästhetischen Wertes).
- Beeinträchtigung der Genressourcen.

Die tatsächliche Wirkung von Luftschadstoffen hängt neben externen Faktoren von einer Reihe von internen Faktoren ab (Tabelle 2-4).

2.5.4. Direkte und indirekte Wirkungen

Direkte (primäre) Wirkungen: Wenn ein Luftschadstoff auf eine Pflanze einwirkt, können Schäden entstehen, die sichtbar oder zumindest messbar (taxierbar) sind.

- Nekrosen z. B. an Buchenblättern oder Koniferennadeln nach der Einwirkung hoher SO_2 - oder HF-Konzentrationen
- Chlorosen (Vergilbungen), z. B. nach langen SO_2 -Einwirkungen

- Kurztriebigkeit und Kurznadeligkeit z. B. nach langen HF-Einwirkungen
- Veränderungen an Mykorrhizen oder Feinwurzeln, etwa durch Metallionen im Bodenwasser

Die wichtigsten direkt pflanzentoxischen Luftschadstoffe sind Ozon, SO_2 , NO_x , NH_3 , Fluorwasserstoff (HF). Indirekte (sekundäre) Wirkungen liegen vor, wenn nicht die Komponente selbst Reaktionen oder Schädigungen hervorruft, sondern chemische Reaktionsprodukte wie Ozon oder eine durch sie bedingte Klimaänderungen (z. B. Lachgas). Wirkungen über den Boden und über die Mykorrhiza können ebenfalls als indirekte Wirkungen ausgelegt werden.

Indirekt relevant sind die Treibhausgase CO_2 , CH_4 , N_2O , FCKW und Vorläufer photochemischer Oxidantien (NO_x , niedermolekulare Kohlenwasserstoffe, CO).

- Ozonbildung: Stickstoffoxide, Kohlenmonoxid oder Kohlenwasserstoffe bilden auf photochemischem Wege Ozon, das Schädigungen verursacht.
- Treibhauswirkung - Antitreibhauswirkung (klimaerwärmende bzw. klimaabkühlende Wirkungen): Durch die Erhöhung der Konzentrationen von Treibhausgasen und die darauf folgende Temperaturerhöhung können indirekt und langfristig Schäden entstehen.
- Beeinflussung eines Symbionten: Über die Schädigung der Mykorrhiza etwa durch Schwermetalle kann die Nährstoffversorgung beeinträchtigt werden.
- Wirkungen über den Boden: Durch die Versauerung des Bodens kann es wegen einer verstärkten Auswaschung von Ca und Mg zu Ernährungsstörungen kommen. Zu hohe Stickstoff-Einträge können die Frostanfälligkeit steigern.

2.5.5. Wirkungsbeeinflussende Faktoren

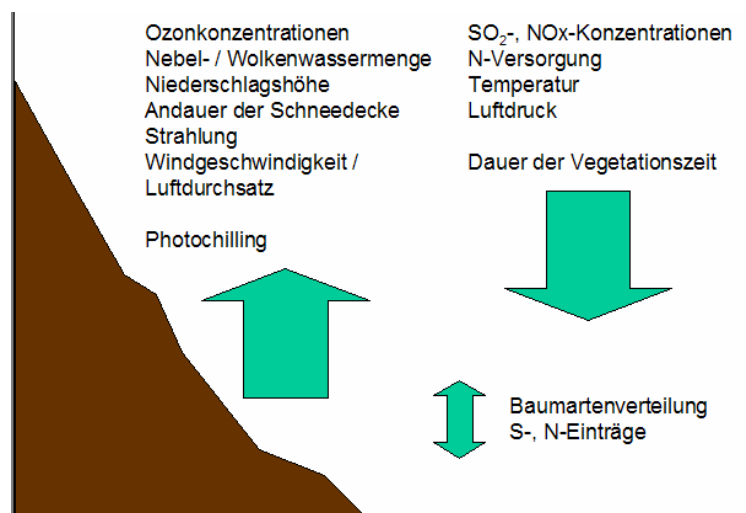
Die Wirkungen hängen nicht nur vom Schadstoff selbst, sondern auch von anderen externen Faktoren ab

Die Sonnenstrahlung als Triebkraft aller Lebensvorgänge (Photosynthese) bestimmt den meteorologischen Rhythmus von Tag und Nacht und jenen der Jahreszeiten. Mit der Strahlung ändern sich Temperatur, Luftfeuchte bzw. das Wasserdampfdruckdefizit und die Windverhältnisse. Alle diese Faktoren haben Einfluss auf die physiologischen Aktivitäten wie die Öffnung der Stomata und damit die Photosynthese, Atmung und Transpiration. Somit ändern sich mit zunehmender Seehöhe auch die physiologischen Voraussetzungen, die schließlich auch dazu führen, dass es eine Baumgrenze und eine Waldgrenze gibt (Abbildung 2-17).

Abbildung 2-17: Seehöhenabhängige Tendenzen von Umweltfaktoren, die Einfluss auf die Vegetation ausüben.

Pfeil nach oben: Zunahme mit der Seehöhe
Pfeil nach unten: Abnahme mit der Seehöhe

Photocolling: Stresskombination von tiefen Temperaturen und hohen Lichtintensitäten



Die Tagesgänge der meteorologischen Faktoren beeinflussen den stomatären Widerstand der Blattorgane und damit die aufnehmbare Schadgasmenge. Während in der Nacht die Stomata weitgehend geschlossen sind, findet am Tage der Gasaustausch bzw. die Photosynthese statt. Unter diesen Bedingungen werden auch die Schadstoffe aufgenommen. Im Fall von Ozon sind die Konzentrationen - zumindest in tieferen Lagen - also in der Phase hoher physiologischer Aktivität - relativ hoch (Abbildung 2-18).

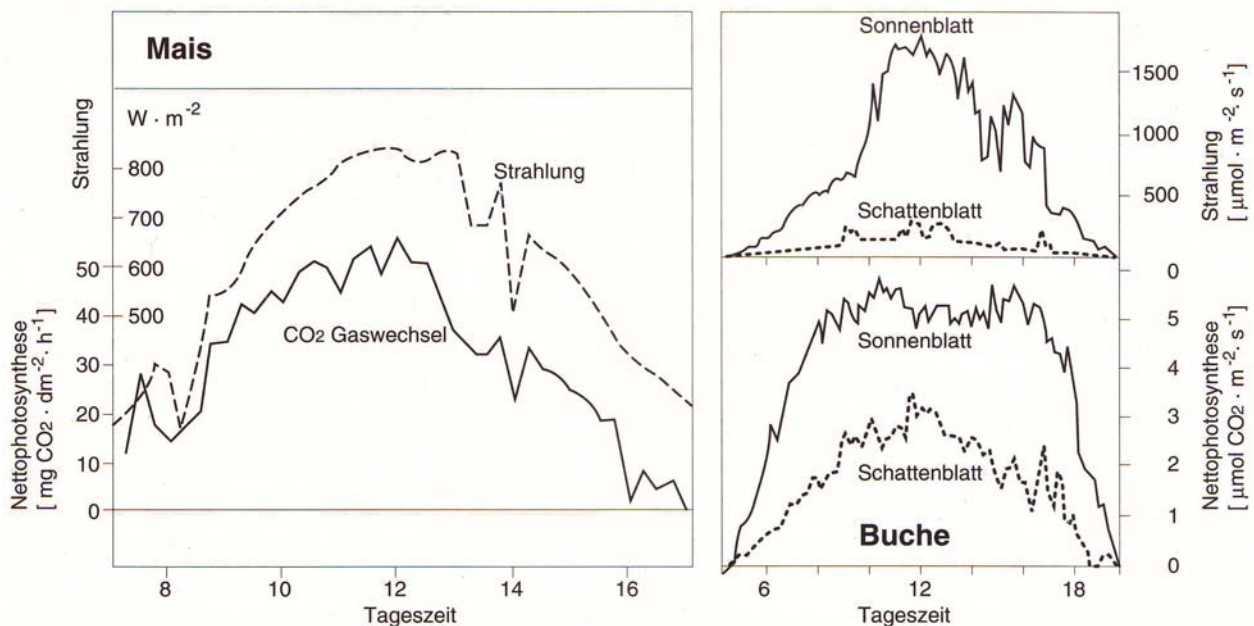


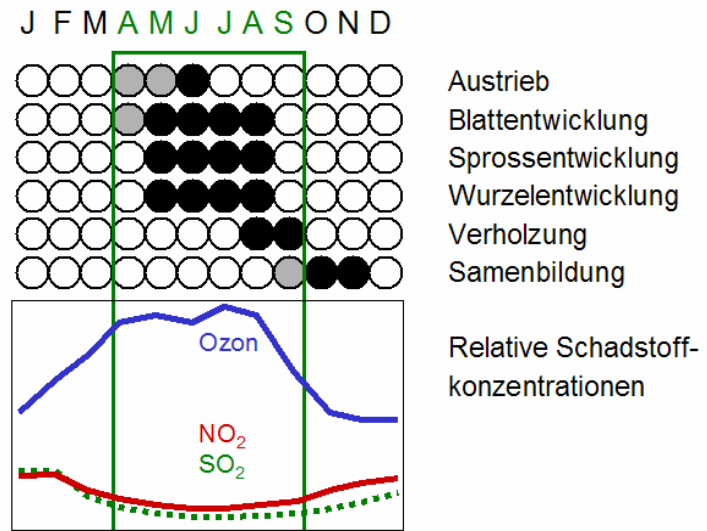
Abbildung 2-18: Tagesgänge der Nettophotosynthese in Abhängigkeit vom Strahlungsangebot bei Mais (links) und Buche (Larcher 2001).

Bei Buche sind die Unterschiede der einwirkenden Strahlung und der Nettophotosynthese bei Sonnen- und Schattenblättern ersichtlich.

Der Zusammenhang zwischen der physiologischen Aktivität und der Empfindlichkeit von Pflanzen (Bäumen) ist komplex. Die physiologische Aktivität und damit die Schadstoffaufnahme ist naturgemäß während der Vegetationsperiode und tagsüber relativ hoch, wenn die Stomata geöffnet sind. Im Jahresgang treten die höchsten Ozonkonzentrationen ebenfalls während einer Phase hoher physiologischer Aktivität auf, nämlich während des Blattaustriebes und der Triebentwicklung. In dieser Zeit ist auch eine effiziente Entgiftung, die von der Bereitstellung von Energie abhängt, möglich. SO_2 und NO_x , deren Konzentrationen im Winter relativ hoch sind, werden gerade in dieser Zeit schlecht entgiftet (Abbildung 2-19).

Abbildung 2-19: Morphologische Prozesse bei der Fichte im Jahresverlauf und relative Jahressgänge der SO₂, NO₂- und Ozonkonzentrationen in österreichischen Waldgebieten.

weiß: Prozess findet nicht statt
 grau: Prozess findet teilweise statt
 schwarz: Prozess findet statt



Faktoren, die die Wirkungen von Luftschadstoffen beeinflussen, sind in Tabelle 2-4 zusammengefasst.

Tabelle 2-4: Externe und interne Faktoren, welche die Wirkung eines Luftschadstoffes beeinflussen.

Externe Faktoren	Interne Faktoren
Chemische / physikalische Eigenschaften des Schadstoffes Konzentration in der Außenluft Gegenwart weiterer Luftschadstoffe Einwirkungsdauer Turbulenz der Luft Temperatur Strahlung Luftfeuchte / Wasserdampfdruckdefizit CO ₂ -Konzentration Boden, Bodenfeuchte Nährstoffversorgung, Säuregehalt des Bodens Konkurrenz, Pathogene	Pflanzenart, Gattung Genetische Ausstattung Alter der Pflanze / der Blattorgane Stoffwechselaktivität (z. B. Photosynthese) und das physiologische Entwicklungsstadium der Pflanzen (Austrieb von Nadeln und Blättern) Öffnungszustand und Gaswegigkeit der Stomata Entgiftungskapazität (Redoxpotential, Pufferkapazität, antioxidatives System) Regenerationsfähigkeit (Wiederaustrieb) Interne Gaskonzentration Konzentration am Angriffsort Interne Expositionszeit Empfindlichkeit des Angriffsortes

Während der Vegetationsruhe ist zwar die Schadstoffaufnahme geringer (vor allem bei den sommergrünen Laubbaumarten und der Lärche), aber auch die Entgiftungskapazität der Koniferennadeln.

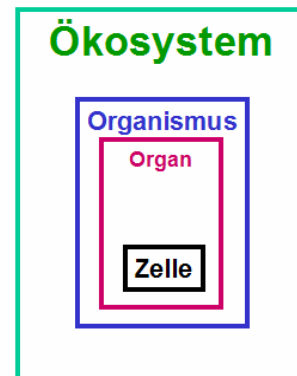
2.5.6. Entwicklung von Schädigungen auf verschiedenen Wirkungsebenen

Luftschadstoffe können sich auf mehreren Ebenen von Ökosystemen auswirken und über eine Wachstumshemmung bis zum Tod führen. Die Wirkungen setzen dabei an allen Ebenen an: Sie stören zunächst Stoffwechselvorgänge. Bei zunehmender Dosierung werden zunächst einzelne Blattorgane, später größere Teile der Pflanzen (z. B. die Baumkrone), ganze Pflanzen und schließlich Pflanzengemeinschaften geschädigt (Abbildung 2-20).

Abbildung 2-20: Wirkungsebenen und Wirkungen von Luftschadstoffen auf unterschiedliche Organisationsebenen.

Zelle

Bildung von Radikalen
 Abbau von Chlorophyll und anderen Pigmenten
 Beeinträchtigung des Stoffwechsels und der Zellfunktionen
 Hemmung bzw. Aktivierung von Enzymen
 Hemmung der Photosynthese
 Beeinträchtigung des Energiehaushaltes
 Schädigung von Membranen und Organellen
 Mykorrhizaschäden
 Veränderung des osmotischen Potentials



Gewebe / Organe

Gewebesbeschädigung
 Rand- und Spitzennekrosen
 Chlorosen, Vergilbungen
 Punktierungen, nekrotische Flecken
 Wachstumsstörungen
 Beeinflussung des Gaswechsels und des Stomataverhaltens
 Rückgang der Feinwurzelmasse
 Beeinträchtigung der Nährstoffaufnahme
 Beeinflussung von Wurzelsymbiosen

Organismus

Beeinflussung des Energiehaushaltes, des Wachstums und der Vitalität
 Erhöhung der Prädisposition gegenüber Stress
 Beeinflussung von Symbiosen (bzw. Wirt - Parasit-Beziehungen)
 Beeinflussung der Belaubung (Blattabfall) und der Verzweigung
 Kleinblättrigkeit, Kurztriebbigkeit, Zwergwuchs
 Zuwachs- und Ertragsrückgang
 Beeinträchtigung der Samenproduktion
 Absterben von Feinwurzeln

Ökosystem

Absterben ganzer Bestände
 Beeinträchtigung der Produktivität und der Qualität von Kulturpflanzen
 Beeinflussung der Bestandesstruktur, Verringerung der Stabilität
 Reduktion der Biodiversität
 Beeinträchtigung der Naturverjüngung
 Beeinflussung der Konkurrenzkraft, Vergrasung, Zunahme nitrophiler Arten
 Artenverschiebung nach Auflichtung eines Waldbestandes
 Ausfall empfindlicher Arten
 Veränderung von Stoffkreisläufen

Mit zunehmender Dosierung stellen sich je nach Wirkungsebene unterschiedliche Effekte ein. Die Auswirkungen von Luftschadstoffen auf die Vegetation in Abhängigkeit von der Entwicklungsdauer der jeweiligen Veränderungen sind in Tabelle 2-5 angeführt.

Tabelle 2-5: Einwirkungsdauer und Wirkungen von Luftschadstoffen.

Einwirkungsdauer	Wirkungen	Beispiele
Stunden - Tage	Biochemische (molekulare) und physiologische Reaktionen	Veränderung der Atmungsintensität, Aktivierung von Entgiftungsenzymen
Wochen	Physiologisch – morphologische Veränderungen	Beeinträchtigung der Photosynthese, Veränderungen von Organellen und Störung des Wasserhaushaltes
Wochen - Monate	Veränderungen des individuellen Reaktionszyklus	Verminderung der Widerstandsfähigkeit gegenüber Immissionseinwirkungen, frühzeitige Seneszenz
Monate – Jahre	Veränderungen der Population	Artenverschiebungen z. B. in Form von Vergrasung
Monate – Jahrzehnte	Ökologische Konsequenzen	Tiefgreifende Veränderungen von Ökosystemen, z. B. „Rauchblößen“

Abbildung 2-21 zeigt die Auswirkungen eines „klassischen“ Schadstoffemittenten auf die Artenzahl. Tabelle 2-6 fasst die möglichen Abfolgen schädigender Wirkungen von Luftschadstoffen zusammen.

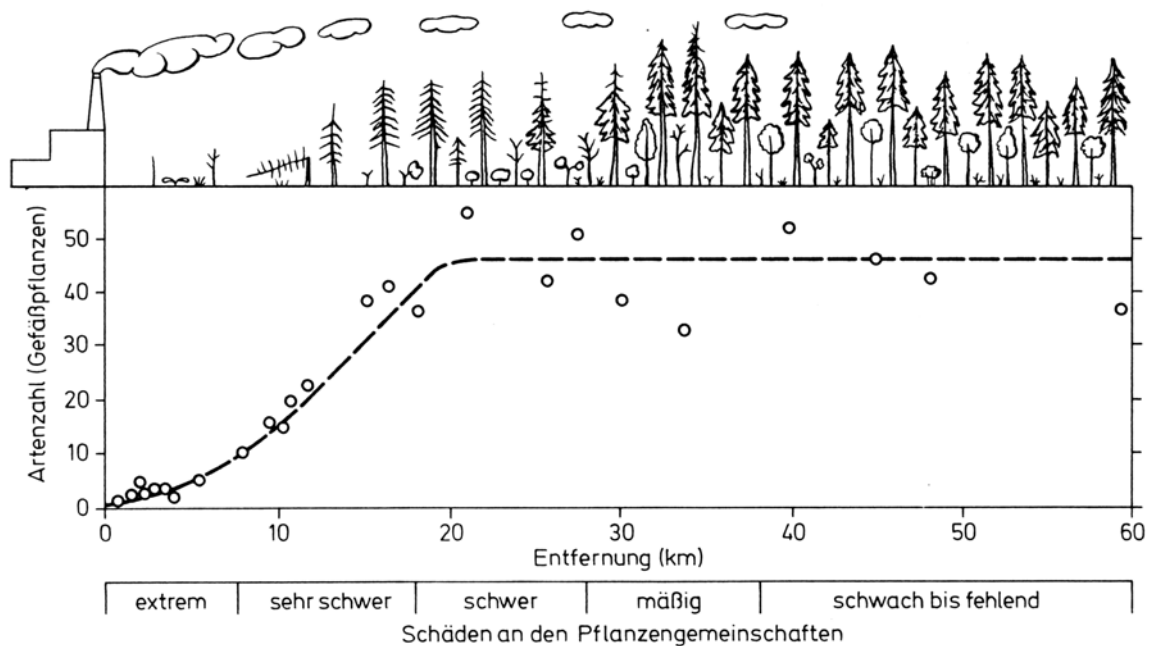


Abbildung 2-21: Auswirkung der SO₂-Abgase einer Eisenverhüttungsanlage auf boreale Nadelwälder in Canada (Ontario).

In der Nähe des Emittenten Absterben der Fichten und anderer Gefäßpflanzen, drastische Abnahme der Artenzahl (Strasburger 1991).

Tabelle 2-6: Mögliche Abfolgen schädigender Wirkungen von Luftschadstoffen.

Eine andauernde Einwirkung von Schadstoffen führt zu Zuwachs-/Ertragseinbußen und letztlich zum Tod.

Physiologische Schädigung von Blattorganen

Polare Komponenten lösen sich im Wasserfilm, unpolare können sich im Wachs der Kutikula lösen und dort anreichern. Ätzende Stoffe in Form von Staub, aber auch Ammoniak oder saure Gase in überhöhter Konzentration verletzen die Kutikula und können durch sie in das Blattinnere eindringen. Ein unkontrollierter Wasserverlust kann eine weitere Folge sein.

Auch die Funktion der Stomata kann durch Spurenstoffe beeinflusst werden, was zu (Wasser-)Stress führen kann: Eine Öffnungsstarre erlaubt einen ungebremsten Eintritt von Spurenstoffen in das Blattinnere und führt ebenfalls zu einem unkontrollierten Wasserverlust. Ein reflektorischer Schluss der Stomata verhindert – wie auch trockenheitsbedingtes Schließen – eine Wasseraufnahme über die Wurzel, die Transpiration und die CO₂-Aufnahme.

Beim Eintritt in das Blattinnere werden physiologische Vorgänge (z. B. Enzyme) gehemmt und Zellbestandteile verändert.

In der Atemhöhle können chemische Reaktionen, etwa zwischen Ethen, Terpenen und Ozon, stattfinden. In der Folge entstehen Radikale.

Nach dem Eindringen in die Zellen werden durch direkte Wirkung oder nach der Bildung von Radikalen Membranen und Organellen geschädigt und dadurch verschiedenste Stoffwechsel- und Transportvorgänge gestört. Zunächst treten noch keine sichtbaren Symptome auf. Konkret können im Blatt Photosynthese, Respiration und Transpiration, Enzymaktivitäten, Zellstoffwechsel, Zell- und Organellenstruktur, Permeabilität von Biomembranen beeinträchtigt sowie Pigment- und Stoffgehalte verändert werden. In der Wurzel kann die Knöllchenbildung durch Rhizobien sowie die Mykorrhizierung gestört werden.

**Sichtbare Blattschäden**

Der apoplastische Transport in Richtung Blattrand und Blattspitze erhöht dort die Konzentration und die Zellen werden vom Schadstoff „überwumpelt“. Eine „Überdosis“ zerstört das gesamte Gewebe von der Blatt- / Nadelspitze basalwärts. Folgen sind Verfärbungen, Chlorosen (Chlorophyllzerstörung z. B. nach Verlust des Mg), Gelbfleckigkeit, Vergilbung, Wasserflecken, die in Nekrosen übergehen, Phloemnekrosen oder Mesophyllschäden, Verlust von Pflanzenorganen (vorzeitige Alterung, Blattabfall).

Bei Koniferen - mit Ausnahme der Lärche! - gibt es immer mehrere Nadeljahrgänge. Die jüngsten Nadeln (Nadeljahrgang 1) sind physiologisch am aktivsten und erbringen den Hauptteil der Photosyntheseleistung, der Nadeljahrgang 2 nur mehr einen geringeren Teil. Bei Trockenstress werden daher die älteren Nadeln zuerst abgeworfen, um unnötigen Wasserverlust zu vermeiden; hierbei entsteht noch kein Schaden.

**Schädigung ganzer Pflanzen**

Der Ausfall der Photosynthese und weiterer lebensnotwendiger Stoffwechselvorgänge kann sich auf die ganze Pflanze auswirken. Die Folgen sind Veränderungen des Wachstums und der Entwicklung, eine erhöhte Anfälligkeit gegenüber biotischen und abiotischen Einflüssen, eine Verringerung der Reproduktionsfähigkeit und der Konkurrenzkraft, Ertrags- und Qualitätsminderungen sowie morphologische Veränderungen (Zwergwuchs, Verkrüppelungen, Krebsbildungen und Verkrümmungen). Bei akuten Dosen führt dies schließlich zum Absterben ganzer Pflanzen.

**Veränderung von Pflanzengemeinschaften**

Wenn in einer Pflanzengemeinschaft die empfindlichsten Arten oder Individuen geschädigt werden und absterben, verändert sich diese in ihrer Zusammensetzung. Im Falle der selektiven Abtötung von Koniferen aus Mischbeständen sprach man in den Zeiten klassischer „Rauchschäden“ von einer „Koniferenausräucherung“. Die Vergrasung von Waldbeständen kann durch überhöhte Stickstoffeinträge gefördert werden. Artenverarmung, Auftreten neuer Arten, Einfluss auf die Populationsgröße und Sukzession, Bestandesstruktur, Stoffflüsse und –kreisläufe können weitere Folge sein (Abbildung 2-22).

Abbildung 2-22: Immissionsschäden durch HF im Nahbereich eines Aluminiumwerkes.

Die empfindlichen Fichten in Werksnähe sind abgestorben. Die Fichten im Hintergrund werden durch die widerstandsfähigeren Erlen und Birken im Vordergrund („Rauchriegel“) etwas geschützt.

**2.6. Zusammenwirken von Luftschadstoffen**

Das Zusammenwirken von mehreren Stressoren und im Speziellen von Luftschadstoffen führt in der Regel zu anderen Wirkungen als die Summe der Einzelkomponenten.

In der freien Natur wirken meist mehrere Luftschadstoffe auf die Vegetation. Zumindest Ozon ist in relevanten Konzentrationen „allgegenwärtig“. Wenn schon nicht andere Luftschadstoffe gemeinsam einwirken, so sind es doch häufig andere Faktoren wie Trockenheit, Frost oder Schädlinge, die den Gesamtstress modifizieren.

Hinsichtlich der kombinierten Einwirkung von Luftschadstoffen kann man grundsätzlich zwischen additiver, synergistischer und antagonistischer Wirkung unterscheiden (Abbildung 2-23):

Additive Wirkung: Die kombinierte Einwirkung ergibt den gleichen Effekt wie die Summe der Einzelwirkungen.

Synergistische Wirkung: Die kombinierte Einwirkung hat einen stärkeren Effekt als die Summe der Einzelwirkungen.

So bewirkt die einzeln verabreichte Komponente A einen Zuwachsverlust von 5 cm (= Höhe eines Jungbaumes) und B einen Zuwachsverlust von 10 cm. Synergismus liegt vor, wenn beide Komponenten, zugleich oder aufeinanderfolgend einwirkend, einen Zuwachsverlust von mehr als 15 cm auslösen. Ozon und SO₂ wirken häufig synergistisch.

SO₂ oder andere saure Gase können die Nitratreduktase hemmen. Dadurch wird die Entgiftung von NO_x (Nitratreduktion) gehemmt, woraus eine synergistische Wirkung resultiert.

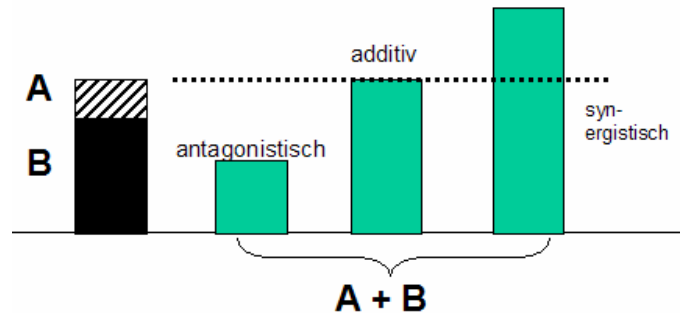
Antagonistische Wirkung: Die kombinierte Einwirkung löst einen geringeren Effekt aus als die Summe der Einzelwirkungen.

Ein Stressfaktor (Trockenheit, ein Luftschadstoff) bewirkt das Schließen der Stomata. Dadurch wird die Aufnahme eines weiteren Luftschadstoffes verhindert.

Ein Luftschadstoff kann sich auf die Entgiftungsmechanismen so auswirken, dass auch eine zweite Komponente effizienter entgiftet wird; etwa, wenn Komponenten des antioxidativen Systems verstärkt gebildet werden.

Abbildung 2-23: Antagonistische, additive und synergistische Wirkung der Stressfaktoren A und B.

Höhe der Balken: Wirkung, z. B. Beeinträchtigung der Photosynthese oder Reduktion des Höhenwachstums.



Ob die Wirkung bestimmter Schadstoffkombinationen als synergistisch oder antagonistisch zu interpretieren ist, hängt grundsätzlich auch davon ab, welche Nachweismethoden herangezogen werden: Die Messung der Atmung könnte theoretisch zu anderen Ergebnissen führen als die Bestimmung der Photosyntheseaktivität oder Beeinflussung der Trockensubstanz. Außerdem spielen externe Faktoren (Versuchsbedingungen) und pflanzeninterne Faktoren eine Rolle. Schließlich muss beachtet werden, dass nicht die ambienten Schadstoffkonzentrationen in den Versuchskammern, sondern die jeweils aufgenommenen Dosen entscheidend sind.

Alle diese Faktoren erklären, warum es keine einheitliche Antwort darauf geben kann, ob bestimmte Schadstoffkombinationen synergistisch, antagonistisch oder additiv wirken. Eine Rolle spielen auch die Konzentrationsniveaus, die Abfolge der Schadgaseinwirkung, die Pflanzenart und weitere Versuchsbedingungen.

Im Hinblick auf den Ertrag wirken SO_2 und NO_2 vorwiegend synergistisch. O_3 und SO_2 wirken ebenfalls vorwiegend synergistisch hinsichtlich Ertrag, Blattbildung und Wurzelwachstum. O_3 und NO_2 im Hinblick auf Ertrag und Biomasse wirken vorwiegend antagonistisch.

Ein Beispiel für ein Zusammenwirken von Luftschadstoffen war das Rauchschadensgebiet Arnoldstein/Ktn. (Abbildung 2-24).

Abbildung 2-24: Klassischer „Rauchscha-den“.

Im „Rauchscha-densgebiet“ Arnoldstein (Ktn.) entstanden in den 1970er Jahren massive Schäden durch die kombinierte Einwirkung von SO_2 , HF und Schwermetallen.

Im Zuge dessen degradierten die Wälder im unmittelbaren Einflussbereich des Emittenten.



Resümee: Die breite Palette der chemischen und physikalischen Eigenschaften sowie die aktuellen Konzentrationen von Luftschadstoffen beeinflussen ihre Wirkungen auf allen Ebenen der Ökosysteme. Sie wirken mit anderen Stressoren zusammen, sodass klare Dosis - Wirkungsbeziehungen in der Natur nur selten zu finden sind. Die Schädigungen sind vielfältig (gleiche Schadstoffe können verschiedene Symptome hervorrufen) und oft unspezifisch (mehrere Schadstoffe bzw. Stressoren können ähnliche Symptome erzeugen).

Literatur: DeKok und Stulen (1998), Guderian (2000), Heldt (2008), Hock und Elstner (1995), Hollemann-Wiberg (1985), Larcher (2001/2003), Raven et al. (2000), Treshow (1986), Weiler und Nover (2008).

3. Pflanzen wehren sich durch Vermeidung und Toleranz

Da viele Luftschadstoffe hochtoxisch sind und schon im ppb-Bereich Schäden hervorrufen, müssen die Pflanzen wirksame Wege zum Überleben finden.

Die Resistenz (= angeborene Widerstandsfähigkeit) einer Pflanze gegenüber der Wirkung von Luftschadstoffen kommt durch zwei grundsätzlich verschiedene Mechanismen zustande: Sie nimmt sie erst gar nicht auf (Vermeidung, engl. avoidance) oder sie kann sie entgiften (Toleranz, engl. tolerance).

Als unmittelbare Reaktion der Pflanzen auf Immissionseinwirkungen kann die Pflanze zunächst die Aufnahme verweigern. Misslingen diese Mechanismen, ist die Pflanze auf eine stoffwechselphysiologische Gegenwehr angewiesen, die die Schadstoffe in der Zelle unschädlich macht.

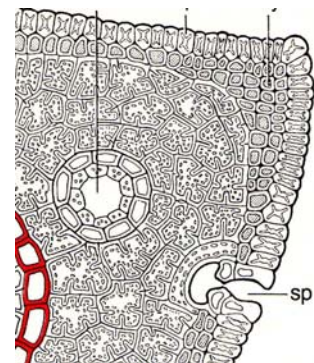
3.1. Vermeidung der Schadstoffaufnahme

Vermeidung der Aufnahme von Schadgasen über die Stomata

Der Schadstoff wird gar nicht erst aufgenommen. Man spricht auch von „Scheinresistenz“. Der Ausschluss kann geschehen durch:

- Schließen der Stomata. Der Nachteil ist, dass auch kein CO₂ aufgenommen und damit tagsüber keine Photosynthese betrieben werden kann. Mit dem Schließen der Stomata wird auch die Transpiration und mit ihr die Nährstoffaufnahme unterbunden.
- Abwurf der Blätter im Herbst. Er bietet keinen 100 %-igen Schutz, da auch eine Aufnahme über die Lentizellen möglich ist.
- Abwurf der ältesten Nadeln im Laufe des Jahres. Er vermindert z. B. bei Fichten und Kiefern die Schadgasaufnahme. Da die ältesten Nadeln – z. B. die Nadeljahrgänge 8 oder 9 - keinen nennenswerten Beitrag zur Ernährung eines Baumes leisten, ist ihr Abwurf eher ein Schutz vor zu hohem Wasserverlust.
- Die wenig gaswegigen Bereiche im Blattinneren von Koniferennadeln hemmen die Aufnahme ("Xeromorphie" = Nadelaufbau zum Schutz vor Austrocknung; Abbildung 3-1).

Abbildung 3-1: Spaltöffnung (sp) eine wenig „gaswegigen“ („xeromorphen“) Koniferennadel (Nultsch 1996).



Vermeidung der Aufnahme von Schadgasen über die Wurzeln

Eine Vermeidung der Aufnahme von Schadstoffen kann auch in den Wurzeln stattfinden. Zu den Mechanismen der Wurzeln zur Vermeidung zu hoher Salz- und Schwermetallaufnahme siehe Kapitel 12 bzw. Kapitel 16.

3.2. Toleranz durch Entgiftung

Die Zellen haben Handlungsbedarf, wenn ein Schadstoff ins Blattinnere eingedrungen ist. Zahlreiche Luftschadstoffe, etwa SO_2 und NO_x , können in zelleigene Komponenten umgewandelt werden. Sind Schadstoffe nicht abbaubar, kann es zu einer Anhäufung und zu einer Schädigung kommen. Etliche Xenobiotica (= Stoffe anthropogenen Ursprungs, die einem bestimmten Ökosystem von Natur aus fremd sind bzw. nicht im normalen Stoffwechsel der Pflanze auftreten, z. B. Arzneistoffe, Lösungsmittel, Pestizide u. a. Wirkstoffe sowie zahlreiche Luftschadstoffe) können jedoch auch entgiftet werden.

Die Toleranz gegenüber Luftschadstoffen beruht auf der Fähigkeit der Pflanzen, diese im Stoffwechsel zu entgiften. Die Entgiftung kann in verschiedenen Kompartimenten der Zelle stattfinden. Vielfach geschieht das in den Chloroplasten. In der Vakuole können schädigende oder unbrauchbare Stoffe „endgelagert“ werden. Hierfür stehen niedermolekulare Komponenten und Enzyme zur Verfügung.

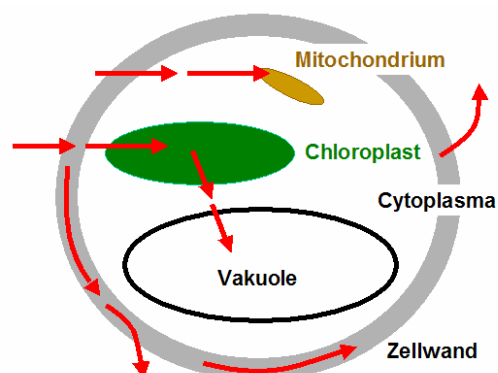
Folgende grundsätzliche Möglichkeiten der Entgiftung stehen den Pflanzen zur Verfügung:

- **Bindung:** Der Schadstoff wird gebunden oder unlöslich gemacht. Im Cytoplasma etwa werden aus Schwermetallen Chelate, Proteinkomplexe oder Phytochelatine gebildet. Schwermetalle können auch in der Zellwand gebunden werden. SO_2 kann als schwer lösliches Calciumsulfat bzw. Metallsalze durch Carbonsäuren gebunden werden.
- **Metabolisierung:** Der Schadstoff wird enzymatisch in zelleigene Komponenten wie Aminosäuren oder zumindest in weniger toxische Komponenten, z. B. Konjugate von Chlorkohlenwasserstoffen mit Glutathion-S-Transferase, umgewandelt.
- **Reduktion:** Eine oxidierende Komponente (ROS) wird durch Antioxidantien - z. B. Ascorbat - reduziert; SO_2 kann bis zum H_2S reduziert und als solches ausgeschieden werden, Stickstoffoxide werden zu Aminosäuren reduziert.
- **Oxidation:** SO_2 kann in das wesentlich weniger toxische Sulfat umgewandelt werden.
- **Pufferung:** Phosphat, Verbindungen mit freien Carboxylgruppen ($-\text{COOH}$), Aminogruppen ($-\text{NH}_2$) oder SH-Gruppen (Aminosäuren, Peptide, Proteine) können Säuren und Alkalien abpuffern.

Abbildung 3-2 zeigt - stark vereinfacht - Wege von Schadstoffen in der Zelle und wichtige Orte der Entgiftung in der Blattzelle.

Abbildung 3-2: Wege von Schadstoffen (rote Pfeile) in der Pflanzenzelle und wichtige Orte der Entgiftung in der Blattzelle.

Schadstoffe können auch in der Vakuole „endgelagert“ werden.



Die Entgiftung benötigt chemische Energie

Die Abwehr von pflanzentoxischen Komponenten ist energieaufwändig. Die notwendige Energie wird von Reduktionsäquivalenten (NADH, NADPH) und ATP bereit gestellt. NADPH und ATP dienen auch zur Synthese von Entgiftungsenzymen. Auch die Regeneration (Repair) geschädigter Pflanzenteile erfordert Energie. Der zusätzliche Aufwand an Energie schränkt die Produktionsleistung ein.

Zur Toleranz gegenüber Salzen siehe Kapitel 12, gegenüber Schwermetallen Kapitel 16.

Resistenz modifizierend sind das Entwicklungsstadium, das Immissionsmuster, Bodeneigenschaften, das Klima und biotische Interferenzen.

Resümee: Mit einer Reihe von sehr unterschiedlichen Mechanismen können sich die Pflanzen zumindest temporär vor Immissionseinwirkungen schützen. Die Resistenz wird von inneren und äußeren Faktoren gesteuert. Es gibt keine absolute Resistenz.

Literatur: DeKok und Stulen (1998), Dässler (1991), Hippeli und Elstner (1996), Hock und Elstner (1995), Weiler und Nover (2008), Treshow (1986).

4. Immissionen werden mit unterschiedlichen Methoden erfasst

Die Veränderungen an Pflanzen oder ihren Organen durch Luftschadstoffe können mit bestimmten Methoden mehr oder weniger schadstoffspezifisch nachgewiesen werden.

Methoden zum Nachweis von Immissionsschäden an der Vegetation

- Vorbereitende Arbeiten: Feststellung in Frage kommender Emittenten bzw. Emissionsstoffe, meteorologische Daten (z. B. für eine windrichtungsabhängige Auswertung der Schadstoffkonzentrationen) bzw. Klimadaten.
- Messung der in Frage kommenden Luftschadstoffe.
- Untersuchungen der Vegetation: Makroskopische und mikroskopische Beurteilung von immissionsbedingten Symptomen, chemische Pflanzenanalyse auf die in Frage kommenden Schadstoffe und „Wertstoffe“ (z. B. Stärke).
- Bodenuntersuchungen: Bodeneigenschaften (z. B. pH-Wert), Schadstoffgehalte.
- Ertragsermittlungen, z. B. Zuwachsmessung in Waldbeständen.

Immissionsmessung und Bioindikation sind grundsätzlich unterschiedliche Methoden (Abbildung 4-1).

4.1. Immissionsmessung

Mit der Immissionsmessung kann man von Schadstoffkonzentrationen bzw. Schadstoffeinträgen auf mögliche Schädigungen oder Schäden oder auf ein Risiko schließen, wenn wirkungsbezogene Grenzwerte überschritten werden.

Immissionsmessungen dienen der Ermittlung

- der Luftqualität hinsichtlich forstlich relevanter wirkungsbezogener und normativer Grenzwerte bzw. der Einhaltung von Grenzwerten. Voraussetzung für eine Grenzwertüberprüfung sind entsprechend empfindliche Nachweismethoden im ppb-Bereich.
- von Immissionsmustern und zeitlichen Trends.
- der Ausbreitung von Schadstoffen.
- der Auswirkung von Luftreinhaltemaßnahmen.
- der Belastung bestimmter genutzter Flächen zur Abschätzung der möglichen Gefährdung.
- der Quellen von bestimmten Schadstoffen.
- der Auswirkung austauscharmer Wetterlagen auf Schadstoffkonzentrationen.

Man unterscheidet zwischen registrierenden (= aufzeichnenden) und integrierenden ("summierenden") Messmethoden. Die apparative Messung von Luftschadstoffkonzentrationen wird in der Regel mit dauerregistrierenden Messgeräten durchgeführt. Routinemäßig werden in Österreich zum Schutz der Vegetation SO₂, NO_x und Ozon gemessen (die Daten ab 1990 werden im Umweltbundesamt zentral gespeichert). Relativ billig ist die Messung mit Passivsammlern. Nasse Absetzdepositionen (Regen, Schnee) werden mit Bulk-Sammlern oder WADOS-Sammlern („Wet and Dry Only Sampler“) gewonnen.

4.1.1. Registrierende Routinemessmethoden

Die Immissionsmessung stellt hohe Anforderungen an die Messgeräte: Es müssen wenige Schadstoffmoleküle auf 1 Milliarde „Luftmoleküle“ erfasst werden können. Die Messprinzipien für die wichtigsten Schadstoffe sind aus Tabelle 4-1 zu ersehen.

Registrierende Geräte mit Luftansaugung: Mit Luftschadstoffmessgeräten werden Konzentrationen kontinuierlich erfasst, die Werte über eine halbe Stunde mit einem Integrator gemittelt und

gespeichert. Ein Schreiber zeichnet die Momentanwerte auf. Das Gerät selbst ist mit einer Probeansaugung mit Staubfilter, einer Messzelle, einem Verstärker und einer meist digitalen Messwertanzeige ausgestattet. Die Geräte verfügen ferner über eine interne Kalibriereinheit. Ein Messcontainer ist ausgestattet mit: Luftschadstoffmessgeräten und Zubehör (Messwertintegrator zur Bildung von Halbstundenmittelwerten), meteorologischen Messgeräten, ggf. Datenfernübertragung, Stromversorgung, Blitzschutz, Erdung, Sicherung gegen Wind, Thermostat (Abbildung 4-2).

Abbildung 4-1: Schematische Darstellung eines registrierenden Messgerätes.

0: Null-Luft (= mit Aktivkohle gereinigte Luft)

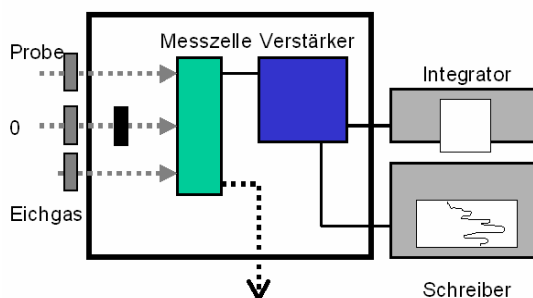


Abbildung 4-2: Luftmess-Station.

Zur Gewährleistung der Betriebssicherheit sind neben einem Thermostat Erdung, Blitzschutz und Abspannungen gegen Sturm erforderlich.

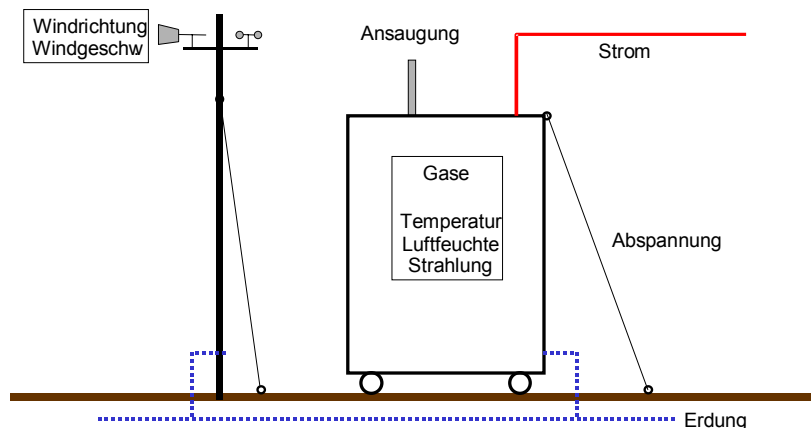


Tabelle 4-1: Messprinzipien für Konzentrationsmessungen.

Komponente	Messprinzip
SO ₂	UV-Fluorimetrie: SO ₂ -Moleküle absorbieren UV-Strahlung, die nach der Bestrahlung als längerwelliges Licht wieder abgegeben wird (Fluoreszenz). Dieses Licht ist der SO ₂ -Konzentration proportional und wird gemessen. Kalibrierung mit SO ₂ aus Permeationsröhrchen.
Ozon	UV-Absorption: Die Schwächung von UV-Licht ist zum Ozongehalt proportional und wird gemessen. Kalibrierung mit einer UV-Lampe.
NO _x	Chemolumineszenz: Bei der Reaktion von NO mit Ozon entsteht Licht. Die Lichtintensität ist zur NO _x -Konzentration proportional. Um auch NO ₂ messen zu können, muss es zuerst in NO umgewandelt werden. Kalibrierung mit NO ₂ -Eichgas.
Staub	β-Absorption nach Durchsaugen der Probeluft über ein Filterband.
H ₂ S	Konvertierung zu SO ₂ (keine Routinemethode).
NH ₃	Konvertierung von NH ₃ zu NO (keine Routinemethode).
NMHC	Gaschromatographie.

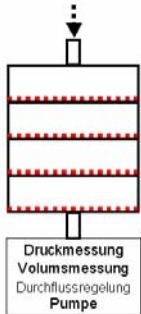
4.1.2. Nicht registrierende Messmethoden

Einige integrierende Messmethoden sind aus Tabelle 4-2, die Vor- und Nachteile gegenüber registrierenden Methoden aus Tabelle 4-3 zu ersehen.

Tabelle 4-2: Nicht registrierende Messmethoden.

Die Expositionszeit beträgt bei den Methoden ohne Luftansaugung meist 1-4 Wochen. Bei den Methoden mit Luftansaugung u. U. auch nur wenige Stunden.

Methoden ohne Luftansaugung	bestimmbar
Diffusionsröhrchen und Badge-Sammler	Die Komponenten werden an einer Senke (in der Skizze rot gefärbt) absorbiert und nach der Exposition z. B. ionenchromatographisch analysiert. Messbar: SO_2, NH_3, NO_2, O_3-Konzentrationen   Diffusions- röhrchen Badge-Sammler
IRMA-Verfahren	Vom VDI-genormtes Verfahren zur Messung der Immissionsrate, bei der verschiedene Gase an einer absorbierenden Oberfläche gebunden werden können. Messbar: Cl-, SO_2, NO_2, F-Immissionsraten.
SAM-Verfahren (surface active monitoring)	Verwendung eines absorbergetränkter Rundfilters oder eines Kunststoffnetzes. Messbar: SO_x, NO_2, NH_3, F, Cl-Immissionsraten.
Bleikerzen und Barytlappen (SO_2), Ozon- und NO_x -Kerzen, Ozon-Papiere	Veraltete Methoden, bei der Tonzylinder mit absorbierenden Gazestreifen oder Filtern umwickelt werden. Mit Indigo getränkte Ozonpapiere können auch ohne Tonzylinder exponiert werden. Messbar: SO_2, NO_x, Ozon; Immissionsraten.

Methoden mit Luftansaugung	bestimmbar
Filterstacks Hintereinander geschaltete Filter, die bestimmte Komponenten spezifisch absorbieren; nachfolgende Analyse z. B. mittels Gaschromatographie.	 Teflon: Aerosole Nylon: Anionen / HNO_3 KOH: Anionen / SO_2 Oxalsäure: Kationen / NH_3 Messbar: Aerosole (HNO_3, Anionen/SO_2, Kationen/NH_3).

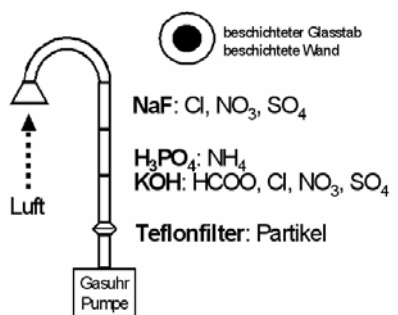
Denuder (Thermodiffusionsabscheider) Spezifische Trennung in einem Ringspalt-Rohrsystem aufgrund unterschiedlicher Diffusionsgeschwindigkeiten von Partikeln bzw. Aerosolen; nachfolgende Analyse z. B. mittels Gaschromatographie.	
Adsorptionsröhrchen	Röhrchen, die mit spezifischen Adsorbentien gefüllt sind; nachfolgende Analyse z. B. mittels Gaschromatographie. Messbar: Flüchtige Kohlenwasserstoffe und Derivate.
Silberkugelabsorptionsverfahren	Vom VDI genormtes Verfahren Messbar: Fluoride.

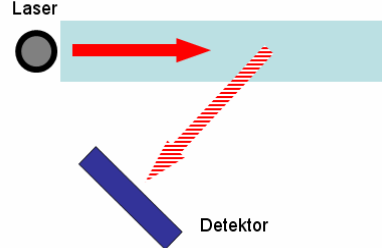
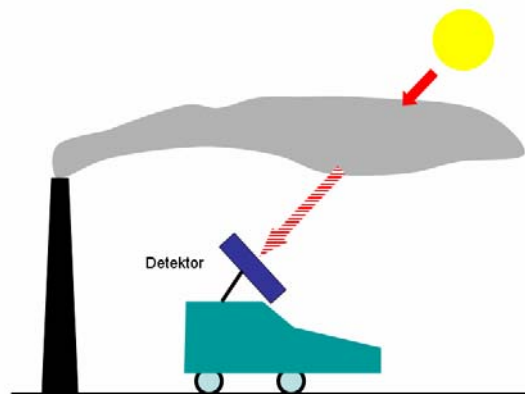
Tabelle 4-3: Vor- und Nachteile von registrierenden und integrierenden Luftschadstoffmessmethoden.

	Vorteile	Nachteile
Registrierende Methoden	Hochauflösend. Grenzwert-überprüfungen sowie eine Auswertung gemeinsam mit meteorologischen Daten sind möglich.	Kostspielig durch Messcontainer, Geräte, Datenübertragung, Auswertung der Daten und die laufende Betreuung.
Integrierende Methoden	Geräte und Analysen sind relativ billig, netzunabhängig und einfach zu handhaben. Für einen "groben Überblick" (Belastungsschwerpunkte in einem Untersuchungsgebiet) ist ihre Genauigkeit ausreichend, ein "flächendeckender" Einsatz ist möglich.	Sie liefern nur einen Mittelwert über einen relativ langen Zeitraum. Eine Zuordnung zur Windrichtung und eine Grenzwertüberprüfung (TMW, HMW) sind nicht möglich. Der Ausfall eines einzigen Messwertes ist der Ausfall über die gesamte Expositionszeit. Gegen extreme Witterung sind diese Messeinrichtungen empfindlich.

4.1.3. Remote Sensing Methoden zur Messung von Spurenstoffen in der Luft

Remote Sensing ist Fernerkundung aus der Luft bzw. die Übermittlung von Informationen über entfernte Objekte z. B. zur Erforschung der Erdoberfläche und der Atmosphäre, d. h. spektroskopische Messungen in der freien Natur. Die Messanordnung entspricht im Prinzip der photometrischen Messung im Labor: Lichtquelle - definierte Wegstrecke mit Außenluft gefüllt - Detektor. Bei Lichtdurchtritt durch die Probe erfolgt Absorption (Transmissionsmessung) oder Streuung (Rückstreuungs- bzw. Reflektionsmessung). Gemessen wird die mittlere Konzentration in einer Wegstrecke. Typisch für Remote Sensing Methoden ist, dass es keine "Blindwertküvette" gibt. Basis ist das Lambert - Beersche Gesetz bzw. die Konzentrationsbestimmung aus der Änderung der Lichtintensität am Detektor und der Weglänge des Lichtstrahls. Die Messanordnungen sind sehr teuer und nicht für den Routinebetrieb in einem Messnetz gedacht. Sie sind für spezielle Fragestellungen geeignet. Die in Tabelle 4-4 angeführten Remote-Sensing Methoden kommen zur Spurenstoffanalyse in Betracht.

Tabelle 4-4: Remote-Sensing Methoden zur Spurenstoffanalyse.

DOAS (Differential optical absorption spectroscopy) Prinzip. Messung der Absorption einer Wegstrecke bei komponentenspezifischen Wellenlängen. Von der Lichtquelle (Xenon-Lampe; 200-700 nm) wird der Lichtstrahl über einen Reflektor zum Detektor geführt. Messbar: SO₂, NO_x, H₂O, O₃, HNO₂ und CH₂O.	
LIDAR (Light detecting and ranging) Prinzip: Messung der Rückstreuung einer gepulsten Laserstrahlung (die z. B. von einem Flugzeug ausgesandt wird) mit Hilfe eines Detektors. Messbar: z. B. Ozon, NO_x und Aerosole.	
Korrelationsspektrometrie Prinzip: Messung der Transmission vom Boden aus - z. B. von einem KFZ aus - und Detektion der „Vertikalsumme“. Prinzip: Schwächung der Sonnenstrahlung z. B. durch SO₂. Messung bei zwei Wellenlängen: bei einer Wellenlänge absorbiert SO₂, bei der anderen nicht. Man kann diese Methode zum Verfolgen von Rauchfahnen anwenden.	

4.1.4. Depositionsanalysen

Untersuchungen der nassen und trockenen Absetzdeposition dienen dazu, Schadstoffeinträge zu bestimmen und in Waldökosystemen Stoffkreisläufe verschiedener Spurenstoffe zu erforschen.

Auffanggefäße für Eintragsmessungen (Staub und nasse Absetzdepositionen)

Integrierende Luftschadstoffmessungen von nassen Depositionen sind Bestandteil des Immissionsmonitorings der meisten österreichischen Bundesländer. Probenahmefrequenz: Ereignisweise, wöchentlich oder 14-tägig.

- Bulksammler (Abbildung 4-3 oben) sind stets offen gehaltene Auffangbehälter, in denen nasse und trockene Absetzdepositionen, also Regen und Schnee, aufgefangen werden.
- Absetzstaub wird mit Bergerhoff-Bechern (= Weck-Gläsern) gesammelt.
- WADOS-Sammler (Wet and dry only Sammler; Abbildung 4-3, unten) sind sensorgesteuerte Sammler mit je einem Gefäß für nasse und trockene Absetzdeposition. Je nach Niederschlagssituation wird eines der beiden Gefäße offen gehalten.
- Die Werbung der „okkulten Deposition“ erfolgt mit Nebelsammlern. Neben passiven Sammelvorrichtungen (Teflonschnüre, an denen sich Nebel abscheiden kann, mit einer Sammelvorrichtung) gibt es die aufwändigeren aktiven Nebelsammler, bei denen Nebel durch einen Kanal gesaugt und ebenfalls an Teflonschnüren abgeschieden wird (Abbildung 4-4).

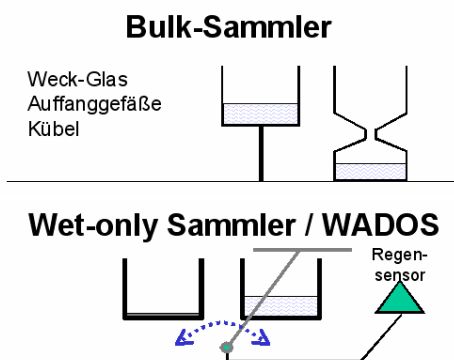


Abbildung 4-3: Bulk- und WADOS-Sammler.

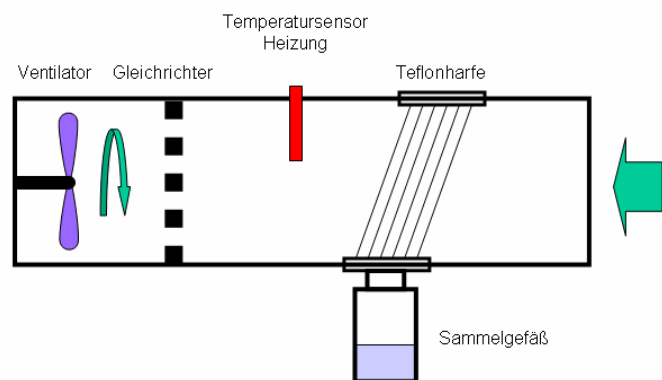


Abbildung 4-4: Automatischer Nebelsammler.

4.2. Erfassung von Stoff-Flüssen in Waldbeständen

Oft sind für einen Standort nicht nur Schadstoffkonzentrationen und Niederschlagshöhen von Interesse, sondern wesentlich mehr Parameter, nämlich solche, die den Input, innere Umsetzungen, den Output sowie die Belastungssituation und ihre Entwicklung beschreiben. Zur Berechnung von Stoff-Flüssen sind Input- und Outputmessungen sowie Messungen von internen Umsetzungen notwendig. Die Flächeneinrichtung für Stoff-Flussmessungen ist in Tabelle 4-5 angeführt.

Tabelle 4-5: Flächeneinrichtung für Stofffluss-Messungen.

Gegenstand der Messungen	Notwendige Geräteausstattung Messparameter
Qualität und Quantität der trockenen und nassen Absetzdeposition	15 Bulksammler im Waldbestand, 3 Bulk-Freilandsammler pro Freifläche Niederschlagsmenge, chemische Parameter (Ionen) im Niederschlag
Stammabfluss	3-5 Stammabfluss-Sammeleinrichtungen pro Fläche, Niederschlagsmenge; chemische Parameter (Ionen) im Niederschlag
Streufall	Mindestens 5 Streusammler pro Fläche Menge, chemische Zusammensetzung der Streu
Qualität und Quantität der Bodenlösung	Saugsondenanlagen (Plattenlysimeter), Saugkerzen Menge und chemische Zusammensetzung der Bodenlösung
Qualität und Quantität des Gebietsabflusses	Messwehr im Vorfluter am tiefsten Punkt des Einzugsgebietes Menge und chemische Zusammensetzung

Im Rahmen der Waldschadensforschung, der Untersuchung von Stoffausträgen und der Bodendauerbeobachtung ist die Erfassung von Stoff-Flüssen von wesentlicher Bedeutung. Hierbei werden Stoffeinträge und Stoffausträge erfasst. Langfristige Untersuchungen geben quantitative Hinweise auf

- Stoffinput und -output, differenziert nach Kronenraum und Boden,
- Umsetzungen im Kronenraum und
- Bodenveränderungen.

Sie können auch Grundlage für Modellierungen und für eine langfristige Abschätzung von ökologischen Veränderungen oder Schädigungen sein.

Freilandniederschlag bzw. Niederschlagsdeposition (FN) ist jener Niederschlag, welcher oberhalb der Krone bzw. außerhalb des Bestandes eingetragen wird. Er wird meist mit Bulk-Sammlern gesammelt.

Kronendurchlass: Niederschlag, der nach dem Durchfallen durch die Baumkronen direkt in den Boden eingetragen wird.

Stammablauf: Niederschlag, der nach dem Abfließen über den Stamm in den Boden eingetragen wird. In Buchenbeständen ist der Stammablauf sehr hoch, in Nadelholzbeständen gering.

Der **Bestandesniederschlag** (BN) ist jener Niederschlag, welcher in den Waldboden eingetragen wird bzw. die Summe aus trockener und nasser Freilanddeposition (FN), der Kronen-Regen-Interaktionen bzw. Kroneninterzeption (I) und einem komponentenspezifischen Quellterm (Qx):

$$BN_x = FN_x + I_x + Q_x$$

Der Quellterm Qx für die Komponente x kann positiv - bei Auswaschung der Komponente aus Pflanzen - oder negativ - bei Aufnahme durch die Krone – sein. Für Na, S und Cl ist der Quellterm vernachlässigbar (ca. = 0).

Der Teilfluss in den Boden (TB) ergibt sich aus der Differenz aus Eintrag und dem Austrag und führt damit zur Anreicherung (Tabelle 4-6, Abbildung 4-5):

$$TB = (KT + SA + BF + TD + WU) - AW - WA$$

Stoffflüsse und deren Messung im Wald

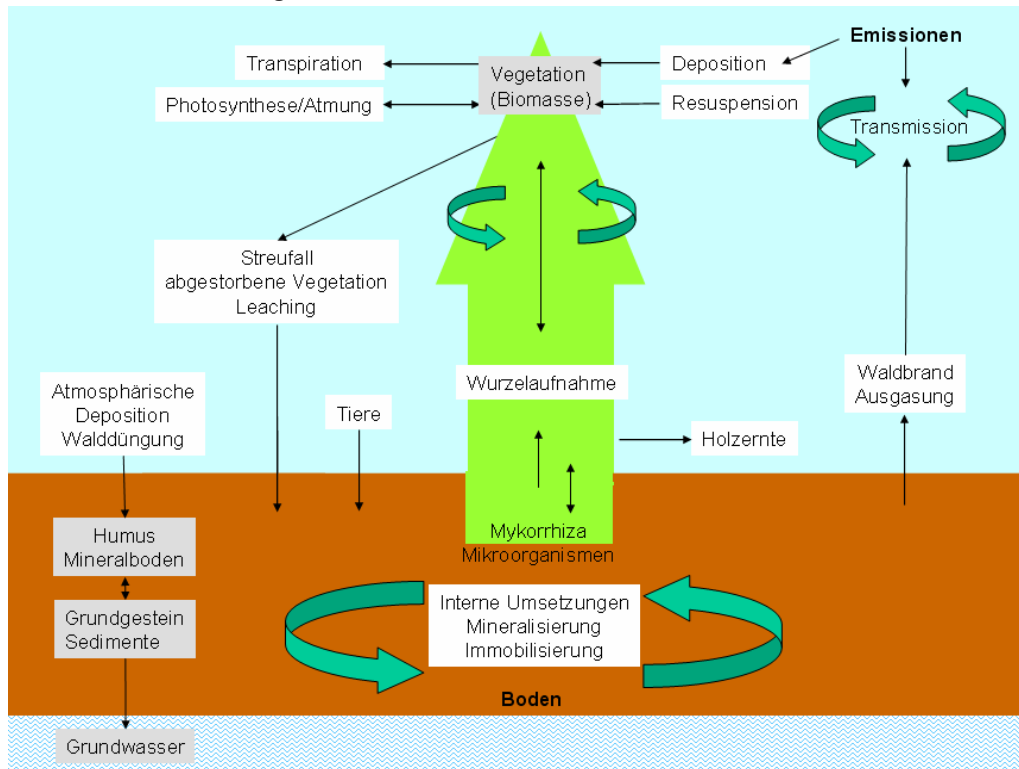


Abbildung 4-5: Stoff-Flüsse in Waldökosystemen.

Tabelle 4-6: Teilflüsse in Waldökosysteme.

Teilflüsse	Abkürzung	Messung
Einträge (+)		
Kronendurchlass	+KT	Bulk-Sammler (gemeinsam mit TD)
Stammablauf	+SA	Stammrinne und Sammelgefäß
Blattfall	+BF	Streusammler, Streuanalyse
Trockene Deposition auf den Boden	+TD	Bulk-Sammler
Wurzelausscheidungen in den Boden	+WU	
Austräge (-)		
Auswaschung aus dem Boden	-AW	Lysimeter
Aufnahme aus dem Boden via Wurzel	-WA	Tracer
Teilfluss in den Boden	-TB	Berechnung aus Gleichung (s. o.)

Die Auswaschbarkeit von Metaboliten aus Blattorganen wird beeinflusst durch Blatteigenschaften, Benetzbarkeit, Wachsschicht, Behaarung, Entwicklungsstadium der Blattorgane und vom Ernährungszustand. Äußere Einflussfaktoren sind: pH-Wert des Regens (niedrige pH-Werte bewirken eine relativ hohe Auswaschung), Andauer und Intensität des Regenereignisses und meteorologische Parameter, v. a. die Temperatur.

Abbildung 4-6: Immissionsmessung und Bioindikation.

Immissionskonzentrationen werden mit registrierenden Messgeräten gemessen, die in einem Container untergebracht werden. Die meteorologischen Messungen dienen u. a. zur Feststellung der Herkunft der Schadstoffe. Welsches Weidelgras, ein Akkumulations-Indikator für mehrere Schadstoffe, wird unter genormten Bedingungen exponiert (Vordergrund).

**Ermittlung von Spurengasflüssen mit der Eddy-Kovarianzmethode**

(eddy: englische Bezeichnung für Wirbel) Mit dieser Methode können Impuls-, Wärme- und Spurengasflüsse festgestellt werden. Dabei werden die Fluktuationen der vertikalen Windgeschwindigkeit und der Spurengaskonzentrationen korreliert („Eddy-Korrelation“), woraus sich die Flüsse der zu untersuchenden Spurengase direkt ableiten lassen. Für bestimmte Komponenten (z. B. Aerosole) sind neben den Konzentrationen auch die Depositionsgeschwindigkeiten einzubeziehen.

4.3. Bioindikation

Mit der Bioindikation wird - im Gegensatz zur Luftschadstoffmessung - von einem Pflanzenschaden oder von einer Schadstoff-Akkumulation auf die (Ein-)Wirkung von Immissionen geschlossen.

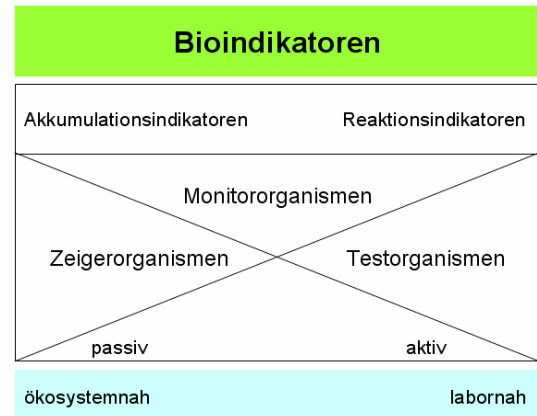
Bioindikation im engeren Sinne ist der Einsatz von Pflanzen, mit deren Hilfe Einwirkungen und/oder Wirkungen von Luftschadstoffen angezeigt werden können (Abbildung 4-7).

Pflanzen können auf Schadstoffeinwirkungen im Prinzip in zweifacher Weise reagieren:

- **Wirkung:** Empfindliche Spezies zeigen eine sichtbare, messbare oder taxierbare Wirkung etwa in Form von Blattverlusten, Nekrosen oder Vergilbungen (Wirkungsindikatoren). Rückschlüsse auf bestimmte Luftverunreinigungen sind unter bestimmten Umständen möglich.
- **Schadstoff-Anreicherung:** Weniger luftschadstoff-empfindliche Pflanzen können Schadstoffe wie Fluor, Schwefel, Chlor oder Schwermetalle bis zu einem gewissen Grad ohne sichtbare Schädigung speichern, wodurch sich der natürliche Gehalt erhöht (Akkumulationsindikatoren). Rückschlüsse auf bestimmte Luftverunreinigungen sind möglich, ein unmittelbarer Rückschluss von Blattspiegelwerten auf den mittlere Konzentrationen und den Schädigungsgrad jedoch nicht. Bei extrem hohen Dosierungen verhindern Gewebeschädigungen das weitere Eindringen von Schadstoffen, sodass der Schadstoffgehalt nicht weiter ansteigt.

Abbildung 4-7: Bioindikatoren.

Etliche Methoden – z. B. die Auswertung der Akkumulation mittels Welschem Weidelgras, Flechtenkartierung und Flechtenexposition - wurden vom Verein Deutscher Ingenieure (VDI) genormt. Tabelle 4-7 gibt einige Beispiele für Akkumulations- und Wirkungs-Indikatoren, Tabelle 4-8 die unterschiedlichen Empfindlichkeiten verschiedener Baumarten gegenüber einigen Luftschadstoffen wieder.

**Tabelle 4-7: Geeignete Akkumulations- und Wirkungsindikatoren.**

Schadstoff	Akkumulations-Indikatoren	Wirkungs-Indikatoren
Ethen	Keine Akkumulation	Petunie, Salat, Tomate
HCl / Cl ₂	Graskultur, Klonfichte (VDI, standardisierte Exposition)	Spinat, Bohne, Salat, Mais, Holunder, Flieder
HF	Graskultur, Gladiolen, Klonfichten (VDI, standardisierte Exposition); Buche	Gladiole, Klonfichte (VDI; standardisierte Exposition); Schwertlilie, Tulpe, Begonie, Klee
H ₂ S	-	Douglasie
NO ₂	Fichte und Buche (bedingt)	Klee, Petunie, Spinat, Sellerie, Tabak; Buschbohne*, Ackerbohne*
NH ₃	Fichte (bedingt)	Grünkohl
O ₃ (als Leitsubstanz für Photooxidantien)	keine Akkumulation	Tabak Bel W 3 (VDI; standardisierte Exposition); Weißklee, Sojabohne; Esche; Spinat*, Rotklee*, Radieschen*, Buschbohne*, Kleine Brennessel*
Peroxyacetylnitrat (PAN)	(Grünkohl)	1-jähriges Wiesen-Rispengras, Kleine Brennessel*
PAH, PCDD/F, chlororgan. Verbindungen	Graskultur, Grünkohl (VDI, standardisierte Exposition); Klonfichte	Epiphytische Flechten [#] (VDI)
Radionuklide	Rentierflechte, isländisches Moos	-
Schwermetalle	Graskultur, Torfmoos (VDI, standardisierte Exposition: Pb); Grünkohl, Klonfichte, Robinie; Pb: Fichte; Ahorn, Buche, Birke, Robinie; Cd, Pb, Zn: Holunder	Epiphytische Flechten [#] (Thallusschädigung)
SO ₂	Graskultur, Klonfichte (VDI, standardisierte Exposition); Buche, Ulme, Erle, Linde, Birke; diverse Koniferen	Klonfichte (VDI: standardisierte Exposition) Diverse Koniferen; Luzerne, Buchweizen, Großer Wegerich; Rotklee*, Buschbohne*, Ackerbohne*, (Spinat*), (Radieschen*)
Staub		Kresse
Verunreinigte Luft	Klonfichte (VDI, standardisierte Exposition)	Epiphytische Flechten [#] und Moose [#] (VDI); Kiefer; Klee, Wegerich

VDI: Vom Verein Deutscher Ingenieure genormte Verfahren

* Verwendung in „Bioindikatorfächern“

auch für Kartierungen einsetzbar

Tabelle 4-8: Empfindlichkeit verschiedener Baumarten gegenüber Luftverunreinigungen.

	SO ₂	HF	NH ₃	HCl / Cl ₂		SO ₂	HF	NH ₃	HCl / Cl ₂
Koniferen					Laubbäume				
<i>Abies alba</i>	+++	+++	++	+++	<i>Acer campestre</i>	-	+	+	
<i>Larix decidua</i>	++	++	++	++	<i>Acer platanoides</i>	-	-	+	++
<i>Picea abies</i>	+++	+++	++	+++	<i>Acer pseudoplatanus</i>	+	+	++	
<i>Picea omorica</i>	+++			++	<i>Aesculus hippocastanum</i>		+		
<i>Picea pungens</i>	+	+			<i>Alnus glutinosa</i>		+		+++
<i>Pinus mugo</i>	+	+	+		<i>Betula pendula</i>	++	+	++	
<i>Pinus nigra</i>	+	++	+	+	<i>Carpinus betulus</i>	++	++	+++	+++
<i>Pinus strobus</i>	++	++		++	<i>Fagus sylvatica</i>	+	+	++	++
<i>Pinus sylvestris</i>	+++	++	++	+++	<i>Platanus acerifolia</i>	-	+	+	
<i>Pseudotsuga menziesii</i>	++				<i>Populus alba</i>	++			
<i>Taxus baccata</i>	++	++			<i>Populus tremula</i>	+			+
					<i>Quercus rubra</i>	-	+	-	++
					<i>Robinia pseudoacacia</i>	-	+	+	+
					<i>Sorbus aucuparia</i>	++			
					<i>Tilia cordata</i>	++	++	+++	
					<i>Tilia platyphyllos</i>	++		+++	
					<i>Ulmus glabra</i>	+			

- sehr wenig empfindlich; + wenig empfindlich; ++ empfindlich; +++ sehr empfindlich

Schubert R. 1991: Bioindikation in terrestrischen Ökosystemen. Gustav Fischer Jena.

Anforderungen bzw. Qualitätsmerkmale für Bioindikationsmethoden:

- **Exaktheit:** Die Veränderungen können quantitativ erfasst werden, z. B. in Form von Schwefelgehalten in Blattorganen.
- **Spezifität:** Eine spezifische Methode liegt vor, wenn die Reaktionen einem Umweltfaktor zugeordnet werden können; Beispiel: Erhöhung des Fluorgehaltes durch HF-Einwirkungen. Von einer unspezifischen Bioindikation spricht man, wenn gleiche Reaktionen durch verschiedene Faktoren hervorgerufen werden, z. B. Nadelverlust durch verschiedene Luftschadstoffe.
- **Empfindlichkeit** ist die Fähigkeit, unterschiedlich starke Belastungen durch Umweltfaktoren (Luftschadstoffe) durch deutliche Reaktionen bzw. Reaktionsstufen widerzuspiegeln. Beispiel: Punktierungen an Tabak Bel W 3 nach einer Ozoneinwirkung.
- **Gültigkeit** und **Reproduzierbarkeit:** Die Ergebnisse sind räumlich und zeitlich übertragbar bzw. wiederholbar.
- **Repräsentanz:** Die Ergebnisse einer Organismenart gelten auch für andere Organismen.

Bei den Versuchsanordnungen ist zu beachten, dass die Untersuchungsindividuen beim aktiven Monitoring genetisch übereinstimmen.

Zeigerorganismen und Monitororganismen

Zeigerorganismen zeigen als passive Bioindikatoren ökologische Bedingungen und deren Änderungen an. Sie lassen Aussagen über Zustände im Ökosystem zu, z. B. auf pH-Werte oder Schwermetallgehalte im Boden. Sie reagieren aufgrund ihrer speziellen Lebensansprüche auf Veränderungen in ihrem Milieu, indem sie verkümmern, verschwinden (z. B. Flechten in Immissionsgebieten) oder üppiger wachsen (z. B. Brennesseln bei erhöhten Stickstoffeinträgen). Mit ihnen können Einflüsse von Luftschadstoffen qualitativ und quantitativ ermittelt werden. Bei den terrestrischen Bioindikatoren können Flechten, Moose, landwirtschaftliche Kulturpflanzen und Bäume herangezogen werden (Tabelle 4-9).

Tabelle 4-9: Zeigerpflanzen für verschiedene Umweltfaktoren.

Zeigerpflanze	Deutsche Bezeichnung	Hinweis auf
<i>Lichenes spec.</i>		Starke Verhagerung, Säure, Trockenheit
<i>Calluna vulgaris</i>	Gewöhnliches „Heidekraut“	Verhagerung, Versauerung
<i>Vaccinium myrtillus</i>	Heidelbeere	Starke Versauerung, Licht
<i>Deschampsia flexuosa</i>	Draht-Schmiele	Verhagerung
<i>Blechnum spicant</i>	Gewöhnlicher Rippenfarn	Säure, frische Standorte, hohe Luftfeuchte
<i>Geranium robertianum</i>	Stink-Storchschnabel	Stickstoff
<i>Urtica dioica</i>	Gewöhnliche Brennessel	Stickstoff
<i>Corydalis spec.</i>	Erdrauchgewächse	Nitrat; lockere, frische Böden
<i>Pteridium aquilinum</i>	Adlerfarn	Wechselfeuchte, Säure, Licht
<i>Juncus spec.</i>	Binsengewächse	Oberflächenverdichtung
<i>Carex pendula</i>	Riedgrasgewächse	Feuchtigkeit, „bewegtes“ Bodenwasser
<i>Cirsium oleraceum</i>	Kohldistel	Quellnässe
<i>Eriophorum vaginatum</i>	Riedgrasgewächse	Nässe, Torf, Säure, Licht
<i>Vaccinium uliginosum</i>	Moor-Nebelbeere	Nässe, Säure

Flechten sind Zeigerpflanzen. Sie wachsen epiphytisch und sind gegenüber Luftverunreinigungen aus folgenden Gründen sehr empfindlich bzw. oft empfindlicher als höhere Pflanzen: Der minimale Chlorophyllgehalt hat eine niedrige Stoffwechselrate und langsames Wachstum zur Folge; die Regenerationsfähigkeit ist beschränkt und ihr Gedeihen von der Wasserzufuhr über die Luft und den Niederschlag abhängig. Flechten haben keine Kutikula, sodass Luftschadstoffe leicht in die Thalli eindringen können; sie speichern bzw. akkumulieren Luftschadstoffe unselektiv und haben keine Exkretionsmöglichkeit. Diese Eigenschaften machen sie für die Indikation einer chronischen Belastung mit bestimmten – v. a. sauren – Luftschadstoffen geeignet.

Monitororganismen (Überwachungsorganismen) sind Arten, die durch ihre mehr oder weniger spezifischen Reaktionen gegenüber Schadstoffen zum qualitativen und quantitativen Nachweis von Belastungssituationen bzw. Schadstoffeinwirkungen benützt werden können. Ausgewertet werden sichtbare Blattveränderungen oder die Akkumulation von Schadstoffen. Entweder werden vorgezüchtete Pflanzen im Rahmen eines aktiven Monitorings exponiert oder Zeigerorganismen zur Auswertung herangezogen. Das **passive Monitoring** verwendet natürlich vorhandene Pflanzen (Weiserpflanzen), das **aktive Monitoring** unter standardisierten Bedingungen in Testkammern exponierte Pflanzen, z. B. Tabak, Klee oder Welsches Weidelgras. Flechten können auch künstlich auf standardisierten Tafeln exponiert werden („Flechtenexpositionsverfahren“).

Mit Hilfe von Testkammern (Abbildung 4-8) kann die Luftqualität im Freiland mit Monitororganismen festgestellt werden. Oft werden hierbei „Indikatorfächer“, also ein Set von verschiedenen Testpflanzen, exponiert. Abbildung 4-9 zeigt die Vorrichtung für die Grasexposition.

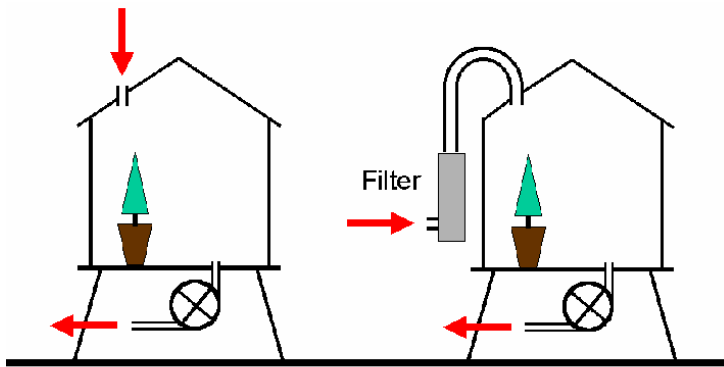


Abbildung 4-8: Testkammer für die kontrollierte Exposition von Monitororganismen (aktives Monitoring). Links: Testkammer, rechts: Kontrollkammer.

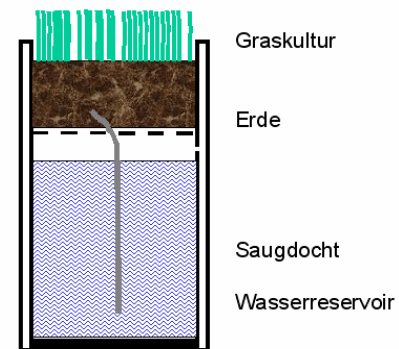


Abbildung 4-9: Aktives Monitoring mit dem Graskulturverfahren.

Moose (Bryophyten) sind als Monitororganismen für passives Monitoring geeignet. Es sind dies Sporenpflanzen, zu denen Leber- und Laubmoose gehören. Die Nährstoffversorgung der Moose erfolgt bei den unten angeführten Arten ausschließlich über atmosphärische Einträge. Durch die weitgehend fehlende Cuticula werden die Ionen ungehindert von den in den Zellwänden vorhandenen Austauschkapazitäten (Polyuronsäuren u. a.) und nicht über die Rhizoide aufgenommen. Die Aufnahme ist passiv und somit unabhängig von stoffwechselaktiven Prozessen. Durch die Abgrenzung der jährlichen Zuwächse ist eine Zuordnung der analysierten Konzentrationen möglich.

Moose eignen sich gut zur Bioindikation. Sie können als Reaktionsindikatoren (für Schwefel- und Stickstoffeinträge) und besonders zur Erfassung der Depositionen von Schwermetalleinträgen (Akkumulationsindikatoren) eingesetzt werden; aber auch POPs werden akkumuliert.

Vorteile gegenüber Gefäßpflanzen sind, dass die meisten Moose Nähr- und Schadstoffe direkt über die gesamte Oberfläche aufnehmen, da ihnen sowohl Spaltöffnungen als auch eine schützende Cuticula fehlt. Bis auf eine geringe Zahl von einjährigen Arten sind Moose das ganze Jahr über präsent, d. h. Vegetationsaufnahmen sind auch im Winterhalbjahr möglich. Moose werden in ihrer Vitalität und in ihrem Deckungsgrad nicht durch Wildverbiss beeinträchtigt.

Als Akkumulationsindikatoren für Schwermetalle wurden in Österreich herangezogen: *Abietinella abietina*, *Hylocomium splendens*, *Hypnum cupressiforme*, *Ctenidium molluscum*, *Pleurozium schreberi*, *Rhytidium rugosum*.

Testorganismen zeichnen sich durch hohe Empfindlichkeit gegenüber bestimmten Schadstoffen aus. Sie eignen sich daher als Biosonden, die unter standardisierten Bedingungen durch biochemische, physiologische und morphologische Kriterien auf das Vorhandensein – und in manchen Fällen auch auf die Menge – phytotoxischer Substanzen hinweisen. Als Testorganismen werden häufig Algen, Keimpflanzen und Zellkulturen verwendet.

Vor- und Nachteile von Bioindikationsmethoden gegenüber apparativen Luftschadstoffmessungen sind in der folgenden Tabelle zusammengestellt.

Tabelle 4-10: Vor- und Nachteile von Bioindikationsmethoden gegenüber apparativen Luftschadstoffmessungen.

Vorteile von Bioindikationsmethoden	Nachteile von Bioindikationsmethoden
Durch biologische Materialien lässt sich ein besserer Einblick in die tatsächliche Deposition von Schadstoffen in den Lebensräumen gewinnen. Unabhängigkeit von Strom. Sowohl für flächendeckende Hintergrunduntersuchungen als auch für punktuelle Schwerpunktserfassung verwendbar. Relativ kostengünstiger Betreuungsaufwand.	Die Resultate sind oft abhängig von den eingesetzten Arten. Die Methoden sind nicht immer leicht zu standardisieren. Methodik und Untersuchungsflächen sind beim passiven Monitoring an das Vorkommen und die Areale bestimmter Pflanzen gebunden. Stark immissionsbelastete Gebiete können von Biomonitoren oft nicht mehr besiedelt werden. Die Wirkungen einzelner Schadstoffe sind nicht immer klar zu trennen. Die Trennung der Quellen der Verschmutzung ist nicht immer klar möglich. Gefahr von ungewünschten Einflüssen wie Krankheiten, Tierfraß, klimatische Schwankungen etc.

4.3.1. Bioindikation auf der Basis der Anreicherung von Luftschadstoffen

Der natürliche Gehalt an anorganischen Pflanzeninhaltsstoffen wird durch die Akkumulation von Schadstoffen erhöht

Die Akkumulation kann über die Blattorgane oder über die Wurzeln erfolgen. Bei der Aufnahme über Blattorgane unterscheidet man zwischen der Adsorption an der Oberfläche (Stäube) und der Aufnahme in das Blattinnere.

- **Fluor und Chlor:** Die Gehalte nehmen mit zunehmender HF- bzw. HCl-Immissionseinwirkung zu. Der Nachweis ist einfach, weil die natürlichen Gehalte sehr gering sind und bei einer Immissionseinwirkung deutlich erhöht werden.
- **Schwefel:** Der Gehalt nimmt mit zunehmender SO₂-Immissionseinwirkung zu. Der Nachweis ist relativ leicht, weil die natürlichen Gehalte gering sind.
- **Stickstoff:** Der Gehalt nimmt mit zunehmender NO_x- und NH₃-Immissionseinwirkung zu. Der Nachweis ist im Vergleich zu Fluor, Chlor und Schwefel schwieriger, weil die natürlichen Gehalte relativ hoch sind.
- **Schwermetalle:** Der Nachweis ist meist einfach, weil die natürlichen Gehalte sehr gering sind.
- **Chlorkohlenwasserstoffe** (auch flüchtige) können in der Kutikula in sehr geringen Konzentrationen akkumuliert und nachgewiesen werden.

Ozon und PAN reichern sich nicht an, sie werden sehr schnell abgebaut bzw. in reaktive Komponenten (ROS) umgewandelt. Tabelle 4-11 zeigt die relativen Anreicherungen im Vergleich zu natürlichen Gehalten auf. Die Nadel-/Blattprobenahmen bei Waldbäumen für die Analyse von akkumulierenden Komponenten und Nährstoffen sind im Herbst durchzuführen, wenn die Blattorgane voll ausgebildet sind.

Eine Probenahme im Sommer würde bei SO₂-unbeeinflussten Fichtennadeln Schwefelgehalte ergeben, die den gesetzlichen Grenzwert überschreiten und somit Schwefel-Immissionseinwirkungen vortäuschen. Dies liegt daran, dass im Sommer noch nicht alle Nadelinhaltsstoffe (Silikate etc.) vollständig eingelagert sind und somit der relative (auf Trockensubstanz bezogene) Schwefelgehalt deutlich höher liegt (vgl. Kapitel 6.7).

Tabelle 4-11: Akkumulation von Schadstoffen in Blattorganen.

Schadstoff	Aufnahme über	Konzentration (ppm)	Relative Anreicherung in Blattorganen	Anmerkungen zur Aufnahme über die Wurzeln
HF	Spaltöffnungen	10 (F)	bis 150-fach	
SO ₂	Spaltöffnungen Wurzeln	1000 (S)	3 - 5-fach	Aufnahme aus dem Boden als Sulfat; relative Erhöhung des anorganisch gebundenen Schwefels in den Blattorganen
NO _x , NH ₃	Spaltöffnungen Wurzeln	13.000 (N)	1,5 - 2-fach	Umwandlung im Boden zu Nitrat bzw. Ammonium
HCl	Spaltöffnungen Wurzeln	1000 (Cl)	bis über 8-fach	
Streusalz	Spaltöffnungen Wurzeln	-	stark	
VOCs	Spaltöffnungen Kutikula	-	gering	
Trichloressigsäure	Spaltöffnungen Kutikula Wurzeln	0,001	> 100-fach	
POPs		< 0,05	> 4-fach	
Ozon	Spaltöffnungen	-	keine Anreicherung	
Blei	Adsorption an der Oberfläche	1 (Pb)	deutlich	Aufnahme über die Wurzeln gering, kein Transport in Blattorgane
Cadmium	Spaltöffnungen Wurzeln	0,1 (Cd)	deutlich	
Stäube	Adsorption an der Oberfläche		-	

4.3.2. Bioindikation auf der Basis der Erfassung von Symptomen

Symptome und Schädigungen können sichtbar oder unsichtbar sein. Zum Nachweis von Symptomen, die mit freiem Auge nicht sichtbar sind, müssen spezielle Methoden angewandt werden.

Kronenverlichtungen (Blattverluste): Die Methode der Beurteilung der Kronenverlichtung wurde und wird immer noch in Europa jährlich zur Feststellung des „Waldzustandes“ durchgeführt. Eine Unzahl von Einflüssen wie Trockenheit, Nährstoffmangel, Luftschadstoffe, Insekten und Pilze führen zu Blatt-/Nadelverlusten. Bei diesen Erhebungen werden die Ursachen für die Blattverluste am Standort kaum eruiert (Abbildung 4-10). Die Beurteilung der Blattverluste lassen im Wesentlichen nur eine Klassifizierung zu (Blattverlust < 10 %: nicht verlichtet, 11-25 %: leicht verlichtet, 26-60 %: mittel verlichtet, > 60 %: stark verlichtet).

Abbildung 4-10: Tanne mit „Storchennestkrone“ und starkem Nadelverlust. Die Ursachen hierfür sind komplex.

Die Kronenzustandserhebung zur Erfassung des „Waldzustandes“, angewandt bei älteren Bäumen, ist problematisch: Die ursprüngliche Intention zu Beginn der 1980er Jahre war ein Rückschluss von der Kronenverlichtung / vom Blattverlust (der geeignetere Ausdruck wäre „Benadelungsprozente“) und der Vergilbung auf die Einwirkung von Luftschadstoffen. Sie lässt aber bei den „Neuartigen Waldschäden“ nur eine sehr beschränkte Aussage über die Ursache zu und sie kann über den Beitrag der Luftverschmutzung zum Blattverlust nichts aussagen. Bei den „klassischen Rauchschäden“ mit hohen Schadstoffeinträgen ist dies eher möglich. Im Zuge der Diskussion über die Ursachen der „Neuartigen Waldschäden“ Anfang der 1980er Jahre wurde die Taxierung des Kronenzustandes europaweit als Monitoringerhebung etabliert und läuft bis heute.

Als flächendeckende Erhebung (bundesweite Kronenzustandserhebung) ist sie darüber hinaus nicht für ein bestimmtes Land repräsentativ, weil die Zahl der Probeflächen zu gering ist und – methodisch bedingt - nicht alle Altersklassen erfasst werden können; auch für Europa ist sie nicht repräsentativ, weil die Kronenansprachen in den Ländern nicht exakt gleich sind. Lediglich Trends lassen sich verfolgen.



Sichtbare Veränderungen an Blattorganen, z. B. Prozentanteile nekrotisierter Blattflächenanteile an Einzelblättern; Vergilbungen von Baumkronen (Taxierung).

Physiologische Parameter zeigen „unsichtbare Schädigungen“ an

Verschiedene physiologische Parameter zeigen Abweichungen vom „Normalverhalten“ an: Lichtgesättigte Elektronentransportrate, relatives Sättigungsdefizit von Nadeln, photochemische Kapazität bzw. Chlorophyllfluoreszenz, Wasserpotential, stomatare Leitfähigkeit, Atmungsintensität und Transpiration.

4.3.3. Erfassung von Stress

Neben den oben genannten Elementanalysen zur Untersuchung der Immissionseinwirkungen und des Ernährungsstatus von Blattorganen können weitere Untersuchungen zur Feststellung von Stresseinwirkungen herangezogen werden (Tabelle 4-12). Es sind dies v. a. mikroskopische und physiologische Untersuchungen. Auch biometrische Untersuchungen können herangezogen werden. Diese sind sehr oft nicht immissionsspezifisch.

Tabelle 4-12: Weitere Methoden zur Untersuchung von Baumschädigungen.

Untersuchung	Objekt	Untersuchung
Okulare Untersuchungen	Mykorrhizen, Feinwurzeln	Beeinträchtigung der Vitalität
Lichtmikroskopische Untersuchungen	Nadelquerschnitte	Schadstoffeinwirkungen und Nährelementmangel
Lichtmikroskopische Untersuchungen	Feinwurzeln (Cytogenetische Bioindikation)	Stress
Histochemische Untersuchungen unter dem Lichtmikroskop	Blatt- und Holzzellen	stressbedingte Veränderungen (z. B. Gerbstoffe, Verholzung, Stärke)
Elektronenmikroskopische Untersuchungen	Epikutikularwachse, Chloroplasten	Immissionseinwirkungen
Biometrische Untersuchungen	Nadeln: Nadellängen, Nadelrockengewicht, Nadelquerschnittsflächen, Formzahl, Nadelquotient; Triebe: Benadelungsprozente, Triebblängen	wuchshemmende Einflüsse
Pflanzenphysiologische Untersuchungen	Gaswechsellmessungen; Photosyntheserate, Nettophotosynthese, Chlorophyllfluoreszenz, Atmung, Transpiration; Saugspannung	Stress
Pflanzenphysiologische Untersuchungen	Jungpflanzen	Schadstoffbedingte Verminderung der Frostresistenz
Biochemische Untersuchungen	Komponenten des antioxidativen Systems	Oxidantien u. a. Stressoren
Biochemische Untersuchungen	Enzymaktivitäten, Stressmetaboliten, Pigmente, Lipoide Pufferkapazität	Stress, Säure

Biochemische Untersuchungen konzentrieren sich auf **Komponenten des antioxidativen Systems** (z. B. reduzierte Konzentrationen von Ascorbinsäure oder Carotinoiden), Lipide bzw. Lipidmuster und **Komponenten des Sekundärstoffwechsels** (z. B. Phenole; Tabelle 4-13).

Tabelle 4-13: (Nicht allgemein gültige) Beispiele für mögliche Reaktionen auf Luftschadstoffeinwirkungen (teilweise aus Larcher 2001 und 2003, Guderian 2001). +: Zunahme, -: Abnahme

Parameter	Schadstoff	Veränderung
Enolase	HF	+
Glutamatdehydrogenase	Säure (NO _x , SO ₂)	+
Glutathion-S-Transferase	Ozon	+
Nitritreduktase	NO _x	+
Nitritreduktase, Rubisco	SO ₂	-
Phosphorylasen	SO ₂	+ -
Polyphenoloxidasen	SO ₂ , NO _x , Kohlenwasserstoffe	+
Ascorbat, -peroxidase, Glutathion, -reduktase, Glutathionreduktase	oxidativer Stress	+ (-)
Glutathion	SO ₂	+
Superoxiddismutase	Säure, Ozon	+
Peroxidasen	unspezifisch, Ozon, HF, SO ₂	+
Glutaminsäure, Glutamin	Säure	-
Phenolische Verbindungen	Ozon	+
Chlorophylle, Carotinoide	oxidativer Stress	-
Abscisinsäure, Ethen, Phytoalexine, Prolin	unspezifisch	+
Polyamine	unspezifisch / Oxidantien	+
Putrescin	Oxidantien, Säuren	+

4.4. Quantifizierung von Immissionsschädigungen und Immissionsschäden

Die Wirkung bestimmter Luftschadstoffe auf Pflanzen ist zunächst von wissenschaftlichem Interesse. Dosis-Wirkungsbeziehungen sind für die Formulierung von Grenzwerten entscheidend; sie zeigen den Zusammenhang zwischen Luftschadstoffeinwirkungen und den Pflanzenreaktionen. Dies wird in der Regel in Kammerversuchen unter kontrollierbaren Bedingungen ermittelt (Kapitel 5). Die Wirkung kann etwa durch folgende Untersuchungen quantifiziert werden:

- **Physiologische Schädigungen:** Die Beeinträchtigung der photosynthetischen Kapazität bzw. der Nettoassimilationsrate, die Beeinflussung der Transpiration oder der Konzentration bestimmter Inhaltsstoffe sowie die Veränderung von Enzymaktivitäten lassen sich für bestimmte Pflanzen und Versuchsbedingungen quantifizieren.
- **Sichtbare Blattschäden:** Eine Quantifizierung der Anteile nekrotisch veränderter Blattbezirke ist mit computergestützten Methoden möglich. Bei Zierpflanzen und Salat stellt sich die Frage nach dem Zusammenhang zwischen Blattschaden und dem Verkaufswert. Bei Obst- oder Waldbäumen kann ein Zusammenhang zwischen dem Blattschaden und der Minderung des Obst- bzw. Holzertrages im Freiland nicht ermittelt werden.
- **Ertragsverluste:** Wesentliches Kriterium hierfür ist der Ertrag des „Erfolgsorganes“ bei Obst, Gemüse oder Getreide. Die Feststellung des Zuwachsverlustes im Kammerversuch zieht u. a. die ober- und unterirdische Biomasse als Kriterium heran, aber auch Blatt- und triebbiometrische Parameter. Bei Waldbeständen muss der Verlust an Holzzuwachs und damit der Ertragsverlust aufwändig mit der dendrometrischen Auswertung von Bohrkernen oder Stammscheiben aus belasteten und unbelasteten Gebieten ermittelt werden (vgl. Box 4-1).

Bei der Feststellung der Immissionseinwirkung akkumulierbarer Komponenten mittels Blattanalyse lässt die Erhöhung bestimmter Elementgehalte auf Immissionseinwirkungen schließen, wenn Grenzwerte überschritten werden. Mit der chemischen Nadelanalyse lässt sich auch der Ernährungsstatus feststellen. Allfällige Schädigungen oder Schäden (Kapitel 2.5.) können mit diesen

Methoden nicht quantifiziert werden. Auch ist kein Rückschluss auf eine mittlere Immissionskonzentration möglich.

Nicht quantifizierbar sind ideelle Schäden (z. B. der Verlust von Ökotypen), ein Blattverlust bei Altbäumen, eine erhöhte Empfindlichkeit gegenüber Frost und Pathogenen im Hinblick auf einen finanziellen Verlust.

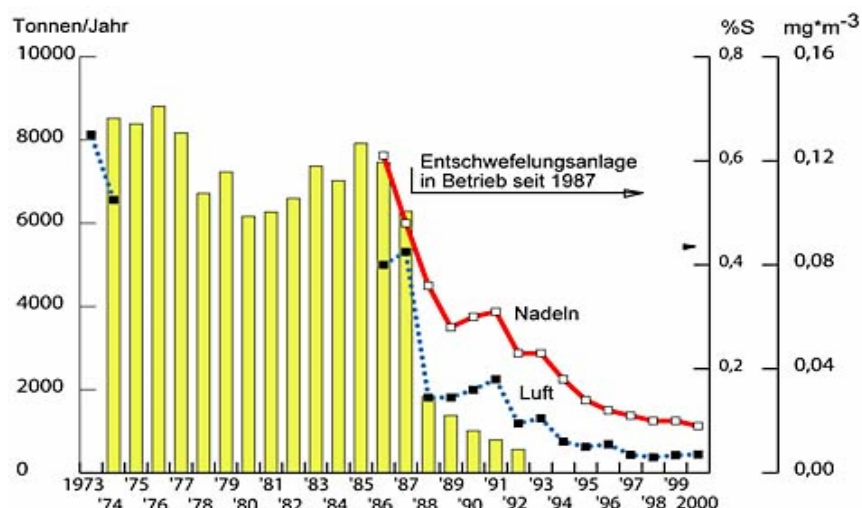
Abbildung 4-11 zeigt am Beispiel des ehemaligen Immissionsgebietes Arnoldstein in Kärnten den Zusammenhang zwischen der Abnahme der SO₂-Emissionen und den SO₂-Gehalten in der Luft bzw. den S-Gehalten in Fichtennadeln.

Abbildung 4-11: SO₂-Emissionen, SO₂-Gehalte in der Luft und S-Gehalte in Fichtennadeln in Arnoldstein (Ktn.).

Gelbe Balken: SO₂-Emissionen (Daten der BBU Arnoldstein)

Rot: S-Gehalte der Nadeln

Grün: SO₂-Konzentrationen an der Station Hohenthurn



4.4.1. Zuwachserhebungen

Serien von Jahrringbreiten sind Jahrzehnte zurückreichende Informationen über das Klima, aber auch über die Reaktionen des Baumes auf Umwelteinflüsse.

Zuwachserhebungen geben Auskunft über Zuwachsverluste. Diese Verfahren werden u. a. zur Abgrenzung von klassischen Immissionsgebieten bzw. zur Quantifizierung von immissionsbedingten Zuwachsverlusten herangezogen. Man kann aber auch den Erfolg einer Walddüngung u. ä. m. mit dieser Methode verfolgen.

Zuwachserhebungen in klassischen Immissionsgebieten

Prinzip: Die Ausbildung von Jahrringbreiten an Bäumen sind das Resultat des Zusammenwirkens verschiedenster Einflussfaktoren auf die Photosynthesetätigkeit. In der Breite der im Baumquerschnitt erkennbaren Jahrringe ist die Geschichte der Wachstumsentwicklung eines Baumes während seines ganzen Lebens registriert. In den Jahrringbreiten äußert sich neben dem individuellen Wachstumstrend auch der Einfluss der ökologischen Bedingungen für das Wachstum in den einzelnen Jahren: Wasser- und Nährstoffangebot, Klimabedingungen, Konkurrenzverhältnisse im Bestand, Immissionssituation u. a. Stressfaktoren.

Anwendbarkeit: Mit einer exakten und aufwändigen, computergestützten Auswertung von zahlreichen Bohrkernen bzw. Stammscheiben ("jahrringchronologische Analysen") ist es möglich, Zuwachsverluste nachzuweisen, die auf Immissionswirkungen zurückzuführen sind. Hierbei sind zusätzlich Blattanalysen erforderlich:

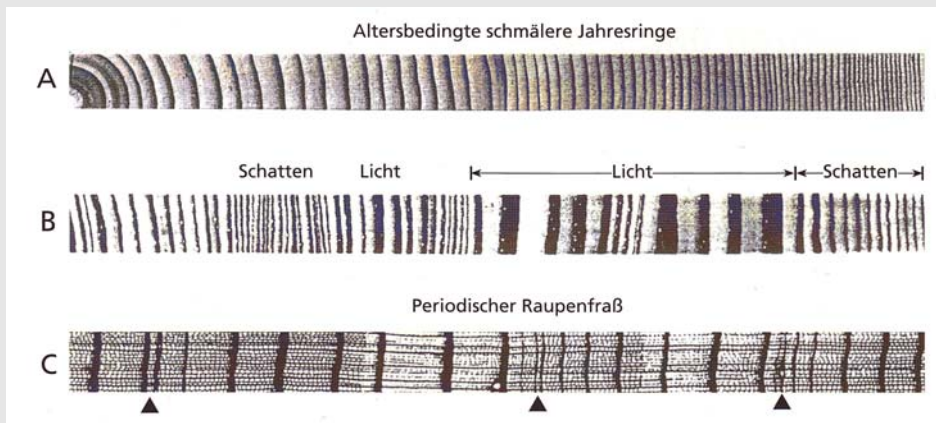
- Zuwachsanalysen erlauben Aussagen über Zuwachsverluste, alleine geben sie noch keinen Hinweis auf *immissionsbedingte* Zuwachsverluste.
- Pflanzenanalysen (S, F) erlauben nur Aussagen über Immissionseinwirkungen (Blattanalysen mit Akkumulationsindikatoren).

Erst die Kombination von Zuwachsanalysen und Pflanzenanalysen erlaubt Aussagen über Zuwachsverluste, die auf Immissionseinwirkungen zurückgehen.

Box 4-1: Auswertung von Jahrringbreiten zum Nachweis von Immissionseinwirkungen.

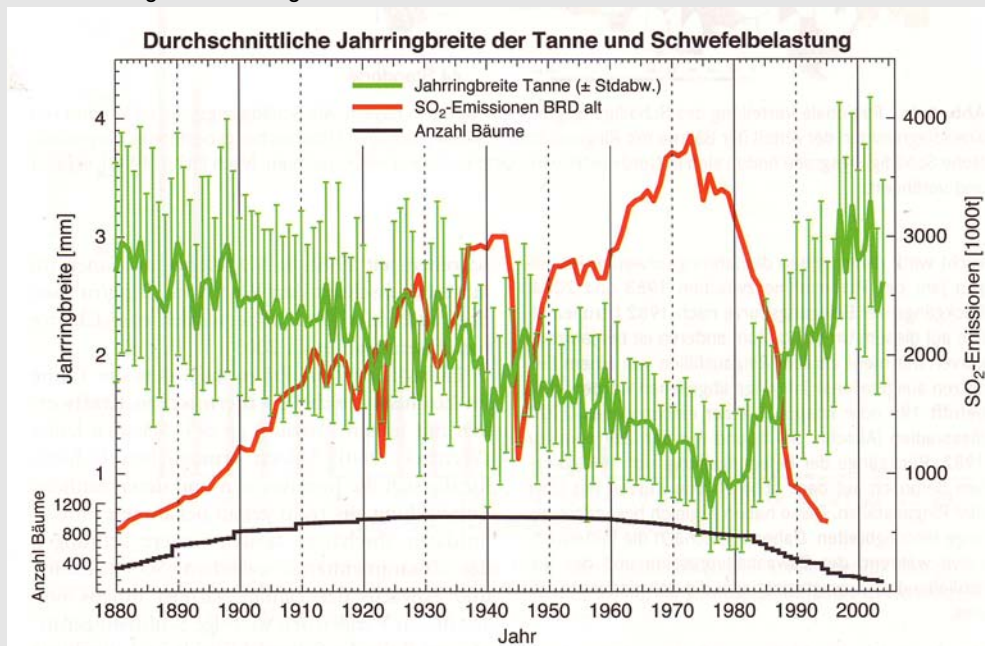
Eine quantitative Methode der Phänologie ist die jahrringanalytische Dendrometrie.

Die Ausbildung von Früh- und Spätholz wird durch Umweltfaktoren beeinflusst. Das Frühholz spiegelt sowohl die Ernährungssituation des Vorjahres als auch die Wachstumsbedingungen des Frühjahres wider. Alles was das Sprosswachstum verzögert und die Laubalterung beschleunigt, führt zur Differenzierung von Spätholzelementen.



Beispiele für typische Veränderungen der Jahrringbreiten im Stammholz von Koniferen (Larcher 2001).

Dementsprechend wirken sich auch Immissionen auf die Jahrringbreiten empfindlicher Baumarten aus. Am Beispiel der Tanne in der BRD (alte Bundesländer) ist der Zusammenhang zwischen den SO_2 -Emissionen und der Jahrringbreiten ersichtlich. Bei der Auswertung ist zu beachten, dass es – infolge schlechter Wuchsbedingungen – Jahrringausfälle geben kann, die bei der Auswertung berücksichtigt werden müssen.



Verlauf der SO_2 -Emissionen in der BRD und der durchschnittlichen Jahrringbreite von 1010 Tannen aus Süddeutschland (Elling et al. 2007).

Vorgangsweise (nach Vins und Pollanschütz 1977; Neumann und Schieler 1981)

- Festlegung des Referenzzeitraumes (2a in Abbildung 4.12): Im Zuge der Auswertung der Zeitreihen der Jahrringbreiten wird ein genügend langer Zeitraum des Jahrringverlaufes vor Schädigungseintritt bzw. Beginn der Immissionseinwirkung rechnerisch definiert. Das Alter der Bäume soll so hoch sein, dass von Beginn der Immissionseinwirkung an ein Zeitraum zurückverfolgt werden kann, der (zumindest) doppelt so lang ist wie der Untersuchungszeitraum (a; die Immissionsdauer). Dieser Zeitraum soll nicht in den Bereich der Zuwachskulmination reichen. In der Regel beträgt der Referenzzeitraum 40 Jahre.
- Festlegung des Untersuchungszeitraumes (a): Die für den Referenzzeitraum (2a) errechnete Ausgleichskurve wird in den zu untersuchenden Zeitraum (a) durch Extrapolation bis maximal 20 Jahre verlängert.
- Berechnung der Jahrringindices: Die Verhältniszahl von berechneter zu gemessener Jahrringbreite ergibt die Abweichung des Jahreszuwachses vom allgemeinen Zuwachstrend, bedingt durch äußere Einflüsse (Klima, anthropogene Einflüsse). Dieser Jahrringindex spiegelt die Summe der klimatischen und der gefragten Einflüsse wider.

Wenn die Jahrringindizes von voraussichtlich beeinflussten Probestellen zu unbeeinflussten in Beziehung gesetzt werden, können klimatische Einflüsse weitestgehend ausgeschaltet werden.

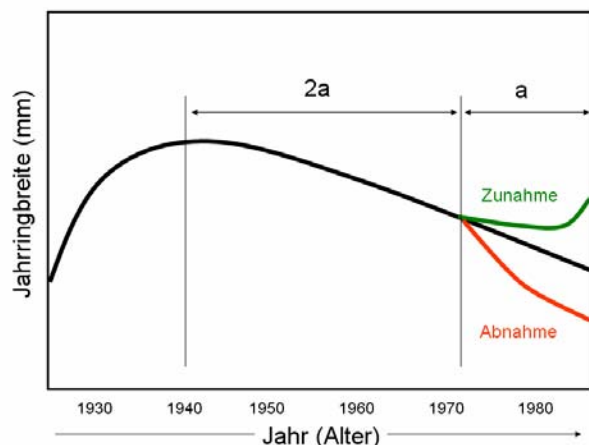
Abbildung 4-12: Veränderung der Jahrringbreite durch negative und positive Einflüsse.

Gegenüberstellung der Ausgleichskurve eines ungeschädigten Vergleichs-Probebaumes (schwarz) mit der eines geschädigten Probebaumes mit Zuwachsdpression (rote Linie).

Grün: Zunahme der Jahrringbreite z. B. infolge einer Walddüngung

a: eigentlicher Untersuchungszeitraum

2a+a: gesamter Untersuchungszeitraum



Berechnung der relativen Indices: Die Relationen zwischen den Jahrringindizes der aus beeinflussten und unbeeinflussten Gebieten stammenden Probebäume (Jahrringserien), in relativen Zuwachswerten (-verlusten) ausgedrückt, sind ein Maß für die Intensität der Beeinflussung. Sie dienen zunächst zum Nachweis, dass tatsächlich „messbarer Schaden“ eingetreten ist. Sie sind die Basis für die monetäre Bewertung von Zuwachsverlusten aufgrund von Immissionen.

Als "Nullflächen" dienen vergleichbare Standorte, an denen Immissionseinwirkungen aufgrund von Nadelanalysen ausgeschlossen werden können. Dies sind im wesentlichen Standorte, an denen keine Überschreitungen der in der Zweiten Verordnung gegen forstschädliche Luftverunreinigungen festgesetzten Grenzwerte für Schwefel und Fluor festgestellt wurden. Der Jahrringverlauf wird anhand einer repräsentativen Zahl von Bohrkernen ermittelt und Mittelwertdiagramme (Referenzdiagramme) aus vielen Einzeldiagrammen berechnet.

Aus dem Bereich (möglicher) Immissionseinwirkungen werden ebenfalls Jahrringverläufe, und zwar solche der gleichen Baumart, ermittelt. Dabei ist zu bedenken, dass die Jahrringbildung in immissionsbeeinflussten Beständen sehr oft ausbleiben kann. Dies kann jedoch mit Hilfe von dendrochronologischen Methoden erkannt werden. Die Jahrringdiagramme müssen auf Synchronität geprüft bzw. "Scheinringe" erkannt und / oder fehlende Jahrringe berücksichtigt werden.

Zusammenhang zwischen Nadel- und Zuwachsverlusten

Der Zusammenhang zwischen Nadelverlusten der Fichte und den Zuwachsverlusten gibt es eine umfassende Literatur mit abweichenden Aussagen.

Ein Rückschluss von Schadstoffgehalten in Blattorganen auf Zuwachsverluste immissionsbeeinflusster Waldbäume ist nicht möglich: Einerseits können Zuwachsverluste viele Ursachen haben, andererseits müssen schwache Immissionseinwirkungen noch nicht zu Zuwachsverlusten führen.

4.4.2. Remote-Sensing Methoden zur Erfassung von Baumschädigungen

Infrarotaufnahmen vom Flugzeug aus zeigen im Prinzip dasselbe wie Kronentaxationen vom Boden aus: Baumschädigungen.

Zur großflächigen Erfassung von Waldschädigungen bedient man sich der Satelliten- und Multispektralaufnahmen und des Luftbildes. Hierbei werden vom Flugzeug aus Farbinfrarot-Luftbilder, sog. "Falschfarben-Luftbilder", aufgenommen. Diese Senkrechtaufnahmen der Geländeoberfläche geben im Gegensatz zur terrestrischen Kronenzustandserhebung Auskunft über die "von oben" betrachteten Kronen, wobei der obere, für die Photosynthese besonders wesentliche Kronenbereich besser erfasst wird. Im wesentlichen wird mit diesen Methoden die Kronenverlichtung als Ursache mannigfaltiger Stressoren bestimmt. Diese Methode wurde in Österreich für Erhebungen in größeren Waldschadensgebieten (bis zu mehreren 100 km²) vielfach eingesetzt.

Möglichkeiten der Luftbildinventur

Zielsetzung: Ziel ist die Untersuchung des Waldzustandes in forstlichen Problemgebieten, in diesen jedoch mit einer wesentlich höheren Probeflächendichte als diejenige der Waldzustandsinventur bzw. des Waldschaden-Beobachtungssystems. Die vielen zusätzlich aus dem Luftbild erhobenen Parameter erlauben Rückschlüsse auf Gesetzmäßigkeiten zwischen dem Waldzustand und forstlichen oder naturräumlichen Bedingungen und die Prüfung von Hypothesen vom Zusammenhang zwischen Zustand und Schadensrisiko.

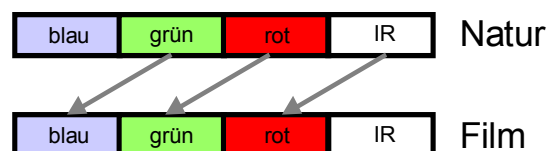
Luftbildinterpretation

Betrachtung der für die Photosynthese wesentliche Oberkrone und damit grundsätzlich - wenn auch geringfügig - differierende Ergebnisse zur terrestrischen Beurteilung.

Messprinzip: Die für das menschliche Auge nicht mehr wahrnehmbare Reflexion des nahen Infrarot (keine Wärme!) ist bei gesunder Vegetation besonders hoch und sinkt mit zunehmendem Vitalitätsverlust. Diese IR-Reflexion (ca. 700 - 900 nm) wird in der roten Farbschicht des speziellen 3-Schicht-Farbfilmes aufgezeichnet. Beim Farb-IR-Film werden die Farbbereiche transponiert (Abbildung 4-13).

Abbildung 4-13: Transponierung der Farbbereiche.

IR-reflektierende Bereiche (gesunde Bäume) werden rot und rote Bereiche (Dürrlinge) werden grün abgebildet
Das ursprüngliche grün ist als blau nicht sichtbar, da es vom rot überlagert wird



Gesunde Vegetation mit sehr hoher IR-Reflexion erscheint kräftig rot infolge stärkerer Reflexion und höherer Filmempfindlichkeit im IR-Bereich, abgestorbene dagegen blaugrün. Der unterschiedliche Kronenhabitus, verschiedene Nadelfarben, Blattstellungen und Schattenanteile ermöglichen aufgrund unterschiedlich starker baumartenspezifischer Reflexion eine gute Unterscheidung der Baumarten, die

Farbbereiche erlauben in Verbindung mit der Kronenstruktur eine besonders gute Beurteilung des Zustandes einzelner Baumkronen (Abbildung 4-14).

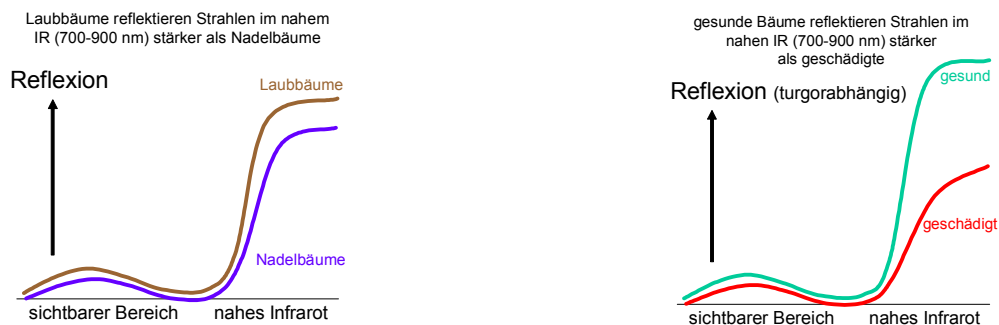


Abbildung 4-14: Unterschiedliche Reflexionen von Nadel- und Laubbäumen (links) bzw. von gesunden und geschädigten Bäumen (rechts) in Abhängigkeit von der Wellenlänge.

Bildflug: Ein Untersuchungsgebiet wird flächendeckend in der Regel im Bildmaßstab ca. 1:7.500 überflogen. Die jeweils überlappenden Luftbilder erlauben eine räumliche Betrachtung und damit eine Stereoauswertung. Die Bildflüge erfolgen in der Hauptvegetationszeit (Juli, August) nach vollständiger Ausbildung und Verholzung des letzten Jahrestriebes.

Interpretationsschlüssel: Er bildet das Bindeglied zwischen dem terrestrischen Aussehen einer Baumkrone und seinem Erscheinungsbild am Farb-Infrarot-Luftbild. Der vorhandene, generelle österreichweite Schlüssel muss jedoch für jeden Bildflug adaptiert werden, um regionale Besonderheiten, atmosphärische Einflüsse, Filmcharge und -qualität zu berücksichtigen. Einige Gebiete, sog. Referenzflächen, werden ausgewählt, in denen möglichst alle im Gebiet vorkommenden Baumarten und Verlichtungstypen repräsentiert sind. Einige 100 Bäume des Luftbildes werden im Gelände aufgesucht und terrestrisch taxiert und dienen zur Eichung für die Kronenzustände am Luftbild.

Inventurdesign: Zweistufige Stichprobeninventur mit je nach Untersuchungsgebiet und Fragestellung unterschiedlichem regelmäßigem Inventurraster zwischen 100 x 100 m bis 500 x 500 m in der Natur.

An jedem Punkt des Inventurrasters wird in einem definierten Probekreis (1000 m²) baumartenweise

- eine pauschale Taxation des Waldzustandes (1. Stufe) und
- die Beurteilung einer Anzahl von Einzelbäumen (durchschnittlich 8, 2. Stufe) sowie zusätzlich eine ganze Reihe von Gelände- und Bestandesmerkmalen (Morphologie, Wuchsklasse, Mischung, Bestandesschluss, Vergilbung etc.) durchgeführt.

Durch die Zuordnung jedes Stereomodelles zum Landeskoordinatensystem Gauß-Krüger (mittels Aerotriangulierung und absoluter Orientierung) werden die Koordinaten jedes Stichprobenrasterpunktes und jedes beurteilten Einzelbaumes erfasst; damit wird eine Beurteilung exakt identer Baumkronen in Wiederholungsaufnahmen zur Trendanalyse gewährleistet.

Die koordinativ erfassten Daten ermöglichen die Zuordnung zu jedem beliebigen Kartenwerk (z. B. geologischen Karten, topographischen Karten) und damit zum Waldort. Dies eröffnet Rückschlüsse auf mögliche Ursachen - Wirkungs - Zusammenhänge und die Möglichkeit, Hypothesen über einen Zusammenhang zwischen Zustand und Risiko herzustellen.

Datenerfassung

Festlegung der Daten über den Interpret, Datum, Erhebungsjahr, Inventurdesign. Anschließend für jede 1000 m² Probefläche (= Kleinbestand) Erhebung von sog. **Bestandesmerkmalen**: Wuchsklasse, Exposition, Hangneigung, Geländere relief, Betriebsart, Mischungsform, Kronenschluss.

Ab Wuchsklasse Jugend bis Starkholz werden sog. **Flächenmerkmale** erhoben, für maximal 3 Baumarten Baumart, Flächenanteil und pauschale Beurteilung des Kronenzustandes (in 5 Stufen: A: normal entwickelt bis E: absterbend).

Ab der Wuchsklasse starkes Stangenholz, ab der eine Einzelkronenbeurteilung erst möglich ist, erfolgt im Stichprobenkreis zusätzlich eine Erhebung von Einzelbaummerkmalen: Baumart, soziale Stellung, Kronendurchmesser, Kronenverlichtung, Vergilbung, Oberkronenausbildung, Besonderheiten wie Mistelbefall, Fruktifizierung, Wipfelbruch etc. Sowohl von der Probefläche als auch von den Einzelbäumen werden die Koordinaten (Lage, Seehöhe) in den Datenbanken mit abgespeichert.

Kontrolle: gezielte stichprobenartige Nachinterpretation durch einen erfahrenen Interpreten; dadurch ist die Berechnung eines persönlichen Interpretationstrends und die Trendberechnung und Trendkorrektur möglich.

Aggregation: Zusammenfassung mehrerer Probeflächen bestimmter Teilgebiete, z. B. über einzelne Gebietsteile (z. B. Talseiten).

Kartographische Datenaufbereitung: Darstellung meist als Mittelwert der Flächenbeurteilung (Jugend bis Starkholz; Kategorien A = normal entwickelt bis E = absterbend) oder Mittelwerte der Einzelbaumbeurteilungen (ab starkes Stangenholz aufwärts), jeweils farbcodiert; auch baumartenweise möglich.

Numerische Datenaufbereitung: Gezielte Selektionen einzelner erhobener Merkmal (Attribute) oder Verknüpfung mehrerer Merkmale (z. B. einzelne Baumarten, Seehöhenverteilung, Einflüsse der Exposition etc.). In der Regel werden die durchschnittlichen Verlichtungsgrade jeder Probefläche (sowohl der pauschalen Flächentaxation als auch der Einzelkronenbeurteilung) in genau definierten Kategorien ausgewiesen und dargestellt.

Kategorien A-E für die pauschalierte Beurteilung von Probeflächen ab der Wuchsklasse „Jugend“ (DVG: durchschnittlicher Verlichtungsgrad; Tabelle 4-14).

Tabelle 4-14: Schädigungsgrade und Codefarben.

Kategorie		DVG	Codefarbe
A	Normal entwickelt	1,0 – 1,5	grün
B	Schwach beeinträchtigt	- 2,0	gelb
C	Deutlich beeinträchtigt	- 2,8	orange
D	Stark beeinträchtigt	- 3,9	rot
E	Absterbend	- 5,0	violett, schwarz

Hauptmerkmale der Luftbildinventur

- Dreidimensionale, räumliche Bildbetrachtung in einem absolut orientierten Stereomodell,
- zweistufige Stichprobenerhebung mit regelmäßigem Inventurraster; pauschale Kronentaxation einer Probefläche (1000 m², Kleinbestand) und Beurteilung von Einzelbäumen in dieser Probefläche ab starkem Stangenholz,
- umfangreiche Erhebung von Gelände-, Bestandes- und Einzelbaummerkmalen,
- Möglichkeit detaillierter Aussagen durch dichten Stichprobenraster,
- Möglichkeit, die Entwicklung untersuchter Probeflächen mittels wiederholter Befliegung zu verfolgen,

- koordinative Baumkronenerfassung und automatisches Wiederauffinden und Beurteilen exakt derselben Kronen (Vergleich mit früheren Erhebungen, Trendanalyse),
- Dokumentation des Ist-Zustandes und objektive Überprüfbarkeit,
- rückwirkend sind zusätzliche Erhebungen jederzeit möglich.

Waldzustandsrelevante Befliegungen der FBVA (des BFW)

Bis 1994 wurden 31 speziell ausgewählte Gebiete mit einer Gesamtfläche von 9000 km² befliegen, wobei vom BFW 4800 km² bearbeitet wurden. 18.000 Stichprobenpunkte wurden pauschal taxiert, rund 90.000 Bäume einzeln nach ihrem Zustand erfasst.

4.5. Untersuchung von Waldböden

Der Boden ist die Schnittstelle zwischen Biosphäre, Hydrosphäre, Atmosphäre und Lithosphäre. Waldspezifische Problemkreise sind Bodenversauerung, Störungen des Nährstoffhaushaltes, Humusdegradation, Akkumulation von Schadstoffen, Bodenverdichtung, Störung des Bodenwasser-Haushaltes und Erosion.

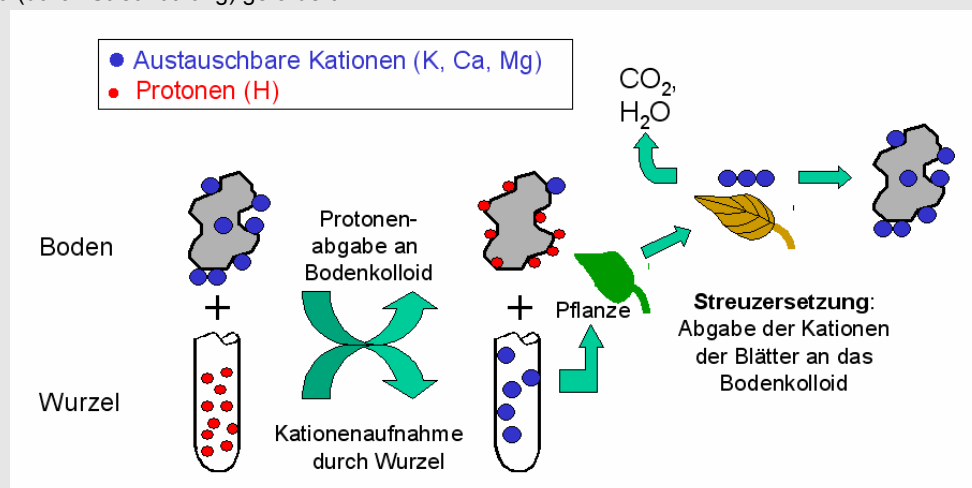
Negative Beeinflussungen der Bodenqualität äußern sich in Veränderungen des Sorptionskomplexes und der Bodenlösung und damit auch in Bodenzustandsänderungen und Funktionsverlusten.

4.5.1. Nährstoffgehalte im Boden

Die Nährstoffversorgung steht mit der Freisetzung von austauschbaren Kationen aus dem Boden im Zusammenhang (Box 4-2). Der Ernährungszustand von Waldbeständen bezüglich Hauptnährstoffen, insbesondere von N und P, kann aus Bodenanalysen allein nicht hinreichend beurteilt werden. Als zusätzliche Information sind Blattanalysen und eine standortkundlich – waldökologische Beurteilung erforderlich.

Box 4-2: Nährstoffkreislauf im Boden.

Der Kationenkreislauf im System Boden – Pflanze beginnt mit der Kationenaufnahme durch die Feinwurzeln und mit der gleichzeitigen Abgabe von Protonen an den Mineralkörper. Die Verwitterung organischer Substanz liefert Kationen nach, die sich wieder am Mineralkörper anlagern können und somit den Kreislauf schließen. Die Bodenversauerung wird durch Entzug der Bodenstreu (durch Streunutzung) gefördert.



Waldböden sind an nährstoffarme Standorte angepasst und befähigt, Nährstoffe extrem festzuhalten und vor Auswaschung zu schützen. Die Menge an austauschbaren Hauptnährstoffen ist vielfach sehr

gering, obwohl der Wald gut wächst. Waldökosysteme gleichen Nährstoffverluste durch Gesteinsverwitterung und Aerosolfilterung aus.

Das **C/N-Verhältnis** des Bodens ist ein Zeiger für die biologische Aktivität im Boden bzw. dient zur Kennzeichnung organischer Rückstände und mikrobieller Zersetzbarkeit. Quotienten < 20 zeigen hohe Aktivität und weisen auf rasche Zersetzung der organischen Substanz und damit Verfügbarkeit der darin gespeicherten Nährstoffe für die Pflanzen hin. Quotienten > 25 sind ein Hinweis auf schlechte Humusformen, die dem Kreislauf Nährstoffe entziehen.

Die **Kationenaustauschkapazität** (KAK) = Summe der austauschbaren sauren (H, Al, Fe, Mn) und basischen Kationen (Ca, Mg, K, Na; $\mu\text{mol}_c/\text{g}$). Sie beeinflusst die Filter- und Pufferwirkung des Bodens und die Sensibilität gegen Säureeintrag. Eine niedrige KAK zeigt hohe Sensibilität gegenüber einem H-Eintrag und eine geringe Fähigkeit, Nähr- und Schadstoffe zu binden. Einheit: $\text{mmol}_c \text{ kg}^{-1}$.

Die **Basensumme** (BS) ist die Summe der basischen Kationen Ca, Mg, Na und K. Einheit: $\text{mmol}_c \text{ kg}^{-1}$.

Die **Basensättigung** (%BS) ist der Prozentanteil des BS-Wertes an der KAK:

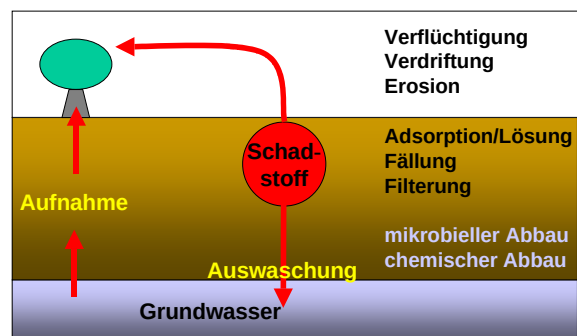
$$(\text{Ca} + \text{Mg} + \text{Na} + \text{K}) \cdot 100 / \text{KAK}.$$

Sie ist ein Maß für die Bodenversauerung. Sie lässt erkennen, wie sehr der Austauscher bereits durch Säurezufuhr belastet ist.

Der **pH-Wert** gibt den Pufferbereich des Bodens an.

Kriterien zur Bewertung von (Wald)Böden sind im Anhang zu finden. Abbildung 4-15 zeigt Wege von Schadstoffen im Boden auf.

Abbildung 4-15: Wege von Schadstoffen im Boden.



4.5.2. Schadstoffgehalte im Boden

Bodenanalysen können konkrete Hinweise auf Immissionseinwirkungen bzw. auf Gefährdungen durch Immissionen (z. B. Protonen- und Schwermetalleinträge) geben. Einige Schwermetalle fungieren als Spurenelemente und können auch im Minimum sein.

Die Schadstoffe haben unterschiedliche Mobilität im Boden und werden in unterschiedlichem Maße aufgenommen:

- Chlorid, N-Verbindungen (v. a. Nitrat), Zn und Cd sind relativ mobil.
- Hg, Pb, Cr und Co sowie Fluorid sind wenig mobil; sie werden im Boden akkumuliert.

- Hg, Pb, Cr, Co und F werden kaum von Pflanzen aufgenommen, P, B, Zn, Cd, N, S und Cl jedoch stark. Auch nicht von den Wurzeln aufgenommene Schwermetalle können sich negativ auf Bodenmikroben und Mykorrhizen auswirken.

Säureeinträge

Quellen sind Umwandlungsprodukte der Schadstoffe SO₂, NO_x und NH₃ (HF spielt allenfalls lokal eine Rolle). Säureeinträge senken den Boden-pH. Die Folgen sind eine Erhöhung der Löslichkeit von Metallionen, die Verringerung des Bodenpufferungsvermögens auch bei gleich bleibendem Boden-pH und der Verlust an den basischen Kationen Mg, K und Ca, (Na). Schwefeleinträge fördern die Bodenversauerung durch Auswaschung von basischen Kationen oder durch Speicherung von Sulfaten in der Festsubstanz und am Sorptionskomplex des Bodens bei tieferen pH-Werten (der Einbau von Schwefel in die organische Substanz ist nur begrenzt möglich). Stickstoffeinträge (NH₄-N, NO₃-N) sind ebenfalls Säureeinträge. Zur Problematik der Eutrophierung durch Stickstoffverbindungen siehe Kapitel 10.

Natürliche Versauerung im Boden

Durch folgende Prozesse können auf natürlichem Wege Protonen abgegeben werden:

- Lösen von CO₂ im Bodenwasser
- Bodenatmung; sie kann 350 kg Kalk ha⁻¹ a⁻¹ lösen
- Wurzelauausscheidungen und Mineralisierung organischer Substanz
- Kationenaufnahme im Austausch gegen H⁺
- Humussäuren und Rohhumus
- Nitrifizierung (Nitratbildung aus Ammonium)

Die Geschwindigkeit der Versauerung ist abhängig von Gestein, Humus, Klima und Bodenalter. Die natürliche Versauerung wird beeinflusst durch:

- Baumartenwechsel von Laubwald zu Fichtenmonokultur: Der Rohhumus in Fichtenreinbeständen enthält kaum zugängliche basische Kationen und fördert die Versauerung.
- Kahlschlag, Streunutzung und Schneitelung bedeuten Mineralstoffentzug und fördern die Versauerung ebenfalls.
- Staunässe erhöht den Boden-pH-Wert, Durchlüftung senkt ihn.

Fluoreinträge bewirken verstärkte Auswaschung von Metallionen. Hierbei wird Al und Fe an der Oberfläche von Tonmineralien ersetzt. Folgen sind die Schädigung der Mykorrhiza, Hemmung des Streuabbaues bzw. der Mineralisierung und die Schädigung der Bodenstruktur. Salzeinträge – etwa in Form von Chloriden – schädigen die Bodenstruktur. Zu den Schwermetalleinträgen siehe Kapitel 16.

4.6. Experimentelle Methoden zur Untersuchung der Wirkung von Luftschadstoffen

Zur Untersuchung der Dosis-Wirkungsbeziehungen mittels Begasungen stehen unterschiedliche Versuchsanordnungen zur Verfügung, die sich im Hinblick auf Reproduzierbarkeit, Kontrollierbarkeit (Regelbarkeit) und „Naturnähe“ voneinander unterscheiden. Wissenschaftliche Untersuchungen unter kontrollierten Bedingungen sind die Basis für Immissionsgrenzwerte.

- **Begasungsküvetten** sind geschlossene Systeme, mit denen einzelne Blattorgane oder Zweige begast werden können; hierbei wird der Gaswechsel gemessen.
- **Klimakammern** erlauben Begasungen unter regelbaren und kontrollierbaren (künstlichen) Bedingungen; auch Beregnungen sind möglich (Abbildung 4-16). „Kammereffekte“ bezüglich

des Mikroklimas sind nicht vermeidbar; so beeinflusst die Luftzufuhr den Grenzwiderstand der Blätter und damit den stomatären Widerstand.

Abbildung 4-16: Klimakammer zur Begasung von jungen Fichten.

In der hier abgebildeten Klimakammer des GSF (Neuherberg) lassen sich alle meteorologischen Parameter, die Bodentemperatur und Schadstoffkonzentrationen programmieren. Sogar die Strahlungsabsorption des atmosphärischen Wassers wird durch ein Wasserfilter simuliert.

Es ist sogar möglich, die Umgebungsbedingungen einer online verbundenen Freilandmess-Station „nachzufahren“.



- **Open Top Kammern (OTC)** sind i. d. R. zylindrische Vorrichtungen, die im Freiland aufgestellt werden, einen begrenzten Luftaustausch ermöglichen und mit einem Regendach ausgestattet sind. Dadurch werden im Vergleich zu Klimakammern natürliche Bedingungen besser simuliert, ein „Kammereffekt“ ist jedoch nicht vermeidbar.
- **Feldexperimente** nähern sich weitestgehend den natürlichen Bedingungen an. Freilandbegasungsanlagen werden v. a. zu (kombinierten) Begasungen mit Ozon und CO₂ verwendet. Die Klimaparameter sind bei diesen „FACE-Experimenten“ (free air carbon dioxide enrichment) jedoch nicht regelbar.

Durch die Verwendung von Klonpflanzen werden genetische Unterschiede zwischen den verwendeten Pflanzen als beeinflussende Parameter vermieden. Tabelle 4-15 zeigt die unterschiedlichen Voraussetzungen verschiedener Versuchsanordnungen.

Tabelle 4-15: Gegenüberstellung von experimentellen Untersuchungen zur Untersuchung von Immissionswirkungen.

	Klimakammer	Open-Top-Kammer	Feldexperiment
Wirklichkeitsnähe technischer Aufwand		→ → → → → →	
Zahl und Variabilität der Einflussgrößen	gering		hoch
Freilandrelevanz der Ergebnisse	gering	bedingt	hoch
Versuchsbedingungen (Luftzufuhr)	regelbar	bedingt regelbar	nicht regelbar
Standort	Topfpflanzen	Topfpflanzen	natürlich
Reproduzierbarkeit	reproduzierbar	bedingt reproduzierbar	nicht reproduzierbar

Ermittlung von Dosis-Wirkungsbeziehungen

Hierbei werden Konzentrationen in der Außenluft als Maß für die Bestimmung der Zusammenhänge zwischen Dosis und Wirkung im biologischen Rezeptor herangezogen („Exposition-Wirkungs-“

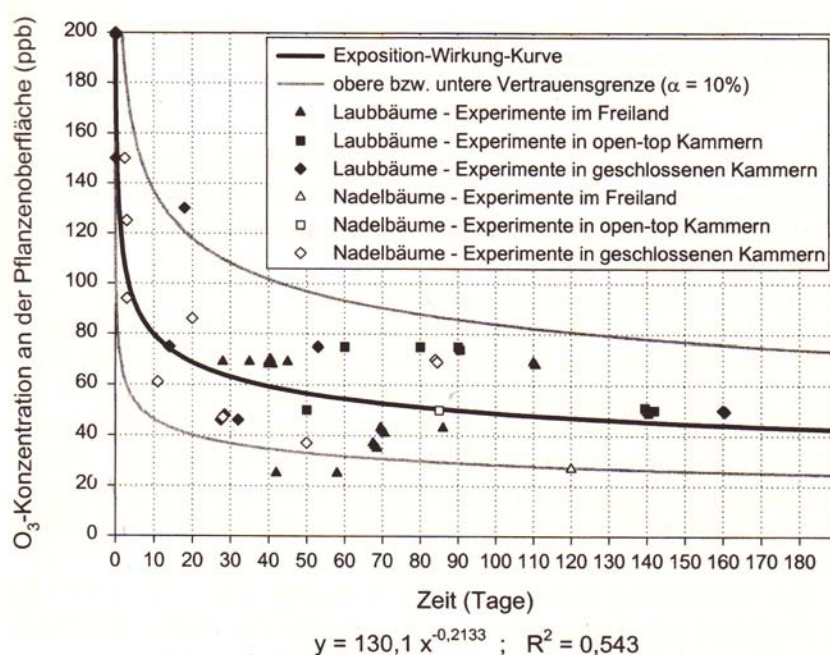
Beziehung“; Kapitel 1.3., Abbildung 1-9). Wirkungsbestimmend sind die Immissionsraten, d. h. die von den Spaltöffnungen pro Zeit- und Flächeneinheit aufgenommene Schadstoffmenge bzw. das Integral über die Zeit (Immissionsdosis).

Zur Definition und Bewertung der Wirkungen sind Kenngrößen bzw. Kriterien notwendig, die kausalanalytisch gesicherte Aussagen über immissionsbedingte Folgewirkungen im Freiland zulassen. Auf zellulärer Ebene sind dies biochemische Methoden (Blattinhaltsstoffe) und feinstrukturelle Untersuchungen, auf Pflanzebene Wuchs- und Qualitätsfeststellungen an Einzelpflanzen (z. B. Biomasse- und Ertragsverlust) und Pflanzenbeständen sowie auf Ökosystemebene die Erfassung der Wirkung auf Biozönosen (vgl. Kapitel 2.5.6.).

Abbildung 4-17 zeigt Exposition – Wirkungskurven für Laub- und Nadelbäume gegenüber Ozon aufgrund von kontrollierten Laborexperimenten.

Abbildung 4-17: Exposition – Wirkungsbeziehungen für Laub- und Nadelbäume gegenüber Ozon (Grünhage et al. 2000).

Die Kurven zeigen, dass z. B. Bäume nach einer 100-tägigen Begasung mit 50 ppb mit einer Schädigung reagieren. Mit etwa 90 ppb tritt eine solche bereits nach 5 Tagen ein (fette Kurve).



Arbeitsablauf bei der Schad- und Nährstoffanalyse in Blattorganen

Probenwerbung: Um die Ergebnisse einer Bioindikationsuntersuchungen national und international vergleichbar zu machen, ist eine strenge Standardisierung notwendig. Diese ist auch in der Zweiten Verordnung gegen forstschädliche Luftverunreinigungen verankert.

Probenahmezeitpunkt: Bei Nadeln im Herbst nach Abschluss des Nadelwachstums, in der Regel im Oktober/November, bei Blättern im September.

Entnahmestelle: Bei Koniferen in der oberen Krone am 6./7. Quirl; bei Laubbäumen wird eine Mischprobe unter Einschluss der am Vegetationsbeginn gebildeten Blätter geworben.

Trennung der Nadeln nach Jahrgängen: Bei Laubbäumen und Lärche ist nur die Akkumulation während des abgelaufenen Jahres bestimmbar, da die Blattorgane im Jahr ihrer Bildung abgeworfen werden.

Da sich nach dem Austrieb die Nadeln erst entwickeln und Nährstoffe u. a. Komponenten einlagern, ändern sich die auf die Trockensubstanz bezogenen Schwefel- und Nährstoffgehalte bis zu ihrer vollständigen Ausbildung. Die Schwefelgehalte z. B. nehmen bis zum Herbst hin ab; eine zu frühe Probenahme könnte somit eine SO₂-Immissionseinwirkung vortäuschen.

Probenlagerung: Die Lagerung der Proben bis zur weiteren Verarbeitung soll kurz sein und bei möglichst tiefen Temperaturen erfolgen. Besondere Vorkehrungen sind bei Spezialuntersuchungen zu

treffen, z. B. Schockgefrieren in flüssigem Stickstoff bei Untersuchungen von flüchtigen organischen Komponenten wie Chlorkohlenwasserstoffen oder Komponenten des antioxidativen Systems.

Nach der Probenahme werden zwar der Saftstrom und damit die Nährstoffzufuhr, nicht aber physiologische Prozesse unterbrochen: Photosynthese, Verdunstung und Atmung laufen weiter ab, bis die Wasservorräte verbraucht sind; Kohlenhydrate werden abgebaut, nicht abbaubare akkumulierte Verbindungen reichern sich relativ an. Eine Verschmutzung durch Bodenpartikel muss vermieden werden.

Probenvorbereitung: Trennung der Nadeljahrgänge: Bei wintergrünen Nadelbäumen müssen die Nadeljahrgänge vor dem Mahlen bzw. der Extraktion oder direkten Analyse getrennt werden, falls dies nicht bereits bei der Probenahme erfolgte. Diese Trennung ist unbedingt erforderlich, da die Schadstoffe - v. a. Schwefel und Fluor - akkumulieren und i.d.R. in älteren Nadeln höhere Gehalte vorliegen.

Trocknung: Vor dem Mahlen werden die Proben bei 105 °C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet.

„Mechanischer Aufschluss“: Mahlen der getrockneten Proben.

Chemischer Aufschluss:

für Nährstoffanalysen: nasse Veraschung

für Chloranalysen: Extraktion

Probenanalysen (Österreichisches Bioindikatornetz)

Die derzeit Bundesamt und Forschungszentrum für Wald (BFW) angewandten Methoden sind in Tabelle 4-16 angeführt.

Tabelle 4-16: Am BFW angewandte Blatt-Analysenmethoden.

Komponente (trockensubstanzbezogene Konzentrationsangabe)	Aufschluss des Blattpulvers und Messung
Schwefel (%)	LECO SC632 (Gesamt-S): Verbrennung im O ₂ -Strom; Messung der IR-Absorption des gebildeten SO ₂
Fluor (mg% = mg/100g),	Veraschung bzw. Aufschluss und darauf folgende Messung der Fluorkonzentration mittels ionenselektiver Elektrode
Chlor (%)	Saure Extraktion; elektrochemische Titration mit Silbernitrat, Endpunktsbestimmung mit einer Silberelektrode
N (%)	LECO CN 2000: Verbrennung im O ₂ -Strom; Messung der Verringerung der Wärmeleitfähigkeit durch das gebildete N ₂ im Vergleich zu He
P, K, Ca, Mg (%)	Offener Säureaufschluss mit HNO ₃ -H ₂ SO ₄ ; Messung mittels ICP-AES *)
Fe, Mn, Zn (mg/kg)	Offener Säureaufschluss mit HNO ₃ -H ₂ SO ₄ ; Messung mittels ICP-AES *)
Cd, Pb, Cu (mg/kg)	Geschlossener Säureaufschluss mit HNO ₃ (Mikrowelle); Messung mittels Graphitrohrföfen-AAS

*) Emissionsspektroskopische Methode ("Emissionsspektrometrie mit induktiv gekoppeltem Plasma"), bei dem ein im Hochfrequenzfeld ionisiertes Gas (z. B. Argon) als Atomisierungs- und Anregungsmedium für die Probe dient.

4.7. Monitoringnetze

4.7.1. Monitoringnetze in Österreich

Zur Beschreibung des Zustandes des Waldes im weitesten Sinne wurden in Österreich und anderen europäischen Ländern systematische Monitoring- und Inventur-Netze eingerichtet. Sie sind zum Teil in das europäische Level I und Level II Netz eingebunden. Zwischen Monitoring- und Inventurnetzen bestehen grundlegende Unterschiede, die auch den Experimenten gegenübergestellt werden (Box 4-3).

Box 4-3: Monitoring, Experiment und Inventur.

Monitoring ist die systematische Überwachung zweckmäßiger Parameter (= beschreibender Maßzahlen) in einer Zeitreihe (Erfassung der Veränderung). Güteklassen der Parameter sind die Objektivität (kleiner Beobachtungsfehler), die Reliabilität (geringe Merkmalsfluktuation) und Validität (Zusammenhang mit dem Zielmerkmal). Nur quantitative Parameter ermöglichen längerfristige Vergleiche. Man unterscheidet zwischen einem regulierenden Monitoring (Überwachungssystem, das vorgegebene Standards beobachtet und Maßnahmen auslöst) und einem nicht regulierendem Monitoring (Dauerbeobachtung, die Information über Veränderungen liefert). Beim Monitoring sind keine Wiederholungen, keine Referenzflächen und keine Referenzproben möglich, Hypothesen entstehen oft erst im Laufe der Auswertung. Unsicherheiten entstehen u. a. durch mangelnde Standardisierung. Monitoringaktivitäten nehmen zwischen Inventuren und Experimenten eine Mittelstellung ein. Beispiel: Österreichisches Bioindikatornetz.

Inventuren haben klare Zielvorgaben zur Erfassung des Ist-Zustandes, oft wird ein interessierendes Merkmal direkt erfasst; es wird gezählt und gemessen. Es gibt eine Vollaufnahme oder ein repräsentatives statistisches Design. Im Vergleich zum Experiment (s. u.) gibt es weniger klare Zielvorgaben, oft ist das Zielmerkmal nicht definiert bzw. erfassbar (Waldzustand, Umweltbelastung, Naturnähe), selten liegt ein statistisches Design vor. Inventuren sind im Gegensatz zu Experimenten passiv, unkontrolliert (unbeeinflusst / unbeeinflussbar vom Erhebenden), beschreibend, repräsentativ und extensiv (auf ein Gebiet bezogen). Beispiel: Österreichische Waldinventur.

Die Erhebungsmethoden müssen vergleichbar sein und detailliert dokumentiert werden (Auswahl, Aufnahme, Auswertung), sie müssen kontinuierlich durchgeführt werden (gleicher Zeitpunkt, gleicher Ort) und die zeitliche und räumliche Auflösung und Skalierung muss je nach erwarteter Geschwindigkeit und Größe der Veränderung gewählt werden.

Bei **Experimenten** gibt es vor dem Beginn eine klare Hypothese bzw. Fragestellung und einen Versuchsplan. Experimente sind oft vollständig standardisierbar und lassen Wiederholungen zu. Experimente sind aktiv, kontrolliert, beweisend, punktuell und intensiv (auf ein bestimmtes Experiment-Design bezogen).

Nationale Walduntersuchungs-Netze

Zur Überwachung der Luftqualität und des „Waldzustandes“ im weitesten Sinne wurden in Österreich mehrere Monitoringnetze und die Österreichische Waldinventur eingerichtet. Die heute noch betriebenen Netze sind:

Österreichisches Bioindikatornetz (BIN; Bundesforschungs- und Ausbildungszentrum für Wald, Naturgefahren und Landschaft; BFW): Ziel dieses Monitoringprogrammes ist es, durch die Analysen der Blatt- und Nadelgehalte lokale und grenzüberschreitende Immissionseinwirkungen sowie Nährstoffimbalancen festzustellen und deren zeitliche Entwicklung und räumliche Verteilung aufzuzeigen. Neben diesen bundesweiten Fragestellungen bilden diese Daten die Basis der forstfachlichen Gutachten der Landesforstbehörden in forstrechtlichen Verfahren, sowie in Verfahren nach dem Berg-, dem Abfallwirtschafts- und dem Gewerbeamt sowie im UVP-Verfahren.

Das BIN wurde 1983 als bundesweites und flächendeckendes Monitoringnetz eingerichtet. Als Bioindikator wurde die Fichte verwendet, die in Österreich Hauptbaumart ist. Nur im Osten Österreich wurden - mangels geeigneter Fichtenflächen - auch Kiefern und Buchen herangezogen. Das BIN besteht aus dem 16x16 km Grundnetz (317 Punkte) und den Verdichtungspunkten (bis zu 1183 Punkte). Das Grundnetz wurde an das 1983 bereits bestehende bayrische Untersuchungsnetz angebunden. Auch von Slowenien wurde dieses Flächenraster übernommen. Auf jedem dieser Punkte wurden von zwei Bäumen je zwei Proben entnommen.

Die Analysen werden seit 1983 jährlich durchgeführt. Derzeit werden in den Nadelproben Schwefel und die Nährstoffe N, P, K, Ca, Mg sowie seit 1992 zusätzlich Fe, Mn und Zn bestimmt. In der Nähe von Emittenten werden zusätzlich die Elemente F, Cl, Cu, Pb, Cd und Hg sowie die Gehalte von Radionukliden analysiert. Alle Proben sind in einer Probenbank mit über 100.000 Proben archiviert.

Die Daten des Bioindikatornetzes können Online aus der Labor-Datenbank des Institutes abgefragt werden: www.bioindikatornetz.at. So ist es möglich, Ergebnisse aus dem Grundnetz, dem „Netz 83“

(Zeitreihe ab 1983) und dem „Netz 85“ (Zeitreihe ab 1985) für das gesamte Bundesgebiet, einzelne Bundesländer, Bezirke und Wuchsgebiete Daten abzufragen und in Form von Tabellen (Bereiche und Beurteilung), Histogrammen oder Karten auszugeben.

Österreichische Waldinventur (BFW): Seit 1961 werden auf ca. 11.000 Probeflächen u. a. Baumarten, Alter, Verjüngung, forstliche Aufschließung, Zuwachs, Schäden und Holzvorrat erhoben. Die Ergebnisse sind u. a. Grundlage zur Erstellung des Biomassepotentials und des Kohlenstoffsequestrierungsvermögens des österreichischen Waldes

(<http://bfw.ac.at/rz/bfwcms.web?dok=4360>).

Österreichische Waldbodenzustandsinventur (BFW): 1990 wurden auf einem Teilnetz der Österreichischen Waldinventur (n = 540 Flächen) Bodenproben gewonnen und alle relevanten Bodenparameter erhoben. Die Probenahme wurde 2006 auf rund 130 Flächen Umfang wiederholt. Die Proben sind in einer Probenbank gespeichert

(<http://bfw.ac.at/rz/bfwcms.web?dok=4256#themen>).

Der **Waldentwicklungsplan** beruht im Wesentlichen auf forstlichen Gutachten und nicht auf Monitoring oder Inventur. Es stellt als forstlicher Rahmenplan bundesweit die Waldverhältnisse dar, zeigt die Leitfunktion des Waldes auf und soll durch vorausschauende Planung dazu beitragen, den Wald und seine Funktionen nachhaltig und bestmöglich zu erhalten (<http://www.forstnet.at/article/archive/4928>).

Österreichische Luftqualitätsnetze

- **Luftmessnetz** (Bundesländer): An mehr als 150 Stationen (bzw. auf rund 40 walddnahen Stationen) werden gasförmige Luftschadstoffe, Staub und meteorologische Parameter dauerregistrierend gemessen (<http://www.umweltbundesamt.at/umweltschutz/luft/messnetz/>).
- **WADOS-Messnetz** (Bundesländer): Es umfasst ca. 35 Stationen; in den ereignisweise gewonnenen Proben werden die Ionengehalte in nassen Niederschlägen analysiert und die Einträge berechnet.

4.7.2. Europäische Wald-Monitoringnetze

ICP Forests: EU-Monitoringprogramm unter der Schirmherrschaft der UN-ECE. Ziel ist die Erfassung und Überwachung der Auswirkungen von Luftverunreinigungen auf Wälder der EU-Länder (einschließlich der Schweiz, Norwegens und einiger Oststaaten) mit einheitlicher Methodik und landesübergreifender Auswertung (<http://www.icp-forests.org/>).

Die europäische Waldzustandserfassung war ein Programm der Europäischen Union und der Vereinten Nationen, welches 1985 begonnen wurde (International Co-Operative Programme on the Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests [ICP Forests]) und an dem 40 Länder beteiligt sind. Das Gesamtkonzept der fachlich umfassenden Ebene „Level II“ („Intensive Monitoring Programme“) untersuchte den Zustand und die Entwicklung von ausgewählten Waldökosystemen sowie den Einfluss von Luftverunreinigungen, klimatischen und anderen Stressfaktoren.

In Österreich waren die Level II Flächen Teil des systematischen Level I-Erhebungsnetzes. Dieses umfasst(e) in Europa über 6000 Flächen in 33 Ländern Europas. Auf diesen Flächen wurden Kronenzustandserhebungen sowie blatt- und bodenchemische Untersuchungen durchgeführt.

Das Level II-Programm umfasste zusätzlich Erhebungen des Bodenwassers, der Bodenvegetation, der Meteorologie, der Phänologie, von Streu, die Fernerkundung (Remote Sensing), Luftschadstoffe sowie der Absetzdepositionen bzw. atmosphärischen Einträge von Nähr- und Schadstoffen.

Weitere Ziele sind z. B. Abschätzung von Critical Loads und Critical Load-Überschreitungen in Europa, die Verifizierung der Effektivität von Luftreinhaltemaßnahmen und Modellvalidierungen.

LIFE+: EU-Projekt auf der Basis der Genfer Luftreinhaltekonvention mit dem allgemeinen Ziel der Förderung einer Umsetzung, Aktualisierung und Weiterentwicklung der Umweltpolitik und des

Umweltrechts der Gemeinschaft, einschließlich der Einbeziehung der Umweltbelange in andere Politikbereiche.

- **Teilbereiche:** Umweltpolitik und Verwaltungspraxis, Information und Kommunikation, Natur und biologische Vielfalt. „Future Monitoring“ ist ein 5-Jahresprojekt (2009-2013) im Rahmen von LIFE+, das die Monitoringaktivitäten auf den bereits bestehenden Level I und Level II Plots weiterentwickelt.
- **Projekthintergrund:** Erhebung des Waldzustandes, der forstlichen Biodiversität und der nachhaltigen Waldentwicklung unter dem Einfluss von Luftverunreinigungen und Klimawandel.
- **Projektziele:** Weiterentwicklung des forstlichen Umweltmonitorings in Europa; Forstliches Informationssystem. Ergebnisse wissenschaftlicher Analysen der Monitoringdaten: Entwicklung der Waldbäume und –böden, Entwicklung von Luftqualität, Schadstoffdepositionen, Witterungseinflüssen, biotischen Einflüsse, Überschreitung von Critical Levels/Loads, Reaktionen von Waldökosystemen (Kronenzustand, Wachstum, Bodenzustand), Szenarioanalysen (Prognosen der Reaktionen der Waldböden auf Maßnahmen der Luftreinhaltung).
- **Hauptprojektaktivitäten:** Weiterentwicklung des Waldmonitorings in Europa. Waldmonitoring: Großräumig-repräsentativ (Kronenzustand, Bodenzustand, Waldwachstum, Biodiversität) und waldökosystembezogen-intensiv (zusätzlich Meteorologie, Phänologie, Luftqualität und Depositionen). Datenanalyse.

Abbildung 4-18 zeigt die Verteilung der Probepunkte (Probeflächen) auf den österreichischen Monitoring- bzw. Inventurnetzen.

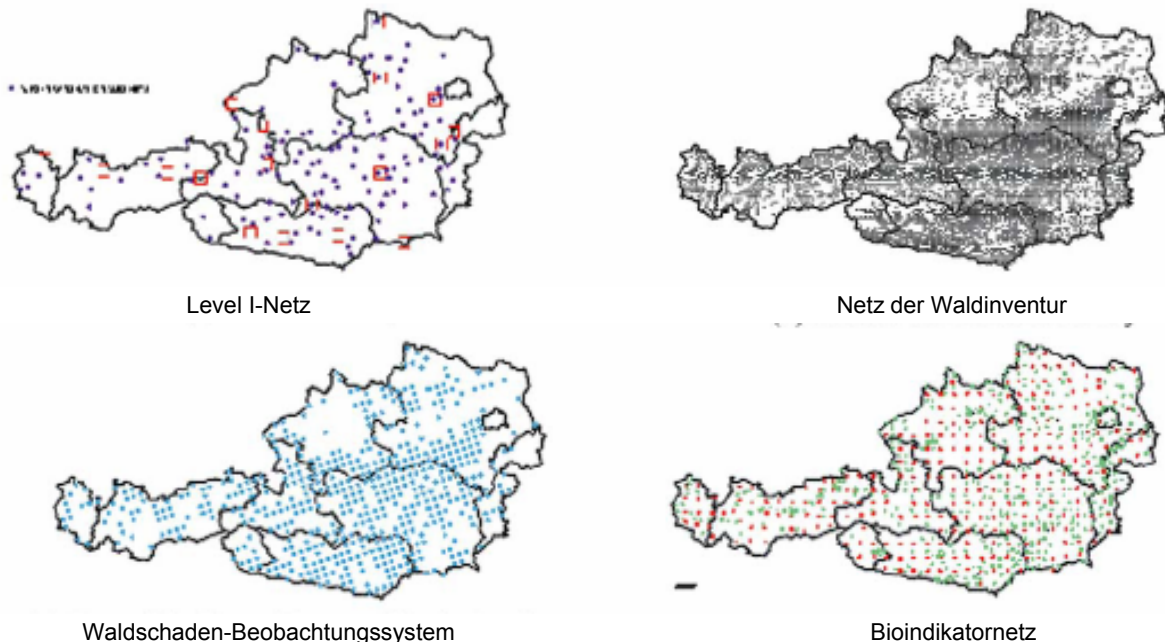


Abbildung 4-18: Systematische Wald-Monitoringnetze in Österreich.

Resümee: Immissionseinwirkungen können apparativ, durch Bioindikation und in Waldbeständen mit Zuwachsuntersuchungen festgestellt werden. Die internationalen und nationalen Mess- und Erhebungsnetze geben ein mehr oder weniger „flächendeckendes“ Bild von der Immissions- und der Belastungssituation.

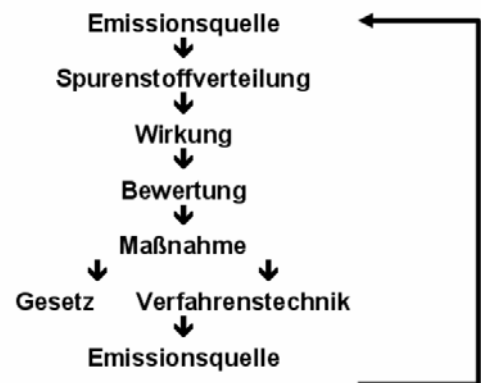
Literatur: Elling et al. (2007), Guderian (2000), Hanisch und Kilz (1990), Lahmann (1990), Markert et al. (2003), Scheffer und Schachtschabel (1992), Schubert (1991), <http://www.luftschadstoffe.at>, <http://www.bioindikatornetz.at>

5. Immissionsschutz durch Emissionsminderung und Immissionsgrenzwerte

Der Mensch ist gefordert, auch die Vegetation vor den von ihm verursachten Immissionseinwirkungen zu schützen. Das geschieht im Wesentlichen mit gesetzlichen Vorschriften zur Emissionsminderung sowie mit Immissionsschutzgesetzen, Grenzwerten und der Überwachung derselben.

Der Regelkreis der Luftreinhaltung beinhaltet nicht nur die Emissionsquellen, sondern umfasst den ganzen Komplex der Wirkungen und Maßnahmen:

Grundlage für gesetzliche Maßnahmen im Rahmen des Immissionsschutzes sind umfangreiche und aussagekräftige Forschungsergebnisse, die Dosis-Wirkungsbeziehungen eindeutig belegen. Waldbauliche Maßnahmen helfen nur in beschränktem Maße, Waldökosysteme vor Immissionseinwirkungen zu schützen.



Alle Gesetzestexte zum Umweltschutz sind im Kodex des Österreichischen Rechts „Umweltrecht“ zusammengestellt (Doralt 2007).

5.1. Emissionsminderung auf internationaler Ebene

Gegenstand der gesetzlichen Maßnahmen zur Emissionsminderung sind folgende Schadstoffgruppen:

- Treibhausgase: CO₂, CH₄, N₂O, teilfluorierte Kohlenwasserstoffe (HFKW) und vollfluorierte Kohlenwasserstoffe (FKW) sowie SF₆
- Ozonvorläufersubstanzen: NO_x, Kohlenwasserstoffe ohne Methan (NMHC), CO
- Versauernde und eutrophierende Komponenten (SO₂, NH₃, NO_x)
- Stäube (Total suspended matter TSP, Partikel mit einem aerodynamischen Durchmesser bis 10 µm (PM₁₀) bzw. 2,5 µm (PM_{2,5}))
- Schwermetalle (Cd, Hg, Pb)
- Persistente organische Verbindungen (POPs): Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAKs), Dioxine, Hexachlorbenzol (HCB)

Internationale Grundlagen zur Emissionsminderung der Treibhausgase

- Das Rahmenübereinkommen über Klimaänderungen (UNFCCC, United Nations Framework Convention on Climate Change) wurde 1992 beschlossen und 1994 von Österreich ratifiziert und in Kraft gesetzt.
- Das Kyoto-Protokoll wurde 1997 beschlossen und trat 2005 in Kraft. In diesem wurden erstmals verbindliche Reduktionsziele für Treibhausgase für die Industriestaaten festgelegt. Die Vertragsparteien sollen ihre gesamten Emissionen von Treibhausgasen bis zur Periode 2008-2012 um zumindest 5 % - bezogen auf die Emissionen des Basisjahres – reduzieren (Basisjahr 1990 für CO₂, CH₄ und N₂O; Basisjahr 1990 oder 1995 für HFKW, FKW und SF₆). Die EU verpflichtete sich zu einer Emissionsreduktion von 8 %, Österreich zu 13 %.

Internationale Grundlagen zur Verminderung von Versauerung, Eutrophierung und bodennahem Ozon

- Das Göteborg-Protokoll 1999 („Protokoll zur Verminderung der Versauerung, Eutrophierung und des bodennahen Ozons“) trat 2005 in Kraft und ist bis 2010 zu erreichen; Österreich wurde 2005 Vertragspartei dieses Protokolls, der Vertrag ist jedoch noch nicht ratifiziert. Es wurden absolute Emissionsgrenzen festgesetzt. Die Konvention hatte im April 2007 insgesamt 51 Vertragsparteien (50 Staaten sowie die EU).
- Die NEC-Richtlinie (National Emission Ceilings, 2001/81/EG) legt verbindliche Emissionshöchstgrenzen bis 2010 fest.

5.2. Emissionsminderung auf nationaler Ebene

(a) Emissionshöchstmengengesetz-Luft: Die Ziele (Emissionshöchstmengen) der NEC-Richtlinie wurden im Emissionshöchstmengengesetz-Luft (EG-L, BGBl. I 2003/34) in nationales Recht umgesetzt; das Gesetz trat 2003 in Kraft und legt die Emissionshöchstgrenzen für die versauernden Substanzen und Ozonvorläufer fest (Tabelle 5-1).

Tabelle 5-1: Ziele gemäß NEC-Richtlinie und Göteborg-Protokoll (Gg = 1000 Tonnen) sowie Emissionen in Österreich 2007. Weiterer Reduktionsbedarf besteht auf dem Stand von 2007 somit v. a. bei NO_x und bei den NMVOC.

	Göteborg-Protokoll	NEC-Richtlinie EG-L für 2010	Ziele Ozongesetz ab 2006	Emissionen 2007
SO ₂	39	39 *)	-	25,6
NO _x	107	103	65	220,1 162,6 **)
NH ₃	66	66	-	66,41
NMVOC	159	159	100	179,81

*) Das SO₂-Ziel wurde 1998 erreicht, das NH₃-Ziel wurde noch nicht unterschritten

**) Emissionsmengen, die berücksichtigen, dass ein Teil des Kraftstoffes im Ausland verbraucht wird.

(b) **Klimastrategie: 2007** wurde vom Ministerrat eine Anpassung der Klimastrategie Österreichs zur Erreichung des Kyoto-Zieles 2008-2012 beschlossen. Für die Schadstoffemissionen gibt es nationale Berichtspflichten (Umweltbundesamt 2007, Emissionstrends 1990-2007, Report REP-0234).

(c) **Bewilligung von Neuanlagen:** Im Zuge der Genehmigung von Anlagen ist die Forstbehörde in Verfahren nach dem Berg-, Abfallwirtschafts-, Gewerberecht und der Umweltverträglichkeitsprüfung eingebunden. Sie hat hier mehr Möglichkeiten zur Durchsetzung einer Emissionsminderung als bei bereits bestehenden, genehmigten Anlagen gemäß der Zweiten Verordnung gegen forstschädliche Luftverunreinigungen, bei der auch die „wirtschaftliche Interessensabwägung“ eine Rolle spielt.

Der lange Weg von wissenschaftlichen Erkenntnissen zu Gesetzen

Immissionsgrenzwerte zum Schutz der Vegetation basieren auf wissenschaftlichen Untersuchungen im Freiland bzw. aus Versuchen unter kontrollierten Bedingungen (Kapitel 4.2).

Der erste Schritt: Luftqualitätskriterien

Zunächst bedarf es einer fundierten wissenschaftlichen Basis: Das Wissen über einen Luftschadstoff und seine Wirkungen auf die Vegetation (bzw. andere „Akzeptoren“) muss erforscht werden. Aufgrund von Klimakammerversuchen mit meist jungen Pflanzen müssen Dosis-Wirkungsbeziehungen vorliegen, um konkrete wirkungsbezogene Grenzwerte aufstellen zu können.

All das ist für Österreich in den Luftqualitätskriterien (LQK) der Österreichischen Akademie der Wissenschaften festgehalten:

Luftqualitätskriterien Schwefeldioxid (1975)

Luftqualitätskriterien Stickstoffoxide (1987)

Luftqualitätskriterien Ozon (1989) und

Luftqualitätskriterien Kohlenwasserstoffe (1996)

Luftqualitätskriterien für Fluor- und Chlorverbindungen, Ammoniak, Stäube sowie für Schwermetalle fehlen.

Die Luftqualitätskriterien enthalten das Wissen über die Schadstoffe und ihre Wirkungen auf Mensch, Tiere, Pflanzen und Materialien sowie wirkungsbezogene Grenzwerte für diese „Schutzgüter“ (wirkungsbezogene Grenzwerte bzw. Critical Levels und Critical Loads; Box 5-1).

Box 5-1a: Critical Levels: Kritische Belastungsgrenzen für Konzentrationen.

Critical Levels (CLE): Wirkungsbezogene Grenzwerte für gasförmige Luftschadstoffe

Critical Levels sind Schwellenwerte für den direkten Wirkungspfad nicht sedimentierender Komponenten (Gase, Aerosole). Bei ihrer Überschreitung sind negative Wirkungen zu erwarten. Sie sind meist so formuliert, dass bei ihrer Einhaltung der Großteil aller Pflanzen, wenn auch nicht jedes einzelne Individuum, geschützt wird.

Ein Critical Level bezieht sich letztendlich auf eine Dosis, wird jedoch in den meisten Fällen als Konzentration innerhalb einer bestimmten Periode angegeben, z. B. $30 \mu\text{g m}^{-3} \text{NO}_x$ als Jahresmittelgrenzwert oder $200 \mu\text{g m}^{-3} \text{NO}_2$ als Halbstundenmittelgrenzwert; lediglich für Ozon wird eine spezielle Dosis (der AOT40) als Grenzwert formuliert.

Kombination von Schadstoffen: Komponenten werden einzeln evaluiert. Interaktionen werden ebenfalls in Betracht gezogen.

Expositionsdauer: 1 Jahr und weniger.

Methodik der Bewertung: Laborexperimente; niedrigste relevante und effektive Exposition.

Ziel: Schutz empfindlicher Arten.

Box 5-1b: Critical Loads: Kritische Belastungsgrenzen für Einträge

Critical Loads (CLO) werden als Depositionsraten auf die Fläche bezogen, z. B. der Critical Load von 10-15 kg Stickstoff $\text{ha}^{-1} \text{a}^{-1}$. Critical Loads sind „wissenschaftliche Grenzwerte“ und gesetzlich nicht verbindlich. Critical Loads definieren die kritische Belastungsgrenze für Einträge und den Schwellenwert für den indirekten Wirkungspfad. Das ist jener Eintrag von Schadstoffen (Protonen, Schwefeläquivalente und Stickstoff, $\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$) aus der Atmosphäre, bei dessen Unterschreitung nach derzeitigem Kenntnisstand keine negativen Effekte bei bestimmten Wirkobjekten oder Rezeptoren (Pflanzen, Tieren, Menschen) auftreten können. Das Ziel ist ein dauerhafter Schutz der Umwelt bei möglichst niedrigen Gesamtkosten und Absenkung der Belastung der Vegetation auf einen als akzeptabel angesehenen Schwellenwert. Critical Loads sind abhängig vom Ökosystemtyp, von vorangegangenen und gegenwärtigen Bewirtschaftungen und Bodeneigenschaften (z. B. vom Nitrifikationsvermögen).

Kombination von Schadstoffen: Stickstoffhaltige Verbindungen werden zusammengefasst; dies gilt auch für saure Verbindungen.

Expositionsdauer: Langfristig (10 bis 100 Jahre).

Methodik der Bewertung: Empirische Daten und steady-state Bodenmodelle.

Ziel: Schutz der Funktion von Ökosystemen.

Ein Sonderfall eines Critical Levels ist der AOT40 für Ozon: Zur Berechnung des AOT40 werden nur jene Dosen addiert, die aus den Überschreitungen der 40 ppb (1-Stundenmittel) errechnet wurden (rote Balken); der provisorische Grenzwert für die Vegetationsperiode beträgt 10.000 ppb.h.

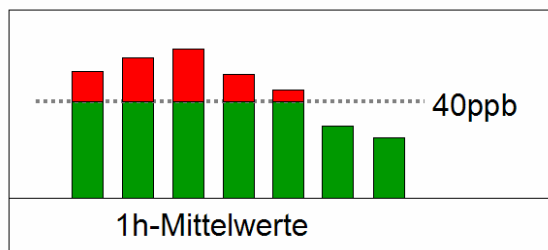


Abbildung 5-1: Ermittlung des AOT40 durch Summation derjenigen Konzentrationswerte, die 40 ppb überschreiten (rote Balken).

Der nächste Schritt: Gesetzestext und Grenzwerte

Gesetz: Liegen genügend wissenschaftliche Erkenntnisse vor, wird ein Gesetzesentwurf abgefasst und die Regierungsvorlage im Parlament den Fachausschüssen vorgelegt. Durch einen Parlamentsbeschluss wird das Gesetz gültig.

Verordnung: Eine Verordnung fußt immer auf einem Gesetz. Je nach dem Gegenstand des Gesetzes müssen diese durch die zuständigen Ministerien „abgesegnet“ werden. Vorher wird der Verordnungsentwurf von diversen Stellen – z. B. Landesregierungen, einschlägigen Bundesdienststellen und der Wirtschaftskammer – begutachtet. Der Wortlaut des endgültigen Gesetzestextes ist meist ein Kompromiss zwischen den Ministerien, die den Gesetzestext beschließen müssen. Das heißt, dass nicht nur beim Gesetzestext selbst, sondern auch bei den Grenzwerten Abstriche von den wissenschaftlich begründbaren Vorstellungen eine Rolle spielen. (Das Umweltministerium hat andere Interessen zu vertreten als das Wirtschaftsministerium.)

Das Gesetz enthält normative Grenzwerte

Grenzwerte in Gesetzen bzw. Verordnungen sind normative Grenzwerte. Sie sind zwar rechtsverbindlich, aber meist weniger streng als wirkungsbezogene Grenzwerte.

Der gesetzliche Schutz vor Luftschadstoffen ist umso leichter, je besser man sie einem Emittenten zuordnen kann (Beispiel SO_2 / Forstgesetz) oder je einfacher Maßnahmen gesetzt werden können, um eine Verbesserung der Luftqualität zu erreichen (Beispiel NO_x / Nachtfahrverbote; Ozon / Warnstufen zum Schutz des Menschen). Ein gesetzlicher Schutz vor N-Depositionen, deren

Verbreitung großräumig ist (Beispiel trockene, nasse und okkulte N-Depositionen) auf der Basis von Critical Loads ist besonders schwierig, weil die Verursacher großräumig verteilt sind.

Vorsicht: Statt Grenzwerten zum Schutz der Vegetation sind im Gesetz u. U. lediglich Ziele und Zielwerte festgelegt, z. B. im Ozongesetz (für einen 3-Monatswert) und im Immissionsschutzgesetz Luft (für den NO₂-Tagesmittel-Grenzwert).

Die Umsetzung konkreter Passagen oder Inhalte steht aber dann außer Diskussion, wenn bestimmte EU-Richtlinien in Form von nationalen Gesetzen umgesetzt werden müssen. Nationale Vorschriften dürfen theoretisch strenger sein, aber nicht weniger streng als die jeweilige EU-Richtlinie (EU-Verordnungen sind im Gegensatz zu den EU-Richtlinien in den EU-Ländern direkt anwendbar).

Ohne Kontrolle (Monitoring) bleibt jedes Gesetz zahnlos

Ein noch so gutes und umweltfreundliches Gesetz ist wirkungslos, wenn es nicht ausreichende Vorkehrungen gibt, den Vollzug zu kontrollieren. Voraussetzung ist eine optimale Positionierung von Mess-Stellen bzw. Bioindikationspunkten (das beste Gesetz ist nutzlos, wenn eine Messstelle an einem Ort positioniert ist, an dem Grenzwertüberschreitungen nicht zu erwarten sind; am Patscherkofel / Tirol an der Waldgrenze, fernab von Emittenten, wird man eine Überschreitung eines NO_x-Grenzwertes realistischerweise nie feststellen können). Dazu gibt es folgende Instrumentarien:

- **Luftschadstoffmonitoring:** Überwachung der Luftqualität mit einer ausreichenden Zahl von registrierenden Luftmessstationen
- **Depositionsmonitoring:** Erfassung des Staubniederschlages (Pb, Cd, Cu, Zn; Ca, Mg)
- **Bioindikation mit Monitororganismen** (Kapitel 4). Zum Schutz des Waldes wird diese angewendet, indem die „Höchstanteile am Bewuchs“ von Schwefel, Fluor, Chlor, Stickstoff (als Pflanzeninhaltsstoff) sowie Phosphor, Kalium, Calcium und Magnesium (erhöhte Werte aufgrund von Staubauflagerungen analysiert werden).

Folgende österreichischen Immissionsschutz-Gesetze inkludieren den Schutz der Vegetation vor Luftverunreinigungen (Tabelle 5-2). Trotzdem: Alle diese Gesetze schützen die Vegetation nur unzureichend vor Luftverunreinigungen! Die Gründe sind in Tabelle 5-3 angeführt.

Tabelle 5-2: Österreichische Bundesgesetze zum Schutz der Vegetation vor Luftverunreinigungen.

Gesetz	Im Gesetz berücksichtigte Luftschadstoffe
Forstgesetz, Zweite Verordnung gegen forstschädliche Luftverunreinigungen, BGBl. 199/1984	SO ₂ , HF, HCl, NH ₃ (Gas), Pb, Cd, Zn, Cu (Deposition)
Immissionsschutzgesetz Luft (ISG Luft), BGBl. 298/2001,	SO ₂ , NO _x
Ozongesetz, BGBl. 34/2003	Ozon

Statistische Parameter zur Beschreibung der Heterogenität von Immissionsbelastungen:

- Arithmetische Mittelwerte (Halbstunden-, Stunden-, Monatsmittel; Anmerkung: die Halbstundenmittelwerte über einen bestimmten Zeitraum sind meist schief verteilt, das arithmetische Mittel und der Median sind somit nicht ident)
- Maximalwerte
- Perzentile (ein 98-Perzentil von 50 ppb bedeutet, dass 98 % der Halbstundenmittelwerte eines Datenkollektives kleiner als 50 ppb sind) und
- Konzentrationssummenwerte oberhalb eines Schwellenwertes (AOT40)

Tabelle 5-3: Unzureichender Schutz der Vegetation durch österreichische Bundesgesetze.

Manko	trifft zu für
Nicht für alle relevanten Luftschadstoffe gibt es Grenzwerte. Es fehlen solche für Schwefelwasserstoff und Schwefel- und Stickstoff-Depositionen sowie für zahlreiche Schwermetalle.	Forstgesetz ISG Luft
In keinem Gesetz gibt es sowohl einen Halbstunden- als auch einen Tages- und Jahresmittelgrenzwert für einen Schadstoff. Ein einzelner Grenzwert, z. B. ein Jahresmittelgrenzwert, schützt nicht: Ein Tagesmittelgrenzwert kann etwa zwei Monate um 100 % überschritten werden (wenn im übrigen Jahr die Konzentrationen = 0 sind), ohne den Jahresmittel-Grenzwert zu überschreiten. Es müssten also mehrere Grenzwerte nebeneinander gelten.	Forstgesetz ISG Luft Ozongesetz
Die in den Gesetzen formulierten Grenzwerte sind nicht wirklich wirkungsbezogen. Sie sind ein Kompromiss zwischen wissenschaftlichen Erkenntnissen und politischer Durchsetzbarkeit.	Forstgesetz ISG Luft Ozongesetz
Zielwerte und Ziele sind kein unmittelbarer Schutz. Sie sollen zwar politisches Handeln bewirken, sind aber in der Realität nicht wirklich verbindlich.	ISG Luft Ozongesetz
Das Forstgesetz ist nur auf konkrete stationäre Emittenten anwendbar. Es bezieht sich auf lokale Emittenten und schützt nur einen sehr kleinen Teil der österreichischen Waldfläche vor Immissionen, nämlich den, für den ein Zusammenhang zwischen (Ein)Wirkung und messbarem Schaden (Zuwachsverlust eines Baumbestandes) nachgewiesen werden kann. Emissionen auf Autobahnen betreffen dieses Gesetz nicht.	Forstgesetz
Kombinationswirkungen im Zusammenhang mit dem Schutz der Vegetation werden nicht berücksichtigt (lediglich zum Schutz des Menschen).	Forstgesetz ISG Luft Ozongesetz

Anmerkung zu Maßnahmen zur Ozonreduzierung: Kurzfristig können keine wirksamen Maßnahmen zur Reduktion überhöhter Ozonkonzentrationen gesetzt werden. Einen wesentlichen Beitrag zum Ozonpegel liefern natürliche Quellen. Durch die Reduktion von NMHC-Emissionen können Maximalwerte allenfalls in geringem Umfang reduziert werden.

Klimaschutz wird in der österreichischen Gesetzgebung nicht explizit berücksichtigt

Das Forstgesetz, das Immissionsschutzgesetz Luft, das Emissionshöchstmengengesetz und das Umweltverträglichkeitsprüfungsgesetz (UVP-Gesetz; BGBl. 697/1993) beziehen sich nicht explizit auf den „Klimaschutz“. Ein Klimaschutzgesetz fehlt in Österreich derzeit ebenso wie ein Energieeffizienzgesetz.

Gesetzliche und wirkungsbezogenen Grenzwerte für die wichtigsten Luftschadstoffe sind im Anhang enthalten.

5.3. Waldbauliche Maßnahmen

Waldbauliche Maßnahmen haben nur begrenzte Möglichkeiten im Immissionsschutz

Der Schutz der langlebigen Waldökosysteme vor Immissionen ist sowohl in „klassischen Immissionsgebieten“ („Rauchschadensgebieten“) als auch in Gebieten mit „Neuartigen Waldschädigungen“ ein schwieriges Kapitel. Für alle Waldökosysteme gilt, dass die Wahl standortsgemäßer Baumarten und eine fachgerechte Pflege der Bestände (Waldhygiene, Durchforstungen) schädigende Einflüsse minimieren kann. Dazu gehört auch eine Förderung der Naturverjüngung.

In den „klassischen Immissionsgebieten“ kommt der waldbauliche Schutz einem Rückzugsgefecht gleich.

- **Baumartenwahl:** Grundsätzlich ist die Wahl widerstandsfähiger Baumarten(mischungen) notwendig, die sich an den jeweiligen Emissionsstoffen orientieren muss. Besondere Widerstandsfähigkeit ist von Baumarten gefordert, die als „Rauchriegel“ (30 bis 100 Meter,

eher dichte Bestände) weiter entfernte Bestände abschirmen sollen. Laubhölzer sind meist widerstandsfähiger.

- **Generative Vermehrung** (Saatgut) sowie eine vegetative Vermehrung (Stecklingsbewurzelung, Hochpfropfung) resistenter Sorten: In extrem belasteten Schadensgebieten können die widerstandsfähigsten Individuen für eine vegetative Vermehrung bzw. zur Bereitstellung der Samen herangezogen werden. Hierbei ist zu beachten, dass resistente Individuen in einem fernab gelegenen Immissionsgebiet häufig ihre Widerstandsfähigkeit einbüßen.
- **Kalkung und Bodenbearbeitung:** Bei extremen Belastungen mit sauren Schadstoffen kann u. U. eine Kalkung hilfreich sein. Eine gezielte Bestandesdüngung kann zur Verbesserung der Widerstandskraft beitragen.

Ein Plenterbetrieb (im Gegensatz zum Kahlhieb wird hier die Waldnutzung in mehreren Altersklassen vorgenommen) kann zwar waldbaulich vorteilhaft sein, im Falle einer Immissionsbelastung erhöht sich gegenüber einem gleichaltrigen Bestand jedoch die Oberfläche der Kronen und somit die Angriffsfläche für Luftschadstoffe.

Für „klassische Immissionsgebiete“ ist in Österreich vor allem das Forstgesetz (Zweite Verordnung gegen forstschädliche Luftverunreinigungen) hilfreich, weil waldschädigende Punktemittanten zur Verantwortung gezogen werden können.

In Gebieten mit „Neuartigen Waldschäden“ spielen mehrere Stressoren - ungünstige Standorte, Nährelementmangel, biotische Stressoren u. a. m. - eine relativ größere Rolle als in den „klassischen Immissionsgebieten“. Das erschwert eine gezielte, immissionsorientierte Vorgangsweise. Zudem können die betroffenen Schädflächen nicht klar abgegrenzt werden: Sie sind oft durch weiträumig verfrachtete Luftschadstoffe – z. B. Ozon und erhöhte Stickstoffeinträge - betroffen. Hier gilt es ebenfalls, stabile Bestände heranzuziehen.

Für Gebiete mit „Neuartigen Waldschäden“ ist in Österreich das Forstgesetz nicht hilfreich, weil ein Bezug Emittent - Waldschaden nicht herstellbar ist. Hier ist eher das Immissionsschutzgesetz Luft und das Ozongesetz von Nutzen.

Resümee: Der gesetzliche Schutz vor Schadstoffdepositionen erfordert eine fundierte wissenschaftliche Basis. Er setzt zunächst auf der Emissionsseite an und bezieht sich natürlich auch auf die Immissionsseite. Die Wirksamkeit der gesetzlichen Maßnahmen setzen entsprechend strenge Emissions- und Immissionsgrenzwerte und eine ausreichende Kontrolle voraus. Die derzeitige gesetzliche Lage bietet keinen umfassenden Schutz der Vegetation vor den Einwirkungen direkt toxischer Luftschadstoffe. Darüber hinaus werden national die NO_x-Emissionen weit überschritten. Hinsichtlich der SO₂-Emissionen wären theoretisch sogar - verglichen mit dem Jahr 2005 - noch zusätzliche Emissionen möglich, da die Emissionshöchstgrenzen der NEC-Richtlinie bereits unterschritten wurden.

Literatur: Doralt (2007), Nagel und Gregor (1998), Müller et al. (2007).

6. Schwefeldioxid – einst der Luftschadstoff Nr.1

Schwefel ist ein essentielles Element für alle Organismen. Das Verbrennungsprodukt Schwefeldioxid (SO₂) war vom Beginn der Industrialisierung bis etwa Mitte der 1980er Jahre der wichtigste Luftschadstoff in Europa. Es ist auch jenes Schadgas, dessen Wirkung auf die Pflanze am frühesten bekannt war. Drastische Maßnahmen zur Emissionsreduktion – schwefelärmere Brennstoffe, Abgasentschwefelung und auch die Stilllegung von Emittenten - haben seine Bedeutung stark zurück gedrängt. Schwefel-Immissionseinwirkungen sind aber noch immer nachweisbar.

6.1. Quellen und Senken

Anthropogene Quellen von Schwefelverbindungen - SO₂, H₂S und organische Verbindungen wie z. B. Mercaptane (R-SH) - sind die Verbrennung S-hältiger Brennstoffe (Kohle, Erdöl) bei der Energiegewinnung von Kraftwerken und Fernheizwerken, die Erzurüstung und andere industrielle Produktionen (Erdölverarbeitung, Erdgasaufbereitung) sowie die Biomasseverbrennung (Holz hat jedoch nur einen S-Gehalt von 0,01 %). SO₂ ist Bestandteil des reduzierenden „London Smogs“, Sulfat Bestandteil des „Sauren Regens“.

Natürliche Quellen von Schwefelverbindungen sind Böden (mikrobielle Tätigkeiten), Vulkane (beim Ausbruch des Pinatubo 1991 wurden z. B. geschätzte 9 - 10 Tg SO₂-S emittiert; als Obergrenze für einen Vulkanausbruch werden 100 Tg SO₂-S angegeben), Moore und Meeresspray (Sulfat). Natürliche SO₂-Emissionen stammen zu etwa gleichen Anteilen aus terrestrischen und marinen Quellen.

Die gesamten globalen S-Emissionen (SO₂ und andere Komponenten wie z. B. Sulfate, COS u. a.) liegen in der Größenordnung von 300 - 350 Tg p. a., davon sind etwa 50 – 100 Tg anthropogenen Ursprungs. Österreich emittierte 1980 343,86 Gg und 2007 nur mehr 25,6 Gg, die Tendenz war besonders zwischen 1980 und Anfang der 1990er Jahre aufgrund von Emissionsreduktionen (Abgasreinigung) sehr stark abnehmend.

Senken: Trockne, nasse und okkulte Deposition; Oxidation, Absorption in Wolken, durch die Vegetation, an Böden und Wasseroberflächen.

6.2. Physikalische Eigenschaften

SO₂ ist ein farbloses, stechend riechendes, nicht brennbares Gas, das schwerer als Luft ist. Die Geruchsschwelle liegt bei ca. 5 mg m⁻³. Es ist in Wasser leicht löslich, bei 20°C lösen sich 40 Liter in 1 Liter Wasser.

SO₂ ist kein Treibhausgas, Sulfat-Aerosol hingegen ein „Anti-Treibhausgas“.

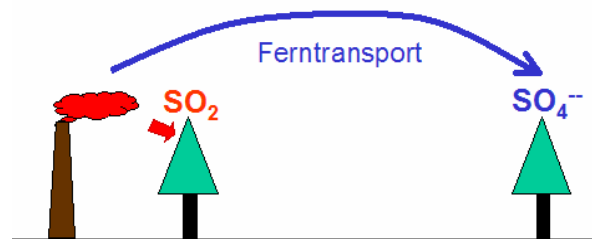
6.3. Chemische Eigenschaften

Die wässrige Lösung von SO₂ reagiert sauer. Es wirkt wegen seines Bestrebens, die Oxidationsstufe von Schwefelsäure zu erreichen, reduzierend. Auf der reduzierenden Wirkung beruht auch die Bleichung. Eine oxidierende Wirkung zeigt sich nur in Verbindung mit starken Reduktionsmitteln wie metallischem Mg, Al oder K. SO₂ korrodiert Metalle.

Die mittlere Verweilzeit dieses „hochvariablen Spurengas“ in der Atmosphäre beträgt wenige Tage bis wenige Wochen, die Depositionsgeschwindigkeit je nach Beschaffenheit der Oberfläche 0,1 – 2 cm sec⁻¹, der Wirkungsradius eines SO₂-Emittenten liegt in der Größenordnung von 30 - 100 km. Mit zunehmender Entfernung von Emittenten entsteht zunehmend Sulfat (Abbildung 6-1).

Abbildung 6-1: Emission und Immission von Schwefel.

SO₂ wird im Zuge der Transmission in das weniger pflanzengiftige Sulfat umgewandelt.

**SO₂ bildet weitere toxische Komponenten in der Atmosphäre**

SO₂ ist – im Gegensatz zu NO und NO₂ – kein Radikal. Es bildet in wässriger Lösung Sulfid. SO₂ wird in der Luft durch das OH[•]-Radikal, Ozon oder durch H₂O₂ zum (Bi-)Sulfitradikal (HSO₃[•], SO₃[•]) umgesetzt, welches weiter zu Sulfat bzw. Schwefelsäure reagiert. Ruß und Staub können diese Reaktion beschleunigen. Sulfat-Aerosol kommt in Form verschiedener Sulfate (z. B. Ammoniumsulfat) vor.

Schwefeltrioxid (SO₃) entsteht nicht durch Verbrennung von Schwefel an der Luft, sondern bei der Umsetzung aus SO₂ und Sauerstoff bei 400 - 600 °C (Emission bei Kohle- und Ölverbrennung 1 – 10 % vom SO₂), die katalysiert werden muss. Es ist ein starkes Oxidationsmittel, das sehr schnell mit Wasser zu Schwefelsäure reagiert. SO₃ erzeugt helle bis braune Flecken (Ätزشäden).

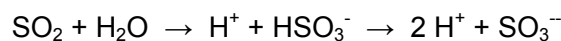
Im Boden steigert die gebildete Schwefelsäure die Bodenazidität und trägt – neben den Stickstoffverbindungen – zur Bodenversauerung bei (Kapitel 10).

Schwefel ist ein essentieller Bestandteil der Pflanzen

Schwefel ist in den Aminosäuren Cystein, Cystin und Methionin und somit in Peptiden, Proteinen und Enzymen enthalten. In Proteinen wirkt Schwefel strukturbildend und in Enzymen bildet die SH-Gruppe häufig das „aktive Zentrum“. Der Bedarf an Schwefel in der Pflanzenzelle und damit die Aufnahmekapazität sind jedoch relativ gering: Im Pflanzenprotein ist 1 % S enthalten, der Gehalt in Fichtennadeln beträgt vergleichsweise nur rund 0,1 % der Trockensubstanz (etwa 10x so viel wie im Holz). Der Bedarf an Schwefel ist um den Faktor 20 niedriger als jener von Stickstoff.

6.4. Aufnahme und Umsetzungen in Pflanzen**SO₂ wirkt in der Pflanzenzelle sauer**

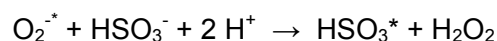
SO₂ wird vor allem über die Stomata aufgenommen und im Blatt umgesetzt. In der wässrigen Phase der Pflanzenzelle löst es sich bei niedrigem pH-Wert SO₂ leicht als SO₂*H₂O und bildet schnell unter jeweils einer H⁺-Abspaltung das reduzierend wirkende Bisulfit – hauptsächlich zwischen pH 5 und 7 – und Sulfit (bei hohem pH).



Sulfit ist für Pflanzen rund 20 mal toxischer als Sulfat. Bei Schwefelmangel kann SO₂ jedoch sogar wachstumsfördernd sein.

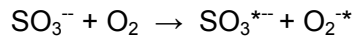
SO₂ erzeugt Radikale

Unter Lichtabschluss kann Bisulfit in der Zelle mit dem Superoxidanion-Radikal (O₂^{•-}) das reaktive Bisulfit-Radikal bilden, wobei auch Wasserstoffperoxid (H₂O₂) entsteht:

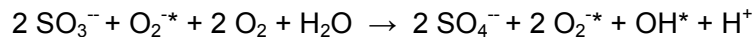


HSO_3^* kann mit Sauerstoff weitere, ebenfalls aggressive Radikale (SO_4^{*-} , SO_5^{*-}) sowie als Endprodukt das stabile und weit weniger giftige Sulfat bilden.

Unter Lichteinfluss kann in saurer Lösung aus Sulfit und Sauerstoff ebenfalls das Sulfitradikal und weiters das Superoxidanion-Radikal (O_2^{*-}) entstehen. Die Startreaktion erfolgt durch Metallionen, UV-Strahlung oder enzymatisch:



Das auch im Zuge der ungestörten Photosynthese gebildete O_2^{*-} kann durch Superoxiddismutase (SOD) abgefangen werden; es kann aber auch das ebenfalls giftige H_2O_2 bilden, das durch Ascorbat entgiftet werden kann. Sulfit stört diesen Ablauf, und es laufen Radikalkettenreaktionen ab, wobei auch das OH^* -Radikal entsteht. Die Summenreaktion lautet:



In Kettenreaktionen werden Radikale wie OH^* , SO_3^{*-} , SO_4^{*-} , aber auch Sulfat oder OH^- -Ionen gebildet. Die Radikalreaktion kommt zum Stillstand, wenn aus bestimmten radikalischen Reaktionspaaren H_2O_2 und Sauerstoff entstehen.

Licht- und sauerstoffabhängig sind jene typischen Effekte des SO_2 , bei denen die Photosynthese inhibiert wird.

Schwefel wird im Organismus akkumuliert

Schwefel wird bei lange andauernder Einwirkung in geringen Konzentrationen und vor allem in anorganischer Form als Sulfat (z. B. MgSO_4) akkumuliert. Daher sind Blattorgane bei entsprechenden „Dosierungen“ als Bioindikatoren geeignet: Eine Erhöhung der natürlichen Gehalte lässt auf eine Immissionseinwirkung schließen. Diese lässt jedoch noch keinen Rückschluss auf Schädigungen oder Schäden zu. Im Forstgesetz (Zweite Verordnung gegen forstschädliche Luftverunreinigungen) sind Grenzwerte für Schwefel in Blattorganen festgesetzt (Anhang 8a). Kurzzeitige und letale Konzentrationsspitzen führen hingegen zu keiner Akkumulation, da das Blattorgan schnell abstirbt.

Zunächst kann Schwefel in den Stoffwechsel eingeschleust und zu zelleigenen Komponenten umgewandelt werden. Wird ein bestimmter Schwellenwert überschritten, treten zunächst unsichtbare und reversible („physiologische“) Schädigungen auf, z. B. eine Beeinträchtigung der Photosynthese. Wird die Dosierung erhöht, treten akute (sichtbare) Schäden auf, die irreversibel sind.

SO_2 und besonders Sulfit zerstören lebenswichtige Komponenten in der Zelle

- Die saure Wirkung beansprucht das Pufferungssystem und kann zu einer Absenkung des pH-Wertes im - leicht alkalisch reagierenden - Zellsaft führen. Chlorophyll kann direkt durch Ansäuerung abgebaut werden, wobei Mg abgespalten und Phäophytin gebildet wird. Das führt zu Chlorosen. Die pH-Absenkung reduziert auch die Effektivität des Calvin-Zyklus und damit die der CO_2 -Fixierung.
- Beeinträchtigung der Photosynthese durch Blockierung der CO_2 -Fixierung bzw. der Rubisco (= Ribulose-1,5-bisphosphat-Carboxylase/Oxygenase) durch Konkurrenzierung der CO_2 -Fixierung („kompetitive Hemmung“) durch SO_2 und das gebildete H_2O_2 ; damit Hemmung des Calvin-Zyklus.
- Sprengung der C=C-Doppelbindungen des Chlorophylls; sie kann bei gleichzeitiger Anwesenheit von peroxidierten Lipidverbindungen und HSO_3^- erfolgen.
- Schädigung der Chloroplasten (Quellung).

- Die aus SO_2 gebildeten Sulfonsäuren ($\text{R-SO}_3\text{H}$) können $\text{C}=\text{C}$ -Doppelbindungen von ungesättigten Fettsäuren über eine Induktion einer Radikalkettenreaktion peroxidieren. So können auch Pigmente wie Chlorophylle und Carotinoide zerstört werden. In der Folge werden Membraneigenschaften verändert. Als Nebenprodukt entsteht das ebenfalls schädliche Ethen und bei zunehmender Schädigung zunehmend Ethan. Das Enzym Superoxiddismutase (SOD) wirkt diesen Reaktionen entgegen.
- Die Umwandlung von Aldehyden und Ketonen zu Hydroxysulfonaten hemmt Enzyme und stört damit den Stoffwechsel. Dieses Prinzip wird bei der Unterbrechung der Hefegärung bei der Weinbereitung durch SO_2 genützt.
- Schädigung des Erbgutes: Sulfonate und Sulfit sind in hohen Konzentrationen mutagen, d. h. sie lösen Mutationen aus oder führen zu Chromosomenaberrationen, weil sie die Pyrimidine der DNA spalten, wobei Dihydrosulfonate gebildet werden. Die Guanin-Cytidin-Basenpaare werden in Adenin-Thymidin-Basenpaare umgewandelt bzw. Cytidin in Uracil. Weitere biologische Ringverbindungen wie NAD^+ , FAD werden ebenfalls gespalten.
- S-S-Brücken werden mit HSO_3^- zu RSH-Verbindungen reduziert. Dadurch verändert sich auch die Tertiärstruktur von Proteinen.
- In Waldbeständen können Sekundärschäden infolge einer verringerten Kationenverfügbarkeit auftreten, da zur Kompensierung der Versauerung sowohl in der Zelle als auch im Boden Kationen erforderlich sind. Wenn der SO_2 -bedingte Mehrbedarf nicht gedeckt werden kann, kommt es zu Mangelerscheinungen.
- SO_2 führt bei geringen Konzentrationen zu einem Turgorverlust der Nebenzellen der Spaltöffnungen, was bei geringen Konzentrationen zu einer Öffnung oder sogar zu einer Öffnungsstarre der Stomata führt. Höhere Dosen hingegen erzwingen einen Stomataschluss. Dementsprechend wird die Transpiration beeinflusst.

6.5. Vermeidung und Entgiftung

Vermeidung

Die Abschwächung von SO_2 -Intoxikationen ist durch Verminderung bzw. Blockierung der SO_2 -Aufnahme durch Stomataschluss und bei Koniferennadeln durch deren Bau („Xeromorphie“ = Anpassung an Trockenheit) möglich.

Entgiftung durch Abpufferung der Säurewirkung

Durch vermehrte Aufnahme von Alkali- und Erdalkali-Ionen kann die Säurewirkung abgepuffert werden.

Oxidative und reduktive Entgiftung

SO_2 kann in den Stoffwechsel eingeschleust werden kann, versucht die Zelle, aus dem toxischen Zwischenprodukt Sulfit weniger giftige Produkte (Sulfat) und sogar essentielle Bestandteile (Aminosäuren) zu bilden. Die Entgiftung ist bei tiefen Temperaturen verlangsamt. Für die Entgiftung gibt es grundsätzlich zwei Möglichkeiten: Den oxidativen und den reduktiven Weg.

Die oxidative Entgiftung dominiert bei Bäumen

In der Zellwand bzw. auch im Apoplasten kann Sulfit durch Peroxidasen oxidiert werden, wenn H_2O_2 als Oxidationsmittel verfügbar ist (Abbildung 6-2). Die hierbei ablaufenden radikalischen Reaktionen werden durch Ascorbat gestoppt.

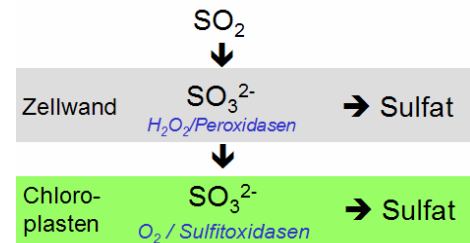
In den Chloroplasten - dem bevorzugten Ort der oxidativen und der reduktiven Entgiftung - kann die Oxidation von Sulfit zum Sulfat mit Hilfe des Molybdän-haltigen Enzyms Sulfitoxidase bewerkstelligt werden; sie erfordert Sauerstoff und es entsteht H_2O_2 , das seinerseits entgiftet werden muss.

Bei der Umwandlung von Sulfit in Sulfat werden Protonen freigesetzt.

Abbildung 6-2: Oxidative Entgiftung von SO_2 in der Zelle.

Die oxidative Entgiftung kann in der Zellwand und in den Chloroplasten erfolgen. Die entstehenden Radikale müssen mit Radikalfängern unschädlich gemacht werden.

Chloroplasten sind wegen ihres hohen pH-Wertes eine wirkungsvolle Senke für Sulfit.



Das Sulfat wird in den Vakuolen z. B. als MgSO_4 „entsorgt“ (akkumuliert). Das erklärt auch, warum eine SO_2 -Einwirkung mit Mg-Mangel gekoppelt sein kann, weil dadurch auch das vorhandene Mg gebunden wird.

Die reduktive Entgiftung erzeugt essentielle Verbindungen

Der reduktive Weg umgeht das Versauerungsproblem, indem der Schwefel auf die Stufe von H_2S reduziert wird: Das in der Zellwand gebildete Sulfit bzw. Sulfat wird in den Chloroplasten unter Energieaufwand - und mit Hilfe von H^+ -Ionen (Verbrauch von H^+ !) - zu H_2S und Sauerstoff umgewandelt (bevorzugt in jungen Blättern). Ein eleganter Weg ist die Umwandlung der im Zuge der Reduktion ebenfalls gebildeten SH-Gruppen von Cystein bzw. von Glutathion.

Als erstes Reaktionsprodukt entsteht aus Sulfat und ATP (Adenosintriphosphat) mit Hilfe der ATP-Sulfonylase das APS (Adenosin-phosphosulfat). Das ist Sulfat in einer energiereicheren und damit in der Zelle leichter umsetzbaren Form.

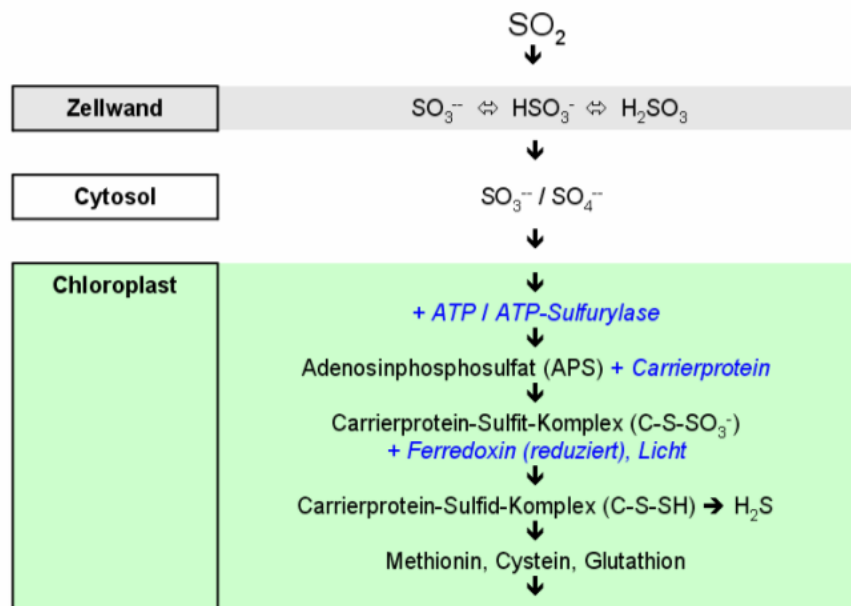
Der entstandene Protein-Sulfitkomplex (C-S-SO_3) wird über Ferredoxin (Fd_{red} ; Fe- und S-hältiges Protein, das eine Schlüsselrolle in der Photosynthese hat und als Elektronenüberträger fungiert) über Sulfit zu Sulfid (C-S-S-) reduziert.

Durch Übertragung auf o-Acetylserin entsteht die Aminosäure Cystein und weiter die Aminosäure Methionin und das Tripeptid Glutathion. Aus diesen Komponenten können Proteine synthetisiert werden. Methionin ist auch eine Vorstufe zu Ethen.

Wenn mehr Reduktionskraft als verfügbare Kohlenstoffquellen vorhanden ist, kann der Schwefel aus C-S-S- zu H_2S reduziert werden, das als Gas aus der Zelle diffundieren kann (etwa 10 % des SO_2 ; Abbildung 6-3).

Abbildung 6-3: Reduktive Entgiftung von SO₂ in den Chloroplasten (grünes Feld) (nach Larcher 2003).

SO₂ ionisiert zunächst in der Zellwand (grau unterlegt) bzw. im Cytosol. Die Entgiftung ist energieaufwändig und erfordert zunächst ATP. Die Elektronen für die reduktive Entgiftung stammen aus der photolytischen Wasserspaltung in der Photosynthese.



L-Cystein



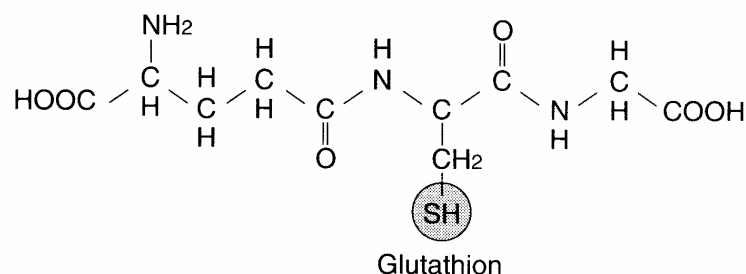
L-Methionin

Das Tripeptid **Glutathion** (γ -glu-cys-gly) ist ein wichtiges Antioxidans und fungiert als Redoxpuffer in den Zellen. Es entgiftet in der reduzierten Form Ozon und seine Reaktionsprodukte. Es ist der Hauptpool des Nichtprotein-SH (90 %) in der Pflanzenzelle (Cystein: weniger als 10 %).

Glutathion ist die Form, in der assimilierter Schwefel aus den Blättern zu den Orten der Proteinsynthese (Spross- und Wurzelspitzen und Früchte) transportiert wird. Es fungiert als Signalmolekül, das die Absorption von Sulfat in den Wurzeln und die Assimilation von Sulfat über den Spross koordiniert.

Glutathion reguliert das Redoxgleichgewicht in der Pflanzenzelle und ist die Haupttransportform für metabolisierten Schwefel. Es schützt aktive Zentren von SH-Enzymen, entgiftet in der reduzierten Form Ozon und seine radikalischen Folgeprodukte, bestimmte Pestizide (mittels Glutathion-S-Transferase), niedermolekulare Chlorkohlenwasserstoffe sowie Schwermetalle und fungiert als Membranstabilisator.

Kälte, Trockenheit, Wassermangel, Sauerstoff-Überschuss und Oxidantien beeinflussen die Glutathionreduktase und damit die Funktionsfähigkeit des GSH-GSSG-Systems.



Werden diese Mechanismen überfordert, kommt es zu SO₂-Schäden, die ganze Waldbestände erfassen können (Abbildung 6-4). Krautige Pflanzen, die fortlaufend neue Blätter bilden, sind weniger

gefährdet als immergrüne Nadeln von Koniferen, die bei Fichten z. B. bis zu 10 Jahre alt werden können.



Abbildung 6-4: SO₂-geschädigte Fichten im Erzgebirge.

6.6. Schädigungen an Pflanzen

SO₂ und Sulfid erzeugen unspezifische sichtbare Symptome

- **Akute Schädigungen:** Gelbe bis braune Flecken-, Rand- und Spitzennekrosen an Laubblättern (Abbildungen 6-5 und 6-6) sowie Spitzennekrosen an Koniferennadeln bei hohen Konzentrationen.
- **Chronische Schädigungen:** Kurztriebbigkeit und Kurznadeligkeit nach lang anhaltenden Einwirkungen relativ geringer Konzentrationen.

Wirkungsindikatoren: Rotklee, Buchweizen, Luzerne, Buschbohne, Flechten, Zitterpappel. Nach Kurzzeitbegasungen mit hohen Konzentrationen reagieren Lärche, Weißkiefer und Fichte sehr empfindlich, Schwarzkiefer und Winterlinde empfindlich; Eschenahorn und Platane sind relativ tolerant.

Neben den häufig sehr SO₂-empfindlichen Flechten (Gallertflechten), die als Zeigerorganismen für saure Depositionen dienen, gibt es auch SO₂-verträgliche Flechten in der Nähe von Vulkanen und Schwefelquellen.

Akkumulationsindikatoren: Fichte, Kiefer u. a. Koniferen, Buche, Welsches Weidelgras.

Abbildung 6-5: Zerstörung von Blattzellen durch SO₂.

Ausgehend von den Stomatazellen und der Atemhöhle werden die Zellen des Mesophylls und anschließend jene der Palisadenzellen geschädigt.

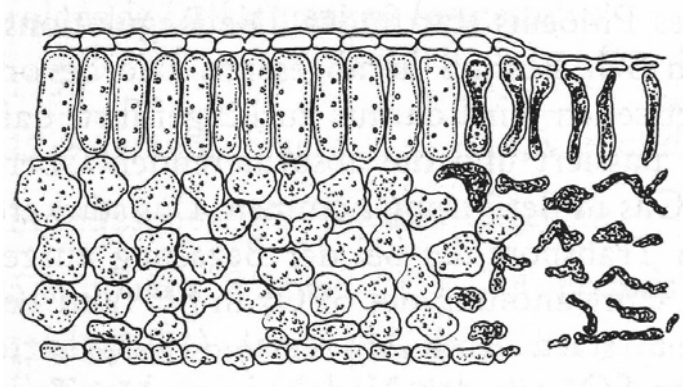
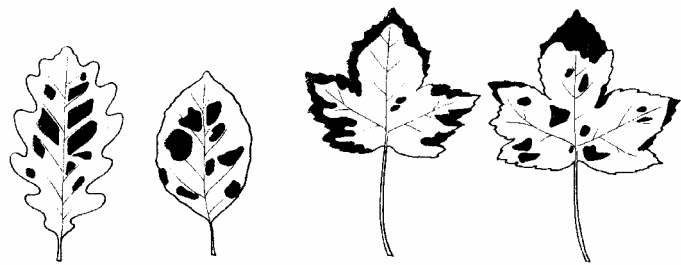


Abbildung 6-6: Akute SO₂-Schäden:
Nekrotische Flecken, Rand- und
Spitzennekrosen (schematisch; Dässler
1991; siehe auch Abbildung 2-15).

Traubeneiche, Rotbuche, Bergahorn



Birke, Dahlie, Lupine, Luzerne, Raps



Rotklee, Weidelgras, Pappel



6.7. Konzentrationen in der Luft und in Blattorganen

Luft: Die SO₂-Konzentrationen haben in Österreich, bedingt durch die Emissionsminderungen seit dem Beginn der 1980er Jahre, stark abgenommen. Jahresmittelwerte liegen in ländlichen Gebieten bzw. Reinluftgebieten Österreichs heute meist deutlich unter 20 ppb; wirkungsbezogene Immissionsgrenzwerte (Anhang 7) werden praktisch nicht mehr überschritten. Die registrierende Messung beruht auf dem Prinzip der UV-Fluorimetrie, integrierende Messungen werden mit Passivsammlern durchgeführt. Konzentrationen über 8 ppb können pflanzenschädigend wirken (Tabelle 6-1).

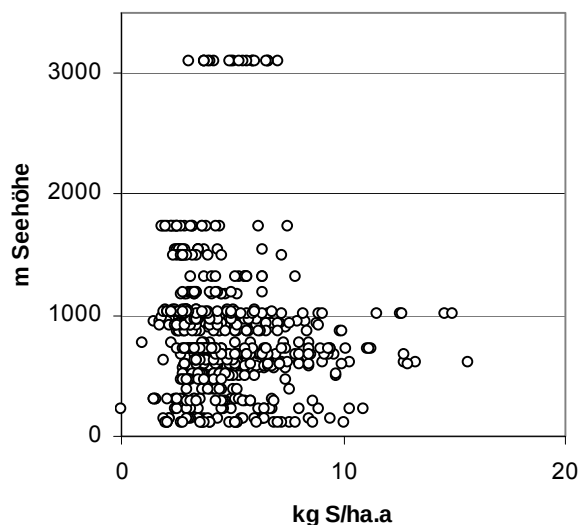
Tabelle 6-1: SO₂-Konzentrationen in der Luft, oberhalb derer Schädigungen an Pflanzen auftreten können (Richtwerte).

Mittel	ppb
Halbstundenmittel	30
Tagesmittel	20
Jahresmittel	8

Die Freilandeinträge von Sulfatschwefel (erhoben im Level II-, WADOS- und EMEP-Messnetz) betrugen in Österreich meist unter 15 kg S ha⁻¹ a⁻¹ mit einem deutlich abfallenden Trend mit der Seehöhe (Abbildung 6-7) sowie mit einem zeitlich abnehmenden Trend (Abbildung 6-8).

Abbildung 6-7: Sulfatschwefeleinträge durch nasse Deposition in Österreich in Abhängigkeit von der Seehöhe (Gesamtzeitraum 1984-2008; n = 634).

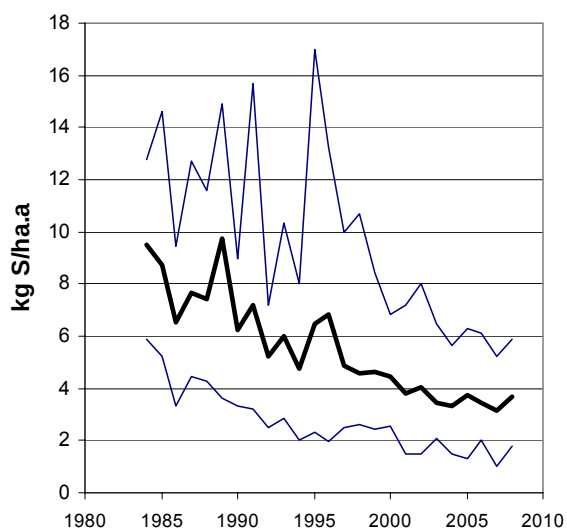
Durch die mit der Seehöhe zunehmenden Niederschlagshöhen werden die abnehmenden Sulfatschwefelkonzentrationen zum Teil ausgeglichen.



Der Critical Load für Standorte mit einem minimalen Pufferungsvermögen (Quarzite und Granite) liegen unter $3 \text{ kg S ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$.

Abbildung 6-8: Entwicklung der Sulfatschwefeleinträge an walddahen und ländlichen Freilandstationen in Österreich durch nasse Deposition (Mittelwerte und Bandbreiten; Smidt et al. 2010; n = 41).

Analog zum Trend der Schwefelemissionen in Österreich und in den Nachbarländern Österreichs nahmen auch die Schwefeldepositionen seit den 1980er Jahren signifikant ab.



Blattorgane: Die natürlichen Schwefelgehalte liegen je nach Nadeljahrgang unter 0,08 bis 0,14 % S, bei Immissionseinwirkungen können etwa 0,5 % erreicht werden. Überschreitungen der Grenzwerte der Zweiten Verordnung gegen forstschädliche Luftverunreinigungen (Tabelle 6-2) werden auch heute noch registriert.

Die chemische Analyse erfolgt durch Verbrennung getrockneter und gemahlener Proben im Sauerstoffstrom und Messung der IR-Absorption durch das gebildete SO_2 mittels eines LECO-Gerätes.

Tabelle 6-2: Grenzwerte der Zweiten Verordnung gegen forstschädliche Luftverunreinigungen, bezogen auf Trockensubstanz.

Nadeljahrgang 1	0,08 %
Nadeljahrgang 2	0,11 %
Nadeljahrgang 3	0,14 %

Sichtbare Schäden an Fichtennadeln sind oberhalb eines Gehaltes von 0,16 % S zu erwarten. Ein Schaden ist im Bedarfsfalle durch dendrometrische Verfahren (Jahrringanalyse) nachzuweisen.

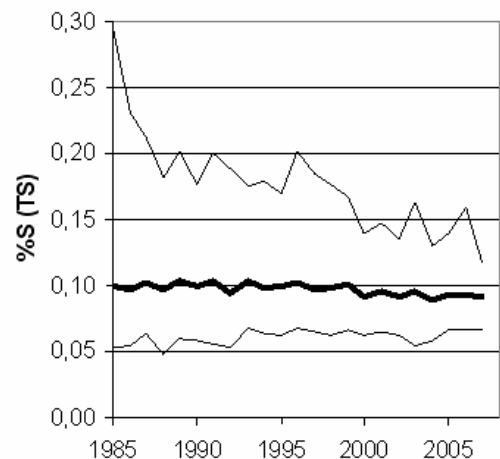
Mangel bei Fichten tritt bei Gehalten unter 0,045 % S ein; derart tiefe Werte wurden aber in Österreich noch nicht gefunden.

Schwefel-Immissionseinwirkungen in Österreich

Untersuchungen im Rahmen des seit 1983 bestehenden flächendeckenden Österreichischen Bioindikatornetzes (www.bioindikatornetz.at) haben ergeben, dass die Schwefel-Grenzwerte der Zweiten Verordnung gegen forstschädliche Luftverunreinigungen je nach Untersuchungsjahr an 5 bis 22 % der Probeflächen überschritten werden. Hauptindikatorbaumart ist die Fichte. Schwefel-Immissionseinwirkungen durch lokale Emittenten, aber auch durch grenzüberschreitende Immissionen sind somit trotz der SO₂-Emissionsminderungen in Österreich noch immer nachweisbar (Abbildung 6-9).

Abbildung 6-9: Verlauf der mittleren Schwefelgehalte der Fichtennadeln des Österreichischen Bioindikatornetzes im Nadeljahrgang 1 (n = 660 Probebäume).

Die mittleren Schwefelgehalte eines Jahres hängen neben den S-Immissionseinwirkungen auch von klimatischen Einflüssen ab. Trockenheit während der Vegetationszeit senkt die SO₂-Aufnahme. Der geringe Rückgang der mittleren Schwefelgehalte - er scheint im Widerspruch zu den starken Emissionsreduktionen zu stehen - ergibt sich aus der Verteilung der Einzelwerte; die Besetzung der Klassen mit höheren Werten sank zwar deutlich ab, jene mit niedrigen Werten stieg aber gleichzeitig an.



Resümee: Die Bedeutung des SO₂, welches im Zuge der Industrialisierung in Europa zum wichtigsten Luftschadstoff wurde, hat besonders in den 1980er und 1990er Jahren in Europa stark abgenommen. Immissionseinwirkungen sind lokal aber immer noch nachweisbar. In Entwicklungsländern bzw. vor allem in China und Indien sind SO₂-Emissionen derzeit jedoch stark ansteigend (siehe Kapitel „Einleitende Bemerkungen“).

Literatur: DeKok und Stulen (1998), Elling et al. (2007), Guderian (2000), Hippeli und Elstner (1996), Hock und Elstner (1995), Nover und Weiler (2008), Treshow (1986), Wellburn (1988), WHO (2000).

7. Schwefelwasserstoff – übel riechend und giftig

Schwefelwasserstoff (H_2S) spielt eine große Rolle im globalen Schwefel-Kreislauf. Er ist weniger pflanzengiftig als SO_2 , HF und Ozon.

7.1. Quellen und Senken

Anthropogene Quellen sind die Chemische Industrie, Teerdestillation, Zellstoff- und Viskoseseideherzeugung, Koksherstellung, Erdöl- und Erdgasverarbeitung, Kläranlagen, Deponien und die Stahlerzeugung. Global werden jährlich 10 Tg reduzierter Schwefel (H_2S , COS u. a.) emittiert.

Natürliche Quellen sind „Schwefelquellen“, Vulkane, Eiweißzersetzung, Sümpfe und Jauchegruben. Über 7 % der natürlichen S-Emissionen werden von Pflanzen als Stoffwechselprodukt abgegeben.

Senken: Oxidation, trockene Deposition (Boden, Vegetation).

7.2. Physikalische Eigenschaften

H_2S ist ein farbloses, nach faulen Eiern riechendes, stark giftiges, brennbares Gas. In Wasser lösen sich bei 20 °C 2,6 Liter H_2S (nur 1/15 von SO_2).

7.3. Chemische Eigenschaften

H_2S ist in wässriger Lösung eine sehr schwache zweibasige Säure und wird in Gegenwart von Licht und Sauerstoff zu Schwefel oxidiert. Es ist bestrebt, Metalle zu binden; die meisten Metallsulfide sind schwer löslich, Alkalisulfide hingegen sind leicht löslich. H_2S ist sowohl im gasförmigen als auch im gelösten Zustand ein mittelstarkes Reduktionsmittel, das lebhaft mit Fluor, Chlor und Brom reagiert. Die Verweilzeit in der Atmosphäre beträgt ½ bis 2 (4) Tage.

Weitere reduzierte S-Verbindungen sind Carbonylsulfid (COS), Schwefelkohlenstoff (CS_2) und Dimethylsulfid (DMS; CH_3-S-CH_3).

In der Atmosphäre wird H_2S z. B. durch OH^* , Sauerstoff und HO_2^* zu SO_2 oxidiert, welches weiter zum Sulfat reagieren kann.

Für Pflanzen ist H_2S toxischer als für den Menschen.

7.4. Aufnahme und Umsetzungen in Pflanzen

Pflanzen können sowohl Senke als auch Quelle für H_2S sein. Senke, wenn es über die Stomata aufgenommen und metabolisiert wird; Quelle, wenn nach Einwirkung hoher Konzentrationen von SO_2 oder von Sulfid in geringem Umfang H_2S gebildet und aus den Blättern emittiert wird. H_2S wird über die Stomata aufgenommen. Die Giftwirkung beruht zum Teil auch auf der Bindung essentieller Metalle. Zu den Umsetzungen von Schwefelverbindungen in der Zelle siehe Kapitel 6.

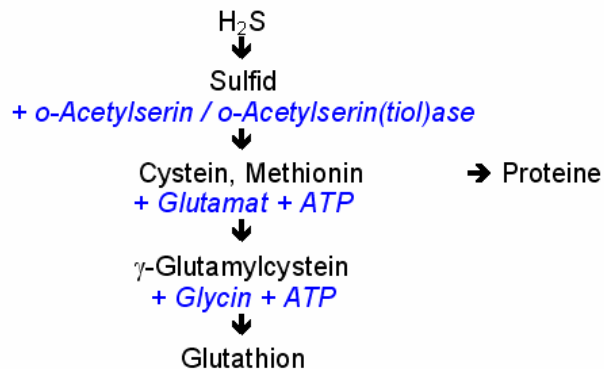
Da H_2S Schwermetalle in wenig lösliche Sulfide verwandelt, hemmt es die Assimilation und Atmung (letzte durch Abbinden von Eisen).

7.5. Entgiftung und Metabolisierung

Zunächst entsteht nach der Aufnahme über die Spaltöffnungen Sulfit, das mittels Cystein-Synthase (das Enzym, das die Bildung des Cysteins katalysiert; es kommt in Chloroplasten, dem Hauptort der Sulfatreduktion und der Cystein/Glutathionsynthese, und im Cytosol vor) zur Aminosäure Cystein und in weiteren Schritten zu Glutathion umgewandelt werden kann. Dieses wandert als solches in die Wurzel (Abbildung 7-1).

Abbildung 7-1: Die Entgiftung von H₂S in der Pflanze (am Beispiel der Blätter von Zwiebel).

Die Umsetzungen des H₂S in Blattorganen entsprechen weitgehend jenen des SO₂ bzw. Sulfat (stark vereinfacht nach DeKok et al. 1998). Sulfid wird im Spross auch durch Reduktion von Sulfat und Sulfit gebildet. Bei der Entgiftung werden zelleigene Verbindungen wie Glutathion gebildet. Die Umsetzungen erfordern Energie in Form von ATP.



Bei längerer H₂S-Exposition wird Schwefel in Form von Thiolen in Blattorganen akkumuliert, wobei der Thiolgehalt auf ein Mehrfaches ansteigen kann. Eine hohe Cysteinsynthase-Aktivität ist mit einer hohen Sulfidtoleranz verbunden. Die Akkumulation in Form von Thiolen wird nicht nur durch das aufgenommene H₂S gesteuert, ein Teil des Schwefels wird auch für den Aufbau der Zellsubstanz verwendet. Überschüssiger Schwefel wird in Form von Sulfat in der Vakuole abgelegt. Beide Reaktionen erhöhen somit den Schwefelgehalt der Blattorgane.

H₂S kann die Membranpermeabilität und die Keimung negativ beeinflussen. Auch die Funktion der Spaltöffnungen und der Abbau von Kohlenhydraten wird beeinträchtigt.

Die Aufnahme von H₂S über Blätter drängt die Sulfat-Aufnahme über die Wurzel zurück. Bei Schwefelmangel kann via Stomata aufgenommener H₂S Schwefel-Mangelerscheinungen aufheben; in geringen Konzentrationen kann H₂S deshalb das Wachstum stimulieren. Als Form der Nährstoffzufuhr hat H₂S jedoch keine Bedeutung, weil die hierfür erforderlichen Konzentrationen von zirka 200 ppb in der Regel nicht erreicht werden und schon ziemlich nahe an der Toxizitätsschwelle liegen.

7.6. Schädigungen an Pflanzen

H₂S greift wie SO₂ Chlorophyll bzw. die Chloroplasten an. Infolge dessen wird die Photosynthese und das Wachstum verschiedener Pflanzen gehemmt. Als unmittelbar sichtbare Symptome treten – ähnlich wie bei SO₂ - Blattnekrosen an Spitzen und Rändern sowie nekrotische Läsionen auf.

Bereits 30 ppb können bei langer Einwirkung Pflanzen schädigen; Kurzzeitbegasungen mit 300 ppb erzeugen sichtbare Symptome – z. B. fahlgelbe Flecken, metallischer Glanz, Nekrotisierung und Blattverfärbungen von der Blattspitze her - sowie Blattfall, aber meist erst, wenn H₂S bereits geruchlich wahrnehmbar ist. Auch Welkeerscheinungen ohne typische Blattverfärbungen wurden bereits festgestellt. H₂S ist weniger giftig als SO₂.

Wirkungsindikatoren: Douglasie, Spinat; empfindlich sind ferner Tabak, Rettich, Klee, Gladiole und Sojabohne. Wenig empfindlich sind hingegen Apfel, Kirsche und Erdbeere.

7.7. Konzentrationen in der Luft und in Blattorganen

Luft: H₂S wird in Österreich heute nicht mehr gemessen. In den Jahren 1987 - 1992 wurde in Lenzing/OÖ. nahe eines H₂S-Emittenten Jahresmittelwerte zwischen 9 und 35 ppb registriert. Gesetzliche Grenzwerte zum Schutz der Vegetation gibt es in Österreich und in der Europäischen Union nicht.

Tabelle 7-1: H₂S-Konzentrationen, oberhalb derer Schädigungen an Pflanzen auftreten können (Richtwerte).

Mittel	ppb
Halbstundenmittel	300
Jahresmittel	30

Blattorgane: Zu Schwefelkonzentrationen in Blattorganen siehe Kapitel 6.

Resümee: H₂S spielt zwar im globalen Schwefel-Kreislauf eine große Rolle, hat aber für die Vegetation als pflanzentoxischer Schadstoff relativ wenig Bedeutung.

Literatur: Wellburn (1988), Hippeli und Elstner (1996), DeKok und Stulen (1998).

8. Stickstoffoxide – Radikale, Radikalbildner und „Überdünger“

Stickstoff ist ein Hauptnährstoff und in Proteinen zu 16 % enthalten. Ein Überschuss führt zu einer Eutrophierung von Ökosystemen. Stickstoffoxide ($\text{NO}_x = \text{NO} + \text{NO}_2$) sind direkt als saure Luftschadstoffe und indirekt als Vorstufen des Ozons relevant. Lachgas (N_2O) wird im Kapitel 14.6 behandelt. Während SO_2 an Bedeutung abgenommen hat, nehmen die Emissionen von NO_x in Österreich wieder zu.

8.1. Quellen und Senken

Anthropogene Quellen sind die Dünger-, Salpetersäure- und Schwefelsäureherstellung, die Verbrennung fossiler Brennstoffe, die Biomasseverbrennung, der Düngereinsatz und die Oxidation von NH_3 .

N_2 ist die stabilste Stickstoffverbindung; bei Verbrennungen entsteht primär NO vor allem aus dem Luftstickstoff („thermisches NO_x “), aber auch aus dem Brennstoff selbst („Brennstoff- NO_x “). Thermisches NO_x entsteht ab 1250°C , Brennstoff- NO_x ab ca. 800°C .

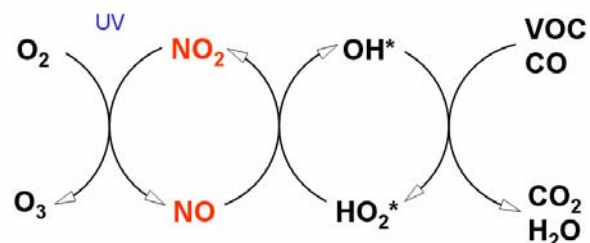
Als NO_y wird die Summe der Stickstoffoxide ($\text{NO} + \text{NO}_2 + \text{N}_2\text{O}_5$, HNO_3 , HNO_2 , Nitrat, PAN, aber nicht N_2O = Lachgas) bezeichnet.

Natürliche Quellen von gasförmigen Stickstoffverbindungen sind Ozeane, Böden (NO_x bzw. N_2O durch Nitrifikation und Denitrifikation; im Zuge der Denitrifikation werden global mehr als 100 Tg pro Jahr gebildet) und Blitze (NO_x). Auch Pflanzen können NO_x emittieren, wenn die Außenkonzentrationen entsprechend gering sind.

Stickstoffoxide werden im photochemischen Smog unter Einwirkung von kurzwelliger Strahlung umgesetzt, wobei u. a. Ozon entsteht (Abbildung 8-1).

Abbildung 8-1: NO_x -Umsetzungen im photochemischen Smog.

Die Smogbildung wird durch das Hydroperoxylradikal (HO_2^*), das OH^* -Radikal, CO und VOCs aufrechterhalten.



Die globalen Stickstoffemissionen liegen in der Größenordnung von 55 Tg p. a. (die Schätzungen liegen sehr weit auseinander). Die NO_x -Emissionen in Österreich betrugen 247,8 Gg im Jahre 1980 und 220,1 Gg im Jahre 2007; die Tendenz bis 1995 ist abnehmend, danach aber wieder zunehmend.

Senken sind Böden, die Vegetation bzw. trockene Deposition.

8.2. Physikalische Eigenschaften

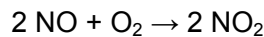
Stickstoffmonoxid (NO) ist ein farbloses, giftiges Gas, das in Wasser nur wenig löslich ist (0,07 Raumteile in einem Raumteil bei 0°C). Es dimerisiert nur im flüssigen bzw. festen Zustand.

Stickstoffdioxid (NO_2) ist ein braunrotes, charakteristisch riechendes, äußerst korrosives, hochgiftiges Gas. Mit zunehmender Temperatur zerfällt es zu NO und Sauerstoff, bei 650°C ist der Zerfall vollständig. Es löst sich besser in (Zellwand-)Wasser als NO, weist jedoch nur 7 % der Löslichkeit des SO_2 auf. Die Depositionsgeschwindigkeit auf der Vegetation ist mit rund 1 cm s^{-1} wesentlich größer als jene von NO, weil auch die Aufnahmerate durch die Pflanze höher ist; dies hängt auch mit seiner besseren Wasserlöslichkeit zusammen. Die Absorptionsrate ist 3-20x höher als jene von NO.

NO und NO₂ sind keine „Treibhausgase“, aber „indirekte Treibhausgase“, weil sie die Bildung des Treibhausgases Ozon fördern. Andererseits sind sie Vorstufe von Aerosolen, welche einen negativen Strahlungsantrieb bewirken.

8.3. Chemische Eigenschaften

NO zerfällt bei 450 °C in N₂ und O₂. Es hat ein großes Bestreben, mit Sauerstoff NO₂ zu bilden, wobei braune Dämpfe entstehen. Mit zunehmender Temperatur verschiebt sich die exotherme Reaktion



nach links; oberhalb von 650 °C reagiert NO nicht mehr mit Sauerstoff. Durch starke Oxidationsmittel kann NO zu Salpetersäure oxidiert werden. Das primär erzeugte NO wird mit zunehmender Entfernung vom Emittenten in NO₂ umgewandelt. Die Verweilzeit liegt zwischen 3 und 6 Tagen.

NO₂ ist ein kräftiges Oxidationsmittel, das die Verbrennung unterhält.

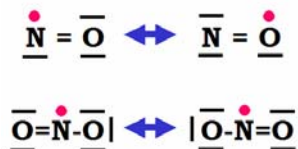
Die Stickstoffoxide sind - neben Kohlenwasserstoffen und verschiedenen Radikalen - an der Ozonbildung beteiligt (Kapitel 13).

NO und NO₂ sind zwei „relativ stabile“ Radikale

NO und NO₂ sind freie Radikale, also Verbindungen mit ungepaarten Elektronen. Sie sind nicht so kurzlebig wie andere Radikale, weil sie sich durch mesomere Zustände stabilisieren. Trotzdem sind sie, vor allem NO₂, reaktionsfreudig.

Die mittlere Verweilzeit in der Atmosphäre kann bis zu 10 Tagen betragen.

Die Radikale NO und NO₂ und ihre „mesomeren Zwischenzustände“:



(das NO₂-Molekül ist in Wirklichkeit gewinkelt)

In Pflanzen entsteht NO durch Nitratreduktase (NR-Weg) und durch NO-Synthase (NOS-Weg). Im Boden entsteht es aus der Nitratverwertung durch Bodenmikroorganismen. Schlüsselreaktion ist die Nitrosylierung (= Einführung einer NO-Gruppe) von Proteinen. NO ist in Pflanzen sehr kurzlebig (Lebensdauer - im Gegensatz zu NO in der Luft - Sekunden bis Minuten).

Die Rolle von NO in Pflanzenzellen

NO spielt in Mikroorganismen und Pflanzen eine wichtige Rolle. In niedriger Konzentration stellt NO einen Mediator für eine Fülle von hormon- oder stressregulierten Prozessen dar. Es ist an der Samenkeimung und der Bildung von sproßbürtigen Wurzeln beteiligt; weiters kann es den stressbedingten Stomataverschluss fördern; die Fruchtreifung wird hingegen gehemmt.

In hohen Konzentrationen ist NO ein gefährliches Agens, das zur Oxidation von Proteinen, Nukleinsäuren und Lipiden beiträgt und schließlich den Zelltod herbeiführt. NO₂ ist giftiger als das primäre Verbrennungsprodukt NO und weniger giftig als SO₂.

8.4. Aufnahme und Umsetzungen in Pflanzen

NO₂ wird vor allem über die Stomata aufgenommen. Durch die Kutikula dringt es deutlich leichter als SO₂ und O₃. Im Blatt passiert es das Plasmalemma und bildet in der wässrigen Phase Nitrit, das eigentlich toxische Ion.

In wässriger Lösung disproportioniert NO_2 auf der Blattoberfläche zu Nitrit und Nitrat. Nach der Aufnahme über die Blattoberfläche können diese Ionen direkt auf die Epidermis und weitere Zellverbände wirken.

Zunächst können durchaus positive Effekte auftreten: Bei geringer Dosierung kann die Photosynthese durch gesteigerte Chlorophyllsynthese und Chloroplastenbildung stimuliert werden. Bei N-Mangel kann NO_x auch als Dünger fungieren, sofern die Pflanze die toxischen Wirkungen beherrschen kann. Bei höherer Dosierung überwiegen jedoch negative Effekte. NO_x beansprucht als Oxidationsmittel das antioxidative System (Kapitel 13). Sekundäre Schäden entstehen, wenn ein erhöhter Kationenbedarf induziert wird, der nicht gedeckt werden kann.

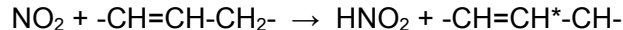
Nitrit scheint die eigentlich toxische Komponente zu sein

Im Zellwasser entsteht aus NO_x Salpetrige Säure (NO_2^- und H^+), welche das alkalische Stroma ansäuert. Durch die Bindung von Nitrit an enzymatische SH-Gruppen werden Proteine geschädigt und Enzyme gehemmt (z. B. wird die Lipidsynthese gehemmt), die Verschiebung des pH-Wertes greift in den Protonengradient der Chloroplasten ein.

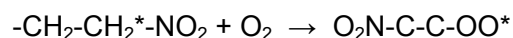
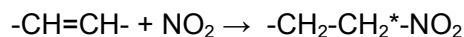
Spaltung von C=C-Doppelbindungen

In der Zelle werden - zumindest bei höheren NO_x -Konzentrationen - Lipid-Doppelbindungen peroxidiert, wenn Wasserstoffatome durch NO_2 angezogen werden. Die Peroxide setzen – ähnlich wie Ozon - in der Zelle radikalische Kettenreaktionen in Gang. Aus NO_2 entstehen bei dieser Reaktion in der Zelle H_2O_2 sowie oxidierende Radikale wie das Superoxidanionradikal ($\text{O}_2^{\cdot-}$) und das $\text{OH}^{\cdot}$ -Radikal.

Dabei wird zunächst in zwei Teilreaktionen ein H-Atom aus dem Kohlenwasserstoff entfernt:



Dann leitet das Radikal $\text{-CH=CH}^{\cdot}\text{-CH-}$ in Gegenwart von Sauerstoff eine Kettenreaktion ein, wobei $\text{COO}^{\cdot}\text{-C-C-}$ als Zwischenprodukt entsteht (an die C-Atome sind – ebenso wie bei den beiden folgenden Gleichungen - noch H-Atome gebunden). Auch die Addition von NO_2 , gefolgt von einer Reaktion mit Sauerstoff und einer Kettenreaktion, ist möglich. Dabei entstehen Peroxide mit Nitrogruppen:



8.5. Reduktive Entgiftung und Metabolisierung

NO_x kann wie SO_2 bis zu einem gewissen Grad in Aminosäuren umgewandelt und so entgiftet werden. Im Gegensatz zum SO_2 spielt beim NO_x nur die reduktive Entgiftung eine Rolle. Die Toleranz hängt von der Kapazität der Nitratassimilation ab. Im Dunklen ist die Empfindlichkeit gegenüber NO_x erhöht.

Im Apoplasten kann NO_2 mittels Ascorbat zum Nitrit bzw. HNO_2 (Salpetrige Säure) reduziert werden. Auch im Cytoplasma wird Nitrit gebildet, und zwar mittels Nitratreduktase. In den Chloroplasten erzeugen Nitritreduktasen Ammonium, das weiter zu Glutamin, Glutaminsäure und schließlich zu Aminosäuren und Proteinen umgewandelt werden kann.

Nitratassimilation und NO_x-Entgiftung brauchen Energie

NO_x wird in den Chloroplasten entgiftet, indem es zu „zelleigenem“ Glutamin umgewandelt wird. Die Umwandlung von Glutamat in Glutamin erfordert Energie in Form von ATP, die Umwandlung von Glutamat in Aminosäuren in Form von NAD(P)H bzw. Ferredoxin. Die Nitritreduktase erzeugt im Licht aus Nitrit und Wasser Ammonium und OH⁻-Ionen (und Sauerstoff), was zu einer vorübergehenden Alkalisierung führt (Abbildung 8-2). Säure stört die Entgiftung. Daher verstärkt SO₂ die Wirkung von NO_x; zudem hemmt SO₂ die Nitratreduktase, was den synergistischen Effekt dieser beiden Gase erklärt.

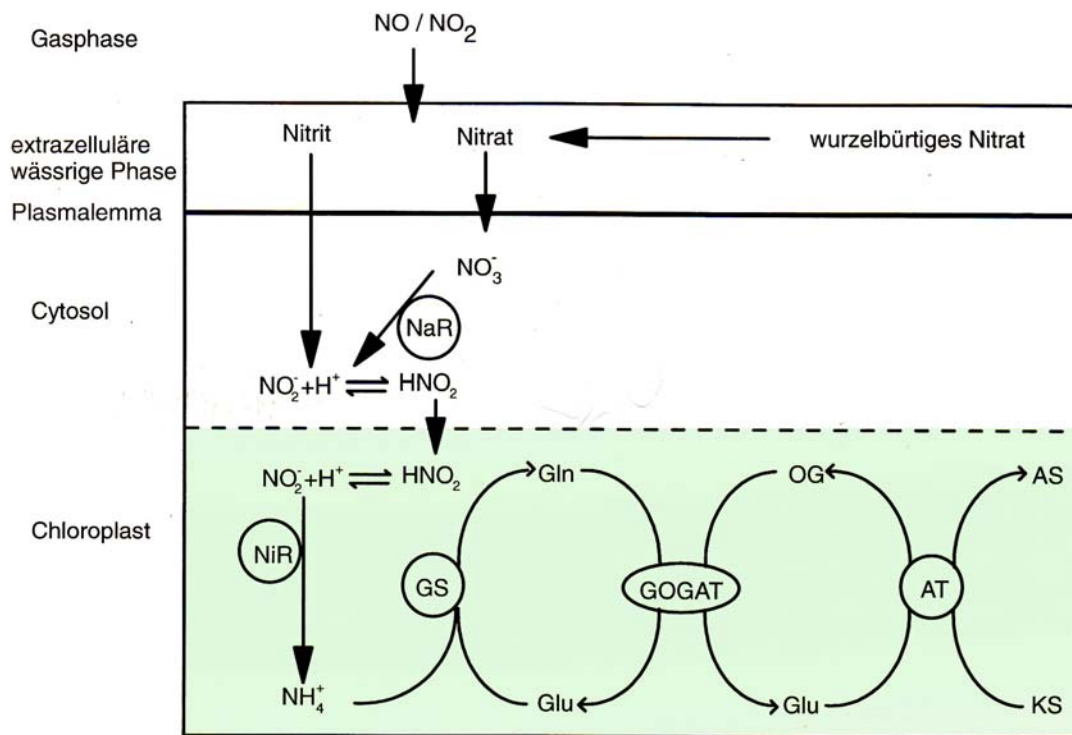


Abbildung 8-2: Entgiftung von Stickstoffoxiden (Guderian 2001).

Die reduktive Entgiftung erzeugt aus dem toxischen NO_x brauchbare Stoffwechselprodukte.

AS	Aminosäure
AT	Aminotransferase
KS	Ketosäure
Gln	Glutamin: CO-NH ₂ -CH ₂ -CH ₂ -CH-NH ₂ -COO-
Glu	Glutamat: COO-CH ₂ -CH ₂ -CH-NH ₂ -COO-
GOGAT	Glutamatsynthase
GS	Glutaminsynthase
NaR	Nitratreduktase
NiR	Nitritreduktase
OG	2-Oxoglutarat COO-CH ₂ -CH ₂ -CO-COO-

Die Entgiftung des NO_x und seiner Folgeprodukte funktioniert in der Dunkelheit und bei Kälte schlechter als bei Licht. Deshalb müssen wirkungsbezogene Immissionsgrenzwerte für den Winter ebenso niedrig angesetzt werden wie für die Vegetationsperiode und nicht höher.

8.6. Schädigungen an Pflanzen

NO_x-Wirkungen an Nadeln

- Rotbraune Verfärbungen (Abbildung 8-3)
- Chlorotische Verbräunung

NO_x-Wirkungen an Blättern

- Interkostale Nekrosen und nekrotische Flecken auf beiden Blattseiten (bifaziale Nekrosen), Schädigung v. a. des Mesophylls, Quellung der Chloroplasten, die sich gelblich verfärben und allmählich mit dem sich zersetzenden Plasma zu einer homogenen Grundmasse verschmelzen; Plasmolyse
- Ausbildung chlorotischer Bereiche
- Wasserflecken
- Blattspitzen-, Flecken- und Randnekrosen (Abbildung 8-3)



Abbildung 8-3: Akute NO_x-Schäden. Von links: Flecken- und Randnekrosen an Rotbuche (schematisch), Spitzennekrosen an Tanne und Kiefer, Fleckenbildung an Tabak.

Die Symptome nach Einwirkungen hoher Dosen ähneln jenen des SO₂.

Wirkungsindikatoren: Spinat, Sellerie, Tabak, Busch- und Ackerbohne, Petunia-Hybride, Klee,

Akkumulationsindikatoren: Fichte und Buche (bedingt)

8.7. Konzentrationen in der Luft und in Blattorganen, Einträge

Luft: In Österreich haben sich gemäß den NO_x-Emissionsminderungen zwischen 1980 und 1995 die Konzentrationen in der Luft verringert. Die mittleren Konzentrationen (Jahresmittel) liegen in österreichischen Waldgebieten heute meist unter 10 ppb (Abbildung 8-4); Überschreitungen der wirkungsbezogenen Grenzwerte kommen noch im Nahbereich von Hauptverkehrswegen (Inntalautobahn) vor.

Die registrierende Messung von NO_x beruht auf dem Prinzip der Chemolumineszenz, die bei der Reaktion von NO und Ozon entsteht.

Abbildung 8-4: NO_x-Jahresmittel an ländlichen und waldnahen Stationen in Österreich in Abhängigkeit von der Seehöhe (1990-2008; n = 420).

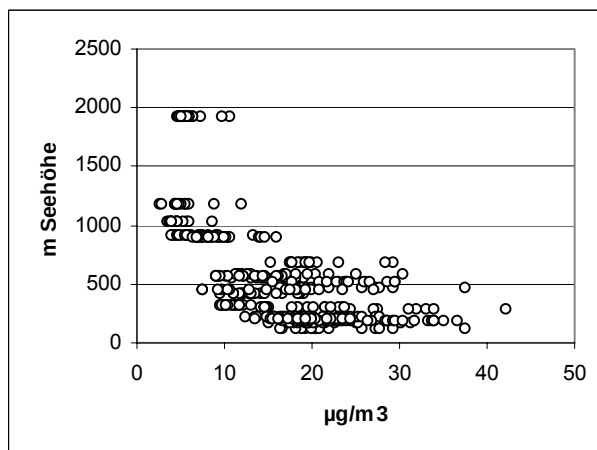
Aufgrund von Messungen in Österreich entsprechen 20 mg NO₂ rund 30 mg NO_x.

Berechnung von NO_x

Summe aus NO₂ und NO, addiert als ppb und ausgedrückt als µg NO₂ m⁻³:

$$\text{NO}_x (\mu\text{g m}^{-3}) = (\text{ppb NO}_2 + \text{ppb NO}) * 1,89 =$$

$$[(\mu\text{g NO}_2 \text{ m}^{-3}/1,89) + (\mu\text{g NO m}^{-3}/1,23)] * 1,89$$



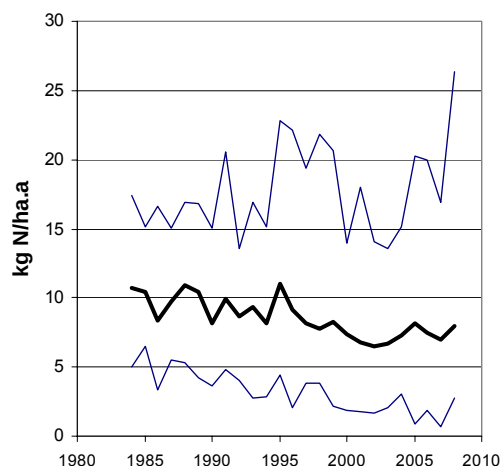
In Österreich überschritten 1990-2008 die Jahresmittel 4,4 % der ländlichen/waldnahen Mess-Stationen den NO_x-Grenzwert zum Schutz der Vegetation von 30 µg NO_x m⁻³.

Schädigungen an der Vegetation können oberhalb von 15 ppb auftreten (Tabelle 8-1).

Die nassen Stickstoffdepositionen sind in Österreich - bei einer sehr großen Bandbreite der Jahresmittelwerte - leicht rückläufig (Abbildung 8-5).

Abbildung 8-5: Entwicklung der Stickstoffeinträge an waldnahen und ländlichen Freilandstationen in Österreich (Mittelwerte und Bandbreiten; n = 41) durch nasse Deposition (Smidt et al. 2010).

Nitrat- und Ammoniumstickstoffeinträge halten sich an den österreichischen Mess-Stationen etwa die Waage.



Die nach der Massenbilanzmethode berechneten Critical Loads für eutrophierende Stickstoffeinträge wurden 2010 in Österreich auf 94 % der Ökosystemfläche Wald überschritten.

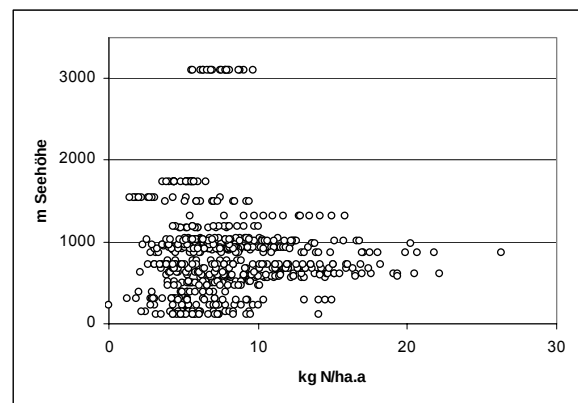
Tabelle 8-1: NO₂-Konzentrationen, oberhalb derer Schädigungen an Pflanzen auftreten können (Richtwerte).

Mittel	ppb
Halbstundenmittel	100
Tagesmittel	40
Jahresmittel	15

Blattorgane: Angaben zu N-Konzentrationen in Blattorganen, die auf Mangel bzw. auf Immissionseinwirkungen schließen lassen, sind in Kapitel 9.8 enthalten. Die chemische Analyse beruht auf der Messung der Wärmeleitfähigkeit des N_2 im Verbrennungsgas der getrockneten Probe, welches im Heliumstrom nach Reduktion der entstehenden Stickstoffoxide entsteht.

Einträge: Die Stickstoff-Einträge (Summe aus Nitrat- und Ammoniumstickstoff) durch nasse Freilanddeposition liegen in Österreich (Level II-, WADOS- und EMEP-Messnetz) im langfristigen Mittel meist unter $25 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Abbildung 8-6). Im Freiland überwiegt in Österreich der Ammoniumstickstoff-Eintrag gegenüber dem Nitratstickstoff-Eintrag (unter dem Kronendach ist es umgekehrt, weil Ammonium bevorzugt von der Baumkrone absorbiert wird). Die trockene Deposition von NO_x kann 2 bis über $10 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ betragen. In den Benelux-Ländern ist der Stickstoffeintrag u. a. aufgrund der Agrarwirtschaft noch wesentlich höher. In Nebellagen (Berglagen) kann die okkulte Deposition die Summe aus nassem und trockenem Eintrag um rund 25 % erhöhen.

Abbildung 8-4: Stickstoffeinträge durch nasse Deposition in Österreich in Abhängigkeit von der Seehöhe (Gesamtzeitraum 1984-2008; n = 634).



Resümee: Aufgrund ihrer direkten und indirekten Wirkungen haben Stickstoffoxide weiterhin große Bedeutung für die Vegetation: Einerseits werden NO_x -Grenzwerte im Nahbereich von Hauptverkehrswegen punktuell überschritten, andererseits treten großflächig Überschreitungen von Critical Loads (Eutrophierung) in Österreich, aber vor allem in den Benelux-Ländern und Deutschland, auf.

Literatur: DeKok und Stulen (1998), Elling et al. (2007), Guderian (2001), Hippeli und Elstner (1996), Hock und Elstner (1995), Österreichische Akademie der Wissenschaften (1987), Wellburn (1988), WHO (2000).

9. Ammoniak – in der Luft alkalisch, im Boden versauernd

Ammoniak (NH_3) ist das einzige pflanzenrelevante alkalische Gas. Es entsteht hauptsächlich bei der Intensivtierhaltung und bei der Düngung. Einträge von NH_3 und NH_4^+ (NH_4) sowie NO_x tragen gemeinsam zur Eutrophierung bzw. Versauerung von Ökosystemen bei.

9.1. Quellen und Senken

Anthropogene Quellen: Globale Hauptquellen sind vor allem die Landwirtschaft (Intensiv-Viehhaltung, Entstehung aus Harnstoff $\text{CO}[(\text{NH}_2)_2]$) bzw. die Düngung, gefolgt von Verbrennungsvorgängen (Biomasseverbrennung, Waldbrände, industrielle Prozesse, KFZ-Verkehr). Weiters wird NH_3 beim DENOX-Verfahren zur Entstickung von Abgas eingesetzt und auch zum Teil wieder emittiert. Im KFZ-Abgas entsteht ebenfalls NH_3 ; der Dreiwegkatalysator erzeugt, verglichen mit NO_x , anteilig mehr NH_3 : 1 bis 170 mg pro Kilometer. Weitere Quellen sind die Leuchtgas- und Koksgewinnung und die Herstellung von Düngern.

Natürliche Quellen sind die Zersetzung von Eiweiß und Harnstoff. Der Boden kann eine NH_3 -Quelle sein (Produkt der Nitrat- / Nitritreduktion), insbesondere nach einer intensiven N-Düngung und bei entsprechend hohen Boden-pH-Werten. Pflanzen können unter besonderen Voraussetzungen – bei hohen Innenkonzentrationen aufgrund eines alterungsbedingten Eiweißabbaues und unter Reinluftverhältnissen – ebenfalls zu einer NH_3 -Quelle werden.

Global tragen die anthropogenen und natürlichen NH_3 -N-Emissionen zu mehr als 40 % zur Gesamtstickstoffemission bei. 2007 wurden in Österreich 66,4 Gg NH_3 emittiert, die Tendenz ist seit 1980 etwa gleich bleibend. Der Wirkungsradius um einen Emittenten ist 4 - 5 km (ähnlich HF). Die Konzentrationen in der Luft zeigen, bedingt durch den Düngereinsatz, ein Frühjahrs- oder Sommermaximum. Im Zuge der Transmission wird es zu NH_4^+ -Aerosolen umgewandelt, die als solche großräumig verfrachtet werden können.

Senken sind Böden, die Vegetation bzw. trockene Deposition.

9.2. Physikalische Eigenschaften

NH_3 ist ein farbloses, stechend riechendes Reizgas. Die Geruchsschwelle beträgt 33 mg m^{-3} ; in diesen Konzentration wirkt es bereits hoch pflanzentoxisch.

9.3. Chemische Eigenschaften

NH_3 löst sich leicht in Wasser, wirkt schwach basisch und kann relativ leicht zu Stickstoff und Wasser oxidiert werden. Es ist kein Treibhausgas, indirekt jedoch an der Bildung von Aerosolen beteiligt, die einen negativen Strahlungsantrieb bewirken. Die mittlere Verweilzeit in der Atmosphäre liegt zwischen 2 und 14 Tagen.

9.4. Aufnahme und Umsetzungen in Pflanzen

Die Vegetation als Senke für NH_3

NH_3 wird nach seiner Emission schnell als NH_3 und NH_4^+ auf Blattoberflächen deponiert. Pflanzen nehmen NH_3 hauptsächlich nach der trockenen Deposition als NH_3 , aber auch gelöst im Wasserfilm durch die Stomata als NH_4^+ auf. Auch die Abwaschung von der Blattoberfläche und ein Weitertransport in den Boden ist möglich. Der Weitertransport folgt vom Apoplasten zum Cytoplasma des Mesophylls, wo die Assimilation von NH_4^+ durch die Glutamatsynthetase in Aminogruppen in den Plastiden stattfindet.

NH₃ und NH₄⁺ können ober- und unterirdisch aufgenommen werden

Aufnahme durch das Blatt: NH₃ und NH₄⁺ wird vor allem über die Stomata aufgenommen. Die Aufnahme über die Kutikula hat geringe Bedeutung. Treibende Kraft bei der stomatären Aufnahme ist der Konzentrationsgradient: Die Diffusion in die Atemhöhle findet wie bei allen Gasen nur statt, wenn in dieser geringere Konzentrationen als in der Außenluft herrschen. Die Aufnahme von NH₃ durch Baumkronen kann einen Verlust von K, Mg und Ca zur Folge haben. Zellmembranen sind keine Barriere von NH₃ bzw. NH₄⁺.

Aufnahme über die Wurzeln: Das im Boden mikrobiell gebildete oder atmosphärisch eingetragene NH₄⁺ wird durch die Wurzeln aufgenommen, obwohl es im Boden – ganz im Gegensatz zum Nitrat – nicht mobil ist. Mit dieser Aufnahme tritt NH₄⁺ in Konkurrenz mit den ebenfalls positiv geladenen K⁺-, Ca⁺⁺- und Mg⁺⁺-Ionen, außerdem werden diese Elemente bei der Aufnahme in die Wurzel an den Boden abgegeben. Im Zuge der Nitrifikation wird es zu Nitrat umgewandelt, wobei Protonen freigesetzt werden. Aminosäuren regulieren die Aufnahme von Stickstoff, der auch vom Spross über das Phloem (= Bastgewebe) in die Wurzeln transportiert werden kann.

Stickstoff kann als einziges Element von Pflanzen als Anion und Kation aufgenommen werden:

- Schnellwachsende einjährige Pflanzen (Gräser, Getreide) und schnell wachsende Pionierbaumarten (Birke, Pappel) bevorzugen Nitrat.
- Langsam wachsende Pflanzen (Buche, Weißbuche, Eiche; Koniferen) bevorzugen Ammonium. Diese haben eine geringe Ammonium-Assimilationsfähigkeit der Blätter. In versauerten Böden mit gehemmter Nitrifikation oder in N-defizitären Systemen mit starker Konkurrenz um den mineralischen Stickstoff wird auch Ammonium aufgenommen.

In welcher Form Stickstoff aufgenommen wird, hängt auch vom Boden-pH, der Wurzeltiefe, Mykorrhizierung, Ionenkonzentration und der vorherrschenden N-Assimilation der betreffenden Pflanze ab.

N-Eintrag und Temperaturerhöhung haben zwei Nachteile

Eine Klimaerwärmung hat im Hinblick auf den Stickstoffaustrag zwei negative Effekte: Einerseits wird die Nitratbildung und -auswaschung in das Grundwasser, andererseits die Bildung des Treibhausgases N₂O erhöht. Hauptursache ist eine höhere Aktivität der Nitrat bildenden Mikroorganismen im Boden bei höheren Temperaturen.

Zellschäd(igung)en treten auf, wenn die Depositionsrates die Detoxifikationsrate übersteigt

NH₃ stimuliert die Glutamin-Synthetase und damit die Bildung von Aminosäuren. NH₃ kann einerseits zur N-Versorgung und Biomasseproduktion der Pflanzen beitragen, andererseits können Nährstoffimbalancen auftreten, wenn der relative Anteil an angebotenem N zu hoch wird oder wenn die übrigen (Haupt-)Nährstoffe nicht in entsprechender Höhe vorhanden sind. Bis zu einem gewissen Grad können Pflanzen ein unausgewogenes Nährstoffangebot selbst regulieren.

Eine verstärkte Versorgung mit NH₃ kann die Photosyntheseaktivität zunächst steigern, weil zusätzlich C-Komponenten für die N-Assimilation benötigt werden. Damit in Zusammenhang steht eine gesteigerte Transpiration, durch die gleichzeitig mehr CO₂ aufgenommen werden kann.

NH₃ erzeugt auch in der Pflanzenzelle Protonen

Bei der Assimilation entstehen aus NH₃ bzw. NH₄⁺ Protonen (H⁺). Demgegenüber erzeugt die Nitratreduktion OH⁻-Ionen. Das unterschiedliche Verhalten von Ammoniak und Stickstoffoxide in der Ökosphäre ist in Tabelle 9-1 wiedergegeben.

Tabelle 9-1: Das unterschiedliche Verhalten von Ammoniak und Stickstoffoxiden in den verschiedenen Kompartimenten eines Ökosystems.

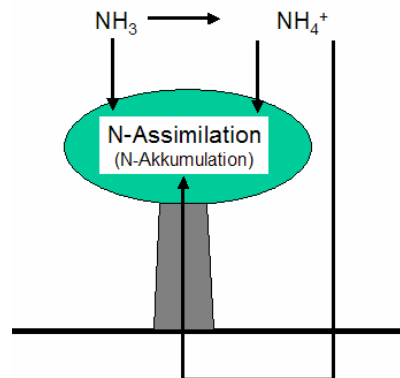
	Ammoniak (NH₃)	Stickstoffoxide (NO_x)
Einwirkung	Als NH ₃ oder als Ammoniumion.	Als NO _x oder als Umwandlungsprodukt salpetrige Säure (Nitrit) bzw. Salpetersäure (Nitrat).
Pflanze	Einbau von Ammonium in organische Substanz durch Umwandlung in Aminosäuren (R-NH ₂ ; R: organischer Rest).	Zunächst Reduktion von Nitrat zu Nitrit und weiter zu Ammonium; anschließend Umsetzung wie Ammonium.
Boden	Nitrifikation: Bildung von Nitrat aus Ammonium. Es entstehen Protonen, NO und N ₂ O. Denitrifikation: Reduktion von Nitrat bis zum molekularen Stickstoff. Es entstehen N ₂ und N ₂ O. Ammonifikation bzw. Mineralisation: Bildung von Ammonium aus organischer Substanz; es werden Protonen verbraucht.	Denitrifikation: Reduktion von Nitrat bis zum molekularen Stickstoff.
Grundwasser	Kaum Übergang des immobilen NH ₄ ⁺ in das Grundwasser.	Auswaschung des mobilen Nitrats in das Grundwasser.

NH₃-Umsetzungen in Pflanzen und Folgen

Die Assimilation bzw. Akkumulation von NH₃ geschieht über oberirdische Organe und über die Wurzeln (Abbildung 9-1).

Abbildung 9-1: Aufnahme von NH₃.

Reduzierter Stickstoff kann in Form von Ammonium oder NH₃ über die Baumkrone und als Ammonium auch über die Wurzeln aufgenommen werden.



9.5. Entgiftung und Metabolisierung

Sowohl im Blatt als auch nach der Aufnahme über die Wurzeln werden Ammoniumionen rasch metabolisiert. Dabei wird der Stickstoff des Ammoniaks in Aminosäuren umgewandelt und trägt somit zur Proteinsynthese bei. Alternativ kann der Stickstoff durch Amidierung (= Überführung in eine Verbindung des Typs R₁-CO-NR₂R₃) der Aminosäuren Glutaminsäure und Asparaginsäure in Glutamin und Asparagin eingebaut werden und dort als Stickstoffspeicher fungieren (Abbildung 8-2).

9.6. Schädigungen an Pflanzen

Zunächst kann auf dem Weg des NH₃ in das Zellinnere der Energiestoffwechsel, der Wasser- und der Mineralstoffhaushalt gestört werden:

- Veränderung von Membranlipiden (Angriff auf C=C-Doppelbindungen).
- Entkopplung der Elektronentransportkette bzw. der photosynthetischen Phosphorylierung; in der Folge kann es durch Verminderung des ATP zu einer Abnahme der Kohlenhydratproduktion kommen.

- Erhöhung des Aminosäuregehaltes und Inhibierung der Eiweißsynthese. Andererseits können in Blättern und Nadeln die Aminosäure Arginin sowie lösliche Proteine verstärkt gebildet werden.
- Die Assimilation von Stickstoff ist ein reduktiver Vorgang und verbraucht Energie in Form von ATP bzw. NADPH. Dadurch kann die photosynthetische Kapazität, bei der ATP bzw. NADPH bereitgestellt werden, beeinträchtigt werden. In der Dunkelheit - ohne Photosynthese - ist die Entgiftung von NO_x weniger effizient.
- Quellung der Chloroplasten, Hemmung der Chlorophyllsynthese.
- Hemmung der Atmung.
- Steigerung der Transpiration durch Erhöhung der stomatalen Leitfähigkeit.
- Korrosion der Wachsschicht und Ätزشäden, Erosion der kristallinen Wachsstrukturen.
- Erhöhung des Spross - Wurzelverhältnisses. Dies kann zu Wasserstress führen, wenn die Krone nicht genügend mit Wasser versorgt wird.
- Ätزشäden an Blättern; braunrote bis schwarze interkostale Flecken, die durch Ausfällen von Gerbstoffen an der Epidermis und an Mesophyllzellen, beginnend vom Blattrand / von der Blattspitze, entstehen; Welken (Abbildung 9-2).
- Chlorosen und Braunverfärbung vor allem von jüngeren Koniferennadeln, Spitzennekrosen, Nadelabwurf (beginnend bei den älteren Nadeln).
- Das Pflanzenwachstum kann stimuliert werden. Eine einseitige Versorgung mit Stickstoff führt aber zu Nährstoffungleichgewichten.
- Die Resistenz gegen Frost, Pathogene, Insekten und Trockenheit kann verringert und die Mortalität erhöht werden, die Mykorrhizierung kann beeinträchtigt werden.



Abbildung 9-2: Akute NH_3 -Schäden. Helle Flecken an Baumwolle (links) und Roggen (Mitte), dunkle Nekrosen am Blatt des Trompetenbaumes (rechts).

Wirkungsindikatoren: Grünkohl, Blumenkohl, Eibe. Sehr NH_3 -empfindlich sind ferner Koniferen (z. B. Strobe), Winterlinde, Weißbuche und Petunie. Moose und Flechten, die N über die Assimilationsorgane aufnehmen, reagieren ebenfalls empfindlich. Relativ wenig empfindlich sind Spitzahorn und Roteiche.

Akkumulationsindikatoren: Fichte (bedingt).

9.7. Konzentrationen in der Luft und in Blattorganen

Luft: Toxische NH_3 -Konzentrationen können im Nahbereich von Tierintensivhaltungen auftreten. NH_3 wird im Rahmen der Luftüberwachung nicht routinemäßig gemessen. Das Prinzip der registrierenden Messung beruht auf der Oxidation des NH_3 zu Stickstoffoxiden und der Chemolumineszenz, die bei der Reaktion von NO und Ozon entsteht.

Oberhalb von etwa 3 ppb können Konzentrationen phytotoxisch wirken (Tabelle 9-2).

Tabelle 9-2: Gesetzliche Grenzwerte gemäß Zweiter Verordnung gegen forstschädliche Luftverunreinigungen sowie Critical Levels für NH_3 -Konzentrationen in der Luft nach Van der Eerden et al (1991). Werte umgerechnet auf ppb.

Mittel	Zweite Verordnung gegen forstschädliche Luftverunreinigungen	Van der Eerden et al. (1991)
Halbstundenmittel	126	
1h-Mittel		1386
Tagesmittel	42	113
Jahr		3,4

Blattorgane: Man muss zwischen den N-Gehalten von Fichtennadeln unterscheiden, die Auskunft über den Ernährungszustand (Tabelle 9-3) geben und solchen, die auf Immissionseinwirkungen schließen lassen.

Nährstoffgrenzwert für Fichtennadeln: Er gibt Auskunft über die Versorgung mit Stickstoff.

Tabelle 9-3: Klassifizierung der Stickstoffgehalte hinsichtlich des Ernährungszustandes bei Fichte.

Mangelhaft versorgt	< 1,3 % N
Nicht ausreichend versorgt	1,31 – 1,5 % N
Ausreichend versorgt	> 1,5 %

Immissionsgrenzwert für Fichtennadeln: Werden im jüngsten Nadeljahrgang (Herbstentnahme) 2,2 % (Trockensubstanz) überschritten, ist eine NH_3 -Immissionseinwirkung wahrscheinlich, sofern ein nahe gelegener einschlägiger Emittent (Tierintensivhaltung) in Frage kommt. Dieser Grenzwert ist in der Zweiten Verordnung gegen forstschädliche Luftverunreinigungen verankert. Zum Messprinzip siehe Kapitel 8.

Resümee: NH_3 -Konzentrationen wirken zwar nur im unmittelbaren Nahbereich von Emittenten (Tierintensivhaltungen) pflanzenschädigend. Der Eintrag als Ammonium in Ökosysteme kann jedoch einen bedeutsamen Beitrag zur Eutrophierung und Bodenversauerung liefern.

Literatur: DeKok und Stulen (1998), Elling et al. (2007), Guderian (2001), Hippeli und Elstner (1996), Hock und Elstner (1995), Krupa (2003), WHO (2000), Wellburn (1988),

10. Eutrophierung und Versauerung von Waldökosystemen

Ein Überangebot an Nährstoffen (Eutrophierung) führt zu einer Kette von nachteiligen Wirkungen. Es sind vor allem die Stickstoffverbindungen, die solche Wirkungen hervorrufen. Weiters fördert der Eintrag von Stickstoff-, aber auch von Schwefelverbindungen die Versauerung von Waldökosystemen; die sauren Komponenten Fluorwasserstoff und Chlorwasserstoff tragen hingegen insgesamt nur wenig zur Versauerung von Böden bei.

10.1. Umsetzungen von N-Verbindungen im Boden

Der Stickstoffzyklus in Waldökosystemen wird durch Einträge, interne Umsetzungen und Austräge bestimmt (Abbildung 10-1).

Abbildung 10-1: Stickstoffzyklus in Waldökosystemen.

NH_3 bzw. NH_4^+ kann direkt nach einer Ab- und/oder Auswaschung aus Baumkronen in den Boden gelangen.

Einen Überblick über die mikrobiellen Stickstoffumsetzungen im Boden gibt Tabelle 10-1.

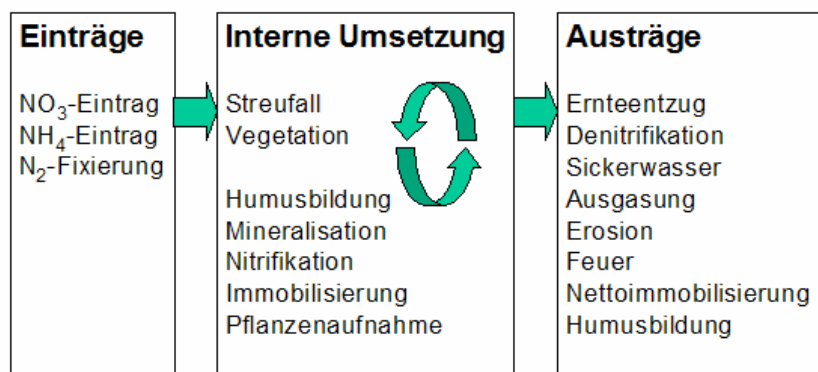


Tabelle 10-1: Mikrobielle N-Umsetzungen im Boden.

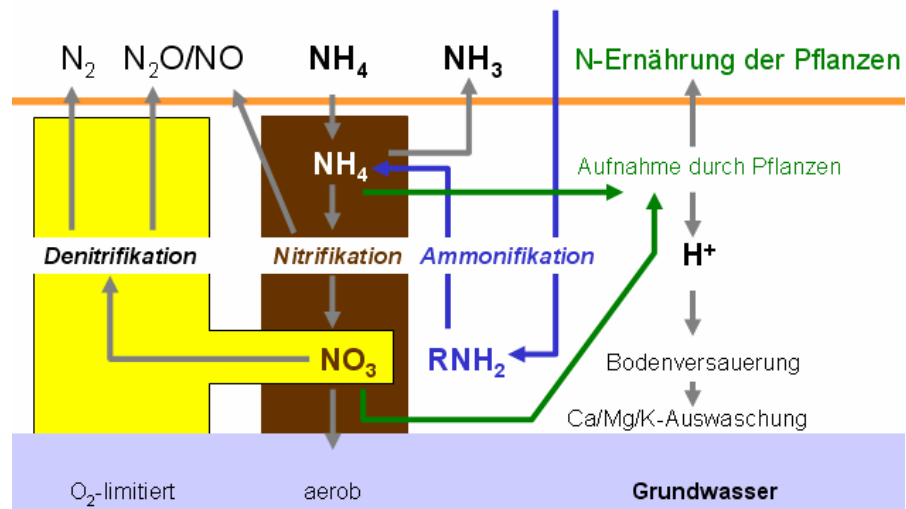
Prozess	Ausgangsprodukt	Endprodukt	Anmerkung
Ammonifikation - aerob	Organischer Stickstoff	Ammonium	Kohlenstoff- und Energiequelle
Nitrifikation - aerob	Ammonium	Nitrat (NO , N_2O)	
Assimilatorische Nitratreduktion - aerob	Nitrat	Ammonium	Weitere Produkte: organische N-Verbindungen
Stickstofffixierung aerob oder anaerob	Elementarer Stickstoff	Ammoniak	Energieaufwändige biologische Fixierung des Luftstickstoffs (symbiotisch; Bedarf: 16 ATP pro N_2)
Denitrifikation anaerob	Nitrat	Elementarer Stickstoff (N_2 , NO , N_2O)	Bereitstellung von Energie und C aus organischen Substanzen notwendig; fakultativ anaerobe Mikroorganismen
Dissimilatorische Nitratreduktion („Nitratatmung“), DNRA anaerob	Nitrat	Ammonium	Reduktion über Nitrit zum Ammonium Energiegewinnung bei der Nitritbildung
Nitrat-/Nitritatmung - anaerob	Nitrat	Nitrit	Reduktion nur bis zum Nitrit
Anaerobe Ammoniumoxidation (Anammox)	Ammonium (+ Nitrit)	Elementarer Stickstoff	Oxidation in anaerobem Milieu

Ammonium setzt im Boden Protonen frei

(a) **Protonenfreisetzung bei der Aufnahme von Ammonium durch die Wurzeln:** Bei der Aufnahme von NH_4^+ werden im Gegenzug Protonen freigesetzt.

Beim N-Kreislauf im Boden wird organische Substanz in mineralische Komponenten („Mineralisation“) umgewandelt und umgekehrt. Nitrifikation (Nitratbildung) und Denitrifikation (N_2 -Bildung aus Nitrat) finden gleichzeitig statt (Abbildung 10-2). Welche Reaktionen bevorzugt ablaufen, hängt von den vorhandenen Mikroorganismen, der Bodenfeuchte und dem Sauerstoffgehalt des Bodens ab.

Abbildung 10-2:
Stickstoffkreislauf im Boden.



Das gebildete Nitrat ist im Boden im Gegensatz zum Ammonium sehr mobil. Es kann sowohl von den Wurzeln aufgenommen und auch in das Grundwasser ausgewaschen werden.

In neutralen bis basischen Böden überwiegt die autotrophe Nitrifikation (Nitratbildung aus anorganischen Substanzen). Wesentlich weniger bedeutsam ist die heterotrophe Nitrifikation (Nitratbildung aus organischen Substanzen): Hierbei wird durch Bakterien und Pilze organischer Stickstoff zu Nitrit abgebaut. In sauren Böden von Nadelwäldern hingegen gewinnt sie an Bedeutung. Andauernder N-Eintrag, aber auch eine Temperaturerhöhung stimulieren die Nitrifikation.

(b) **Protonenfreisetzung bei der mikrobiellen Oxidation von Ammonium im Boden** (Nitrifikation = Nitratbildung)

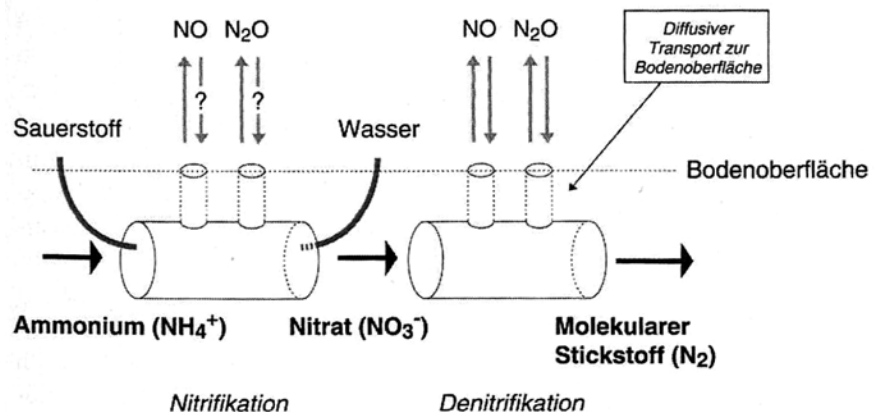
Im Zuge der energieliefernden aerob ablaufenden Nitrifikation wird zunächst aus Ammonium Nitrit und Protonen gebildet, in einem zweiten, ebenfalls exergonischen Prozess entsteht Nitrat (Box 10-1a).

Stickstoffoxide können sowohl bei der Nitrifikation als auch bei der Denitrifikation im Boden entstehen („Hole in the Pipe-Modell“)

Sowohl bei der Nitrifikation als auch bei der Denitrifikation können N_2O und NO entstehen. Diese beiden Gase werden im Zuge der Denitrifikation weiter zu elementarem Stickstoff umgewandelt. Dadurch wird anorganisch gebundener Stickstoff wirkungsvoll „entgiftet“ (Abbildung 10-3, Box 10-1b).

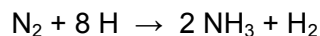
Abbildung 10-3: „Hole-in-the-pipe-Modell“.

Sowohl bei der Nitrifikation als auch bei der Denitrifikation entstehen N_2O und NO . Zum Großteil wird das mikrobiell umgewandelte Ammonium jedoch in molekularen Stickstoff umgewandelt.



Für einen Waldboden in den Nordtiroler Kalkalpen wurde ermittelt, dass pro Jahr und Hektar rund 1 kg N_2O -N + NO -N und 16 kg elementarer Stickstoff ausgegast werden. In das Grundwasser werden rund 6 kg NO_3 -N pro Hektar und Jahr ausgewaschen.

Die mikrobielle Fixierung von Luftstickstoff ist die primäre Quelle für den Bodenstickstoff, global werden 170 Tg N_2 von Bodenmikroben fixiert; pro Hektar und Jahr sind das 1-3 kg N durch frei lebende Mikroorganismen und 100 – 300 kg N durch symbiontische Stickstofffixierung in Leguminosen. Elementarer Stickstoff ist die stabilste Stickstoffverbindung. Der Vorgang



ist deshalb sehr energieaufwändig. Die Stickstofffixierung kann aerob (Azotobacter), anaerob (Clostridium, Purpurbakterien) oder in Symbiose (Knöllchenbakterien bei Leguminosen; Rhizobium) ablaufen. Sie benötigt Nitrogenase (diese enthält Mo und Fe) und – wegen seiner hohen Stabilität des molekularen Stickstoffs – große Mengen an ATP (Energie). Auch Wurzelknöllchen von Erlen können in Symbiose mit Actinomyceten Luftstickstoff fixieren (deshalb werfen Erlen die Blätter oft schon in grünem Zustand ab, weil sie nicht so gut mit dem Stickstoff haushalten müssen wie andere Bäume). Die N-Fixierung ist protonenneutral. Erhöhte Nitratkonzentrationen im Boden hemmen die Stickstoff-Fixierung.

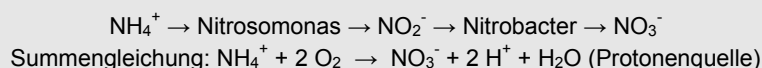
Box 10-1a: Autotrophe Nitrifikation.

Nitratbildung aus Ammonium

In trockenen Böden / aerob

pH-Optimum 6,6 – 8 (Hemmung im sauren Bereich)

Im Boden ist Ammonium Substrat für aerobe autotrophe Mikroben: Aerobe Nitrosomonas-Bakterien wandeln es zu Nitrit um, das die ebenfalls aeroben Nitrobacter-Bakterien weiter zu Nitrat umsetzen. Bei diesen exothermen Reaktionen werden insgesamt zwei Protonen pro Molekül NH_4^+ frei.

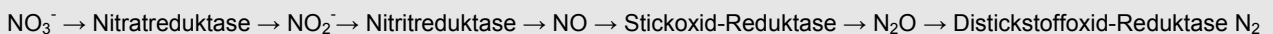


Nitrat ist das Hauptprodukt. N_2O und NO werden als Nebenprodukte gebildet.

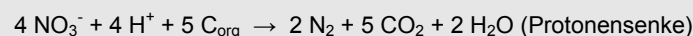
Box 10-1b: Denitrifikation.

Nitratreduktion bis zum elementaren Stickstoff
Elementarer Stickstoff ist das Hauptprodukt.
In feuchten Böden / bei Sauerstoffmangel
pH-Optimum 7 - 8

Das Nitrat im Boden kann als Elektronenakzeptor (Oxidationsmittel) bei der Denitrifikation dienen, zu der Bacillus-, Paracoccus- und Pseudomonas-Arten fähig sind.



Summengleichung:



Weiters werden N_2O und NO gebildet.

Im Zuge der Mineralisierung wird organische Substanz im Boden abgebaut

Mineralisierung ist die Umwandlung von organischen in anorganische Verbindungen, die Freisetzung der organisch gebundenen Elemente und Umwandlung in anorganische Verbindungen sowie der oxidative Abbau zu Wasser, CO_2 , Sulfaten, Nitraten und Phosphaten. Hierbei wird Sauerstoff verbraucht.

Unter **Ammonifikation** versteht man die Mineralisierung des Stickstoffs. Dabei wird NH_3 bzw. NH_4^+ aus organischer Substanz („R- NH_2 “ = Aminosäuren, Peptide, Proteine, Harnstoff) durch Desaminierung mittels zahlreicher heterotropher Organismen (Bakterien, Pilze) gebildet.

Immobilisierung von Stickstoff ist die Umwandlung von Ammonium in mikrobielle Biomasse.

10.2. Eutrophierung von Waldökosystemen durch überhöhte Stickstoffeinträge**Stickstoffüberschuss hat auf Boden, Pflanzen und Grundwasser vorwiegend negative Wirkungen**

Fast alle terrestrischen Ökosysteme der temperierten Zone sind stickstofflimitiert. Waldökosysteme sind an Stickstoffarmut angepasst. Fast 50 % der europäischen Pflanzenarten sind an N-arme Böden angepasst und 4/5 der Pflanzen der Roten Listen sind nur auf N-Mangelstandorten konkurrenzfähig. Ein erhöhter Stickstoffeintrag kann zu einer Eutrophierung, aber auch zu einer Bodenversauerung führen (der Phosphor ist im Zusammenhang mit der Eutrophierung von Gewässern relevant). Vor allem die atmosphärischen Stickstoffeinträge überschreiten in Europa meist die von Waldökosystemen für den Aufbau der Biomasse erforderlichen Mengen.

Critical Loads (kritische Einträge) für Stickstoff liegen für Wälder zwischen 10 und 15 kg ha⁻¹ a⁻¹ (10 kg ha⁻¹ a⁻¹ entsprechen weniger als 3 mg m⁻² Tag⁻¹), für besonders empfindliche Ökosysteme (Hochmoore) noch niedriger. Die Auswirkung ist zunächst eine Artenverschiebung in der Krautschicht (Tabelle 10-2; Box 5-1b).

Actual Loads (tatsächliche Einträge): In Österreich werden derzeit durch die Summe aus nasser und trockener Absetzdeposition im Mittel 7,5 kg N ha⁻¹ a⁻¹ (5 bis 20 kg N ha⁻¹ a⁻¹) Stickstoff eingetragen. Durch okkulte Deposition (Nebelbeitrag) erhöht sich dieser Betrag besonders in höheren Lagen. In Deutschland und in den Niederlanden können infolge der starken landwirtschaftlichen Aktivitäten auch Einträge von 50 kg ha⁻¹ a⁻¹ erreicht werden. Im Vergleich dazu werden bei einmaligen N-Düngung in der Land- bzw. Forstwirtschaft bis zu 200 kg ha⁻¹ a⁻¹ ausgebracht.

Tabelle 10-2: Critical Loads für eutrophierende N-Einträge für Bäume und Waldökosysteme (kg ha⁻¹ a⁻¹), nach Bobbink et al. (1995).

	Kritische Eintragsraten und Zuverlässigkeit der Werte	Beobachtungsmerkmale
Nadelbäume (auf sauren Böden niedriger Nitrifikation)	10 – 15 (c)	Nährstoffungleichgewichte
Nadelbäume (auf sauren Böden mäßiger bis hoher Nitrifikation)	20 - 30 (b)	Nährstoffungleichgewichte
Laubbäume	15 – 20 (b)	Nährstoffungleichgewichte, erhöhtes Spross-Wurzel-Verhältnis
Saure Nadelwälder	7 - 20 (c)	Veränderungen der Bodenflora und Mykorrhiza, erhöhter Schadstoffaustrag
Saure Laubwälder	10 - 20 (b)	Veränderungen der Bodenflora und Mykorrhiza
Wälder auf kalkreichen Böden	15 – 20 (a)	Veränderungen der Bodenflora
Wälder humider Klimate	5 – 10 (a)	Rückgang der Flechten, Zunahme freilebender Algen
Nicht bewirtschaftete Wälder saurer Standorte	7 – 15 (a)	Veränderung der Bodenflora und erhöhter Stoffaustrag

a) bestmögliche Schätzung, b) ziemlich verlässlich, c) verlässlich

Die in Österreich festgestellten N-Einträge sind zum Teil hoch genug, um nachteilige Auswirkungen auf Waldböden und auf die Nährstoffdynamik zu haben. Der Bedarf wird in den meisten Gebieten überschritten. In Österreich werden über einen Zeitraum von über 100 Jahren weniger als 7 kg ha⁻¹ a⁻¹ in der Biomasse akkumuliert. Gegenüber Stickstoffeinträgen empfindlicher als Waldökosysteme reagieren Hochmoore und Heiden.

Nachteilige Wirkungen von überhöhten Stickstoffeinträgen

Zunächst treten Wuchsteigerungen auf, die vor allem dominierenden Arten zugute kommen; konkurrenzschwächere Arten werden unterdrückt, was zu einer Verarmung der Artengarnitur führt. Mit zunehmendem Eintrag überwiegen jedoch die negativen Wirkungen.

Gestörte Nährstoffbalancen: Ein Überangebot an Stickstoff kann ungünstige Verhältnisse des Nährstoffangebotes bzw. einen erhöhten Kationenbedarf zur Folge haben. Wenn die N/P-Verhältnisse in Nadeln ohnehin schon zu hoch sind, führen N-Einträge zu einer weiteren Verschlechterung des Ernährungsstatus. N-Überschuss kann Mg-Mangel zur Folge haben, was auch als Mitursache der montanen Vergilbung der Fichte (Schwarzwald/BRD) diskutiert wurde.

Erhöhte Empfindlichkeit gegenüber Stress: Hohe Stickstoffgaben erhöhen die Frostempfindlichkeit bzw. vermindern die Winterhärte. Die Gründe sind eine verminderte Zellwandstabilität und schlechtere

osmotische Voraussetzungen aufgrund des beschleunigten Wachstums (während des Streckungswachstums ist keine Frostabhärtung möglich). Auch eine stärkere Anfälligkeit gegen Insekten und Pilze ist möglich. Erhöhte N-Gaben fördern das Sprosswachstum, während das Wurzelwachstum zurückgeht. Die erhöhten Spross-Wurzelverhältnisse können Wasserstress induzieren und die mechanische Stabilität des Baumes verringern.

Beeinträchtigung der Naturverjüngung: Bei einem erhöhten N-Eintrag werden Pflanzen mit einem höheren N-Bedarf gegenüber jungen Fichten konkurrenzfähiger. Dadurch wird der Wuchs von Stickstoff liebenden Waldreitgrasdecken wie *Calamagrostis epigejos* gefördert; sie erschweren die natürliche Verjüngung von Waldbäumen durch Wurzelkonkurrenz und Verdämmung.

N-Überschuss und Artenvielfalt: Überhöhte N-Einträge reduzieren die Artenvielfalt, z. B. in Heiden (hier vor allem durch den Versauerungseffekt).

Grundwasserbelastung: Der eingetragene Stickstoff ist nicht zur Gänze verfügbar oder wird bei Sättigung des Systems gar nicht aufgenommen, sondern geht aufgrund der Beweglichkeit des $\text{NO}_3\text{-N}$ zum Teil ins Grundwasser (der EU-Grenzwert für Trinkwasser beträgt $50 \text{ mg Nitrat L}^{-1}$).

Nach Kahlschlägen wird über einen bestimmten Zeitraum mehr Nitrat durch erhöhte Wärmeeinstrahlung, erhöhte Stoffwechselaktivität (erhöhte Netto-Nitrifikationsrate), Wegfall des Stickstoffentzuges durch die Baumvegetation und durch Rohhumusabbau frei. Dieses Nitrat gelangt in das Grundwasser. Auswaschung von Nitrat hat Basenverlust und damit Bodenversauerung zur Folge. Bei einer Klimaerwärmung ist zu erwarten, dass die Aktivität der Bodenmikroorganismen und damit auch die Nitrifikation forciert wird, wodurch das Grundwasser belastet werden könnte, wenn Stickstoffsättigung im Boden eingetreten ist.

Stickstoffgesättigte Ökosysteme sind Systeme, in denen:

- die Verfügbarkeit von anorganischem Stickstoff höher ist als der Ernährungsbedarf der Vegetation und der mikrobiellen Biomasse;
- die Stickstoffeinträge gleich hoch oder höher sind als die Stickstoffverluste;
- die Primärproduktion durch weitere Stickstoffgabe nicht mehr gesteigert werden kann

N-gesättigte Waldökosysteme haben im Vergleich zu N-limitierten Systemen eine niedrigere Mykorrhizierung, ein niedrigeres C/N-Verhältnis (wegen der erhöhten N-Aufnahme) und höhere N-Blattkonzentrationen. In N-limitierten Systemen überwiegt die Aufnahme von Ammonium, da die Nitrifizierungsrate gering und die Immobilisierung von Nitratzersetzern hoch ist.

Ein N-Mangel in Nadeln muss noch nicht bedeuten, dass die N-Einträge nicht zu hoch sind: In den Fichtennadeln des Österreichischen Bioindikatornetzes wird vorwiegend eine Unterversorgung mit Stickstoff festgestellt. Daraus lässt sich folgern, dass – zumindest gebietsweise – auch ein überhöhter Stickstoff-Eintrag nicht in ausreichendem Maße aufgenommen und metabolisiert werden kann.

Düngungseffekt: Die natürlichen N-Entzüge sind – im Gegensatz zur Landwirtschaft – in Waldökosystemen gering und die N-Speicherungsfähigkeit ist begrenzt. Stickstoffeinträge durch atmosphärische Spurenstoffe sind somit eine Art unkontrollierte Düngung, die den Bedarf übersteigen können. Zunächst werden bei entsprechend hohen Eintrag höhere Holzzuwächse und eine gesteigerte Verjüngungsfreudigkeit festgestellt. Die Wachstumssteigerung erhöht jedoch auch den Bedarf an anderen Nährstoffen.

10.3. Bodenversauerung

Stickstoffverbindungen: Da das Ammoniumion im Boden Protonen abgibt, trägt es zur Versauerung bzw. zur Reduktion des Pufferungsvermögens bei. Bodenversauerung hat den Verlust der Artenvielfalt bei den nicht an saure Böden angepassten Zersetzerketten und Symbionten (Mykorrhizen) zur Folge, was unter anderem die Streu- und Humuszersetzung verhindert. Die Verschlechterung des Bodenzustandes hat eine erhöhte Ca- und Mg-Auswaschung und eine Freisetzung von Schwermetallen und von Aluminium, welches unterhalb eines pH-Wertes von 4,5 für Wurzeln toxisch ist, zur Folge. Die zur Nachbildung von Wurzelmasse benötigte Energie muss von oberirdischen Pflanzenteilen zur Verfügung gestellt werden.

Auch **Schwefelverbindungen** tragen zur Bodenversauerung bei.

Die Bodenversauerung wird in Koniferenbeständen, die basenarme und schwer zersetzbare Streu erzeugen, gefördert. Auch der Entzug von Biomasse, insbesondere im Zuge der Ganzbaumernte bzw. Nutzung von Baumkronen und Ästen für die Hackschnitzelerzeugung, steigert den Basenentzug.

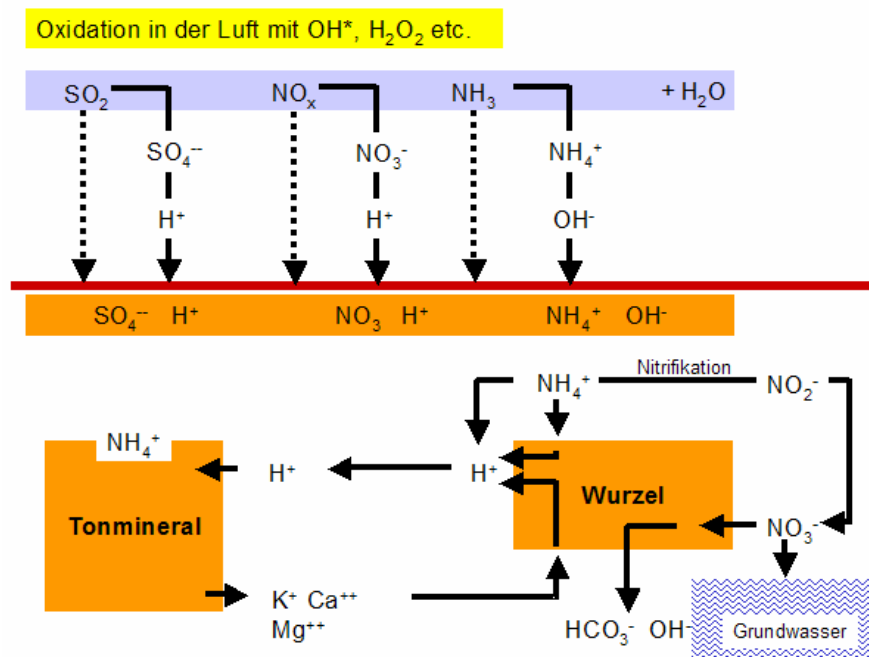
Den Protonenkreislauf gibt Abbildung 10-4 wieder. Die Folgen einer Bodenversauerung sind in Box 10-2 angeführt.

Abbildung 10-4:
Protonenkreislauf.

SO₂, NO_x und NH₃ werden trocken deponiert (strichlierte Linie).

Luft: SO₂ und NO_x werden in der Luft oxidiert; mit Wasser entstehen Sulfat bzw. Nitrat. Dabei entstehen Protonen (H⁺), während Ammonium OH⁻-Ionen freisetzt. Diese gelangen in den Boden.

Boden: Die Wurzel gibt bei der Aufnahme von Nitrat OH⁻-Ionen und bei der Aufnahme von NH₄⁺ Protonen ab. Im Zuge der Nitrifikation werden aus NH₄⁺ H⁺-Ionen gebildet. Das Tonmineral des Bodens setzt nach Aufnahme von H⁺-Ionen basische Kationen frei.



Box 10-2: Folgen von Protoneneinträgen (Larcher 2001/2003, Elling et al. 2007).**Abiotische Wirkungen (Boden)**

Verlust der basischen Kationen (Mb: Ca^{++} , Mg^{++} , K^+) und Rückgang der Basensättigung bzw. erhöhtes $\text{H}^+ / (\text{Ca}^{++} + \text{Mg}^{++})$ -Verhältnis
 Abnahme des pH-Wertes und Freisetzung von Kationensäuren Mn^{++} , Al^{+++} , Fe^{+++}
 Abnahme der Kationenaustauschkapazität
 Abnahme des Mb/ Al^{+++} - Molverhältnisses in der Bodenlösung
 Lösung von Schwermetallen
 Abnahme der P- und Mo-Löslichkeit
 Bildung von Auflagehumus und steilen chemischen Gradienten im Boden

Direkte biotische Wirkungen (Blatt)

Auswaschung von Nährstoffen aus Blattoorganen (besonders K und Mn)
 Erosion von Kutikeln
 Zellmembranzerstörung
 Zellwandauflösung

Indirekte biotische Wirkungen

Schädigung der Feinwurzeln
 Inhibierung der Mb-Kationenaufnahme
 Nährstoffmangel und Nährstoffimbancen
 Erhöhtes Risiko gegen Trockenheit und Windwurf
 Reduktion der biotischen Vielfalt in Pflanzengesellschaften und bei den Bodenbiota (Regenwürmer)
 Hemmung der Nitrifikation
 Metalltoxizität
 Ionenkonkurrenz
 Nährstoff-Festlegung (P, Mo)

In Nachbarsystemen

Versauerung und Toxifizierung des Grundwassers und der Oberflächengewässer
 Erhöhte Emissionen von Lachgas (N_2O) und NO_x

Der jährliche Protoneneintrag wird aus dem mengengewichteten pH-Wert und der Niederschlagshöhe (mm) berechnet:

$$\text{kg H}^+ \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1} = \text{mm} * 10 * 10^{-\text{pH}}.$$

Durchschnittlich werden in Österreich im Freiland Einträge zwischen $0,02$ und $0,53 \text{ kg H ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und unter dem Kronendach $0,01$ bis $0,45 \text{ kg H ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ gemessen.

In Österreich werden Critical Loads für versauernde Schwefel- und Stickstoffeinträge (Tabelle 10-3) nur auf $0,6 \%$ der Fläche und nur in der Böhmisches Masse überschritten. Die höchsten Critical Loads wurden für die gut gepufferten Kalkalpen, die niedrigsten für die Böhmisches Masse (Grundgestein Granit, welches schlecht puffert), die Zentralalpen und das Oststeirische Hügelland errechnet.

In Österreich nehmen die Emissionen an Versauerungsäquivalenten (diese werden aus den SO_2 -, NO_x - und NH_3 -Emissionen berechnet) leicht ab (Abbildung 10-5). Im Zieljahr des Göteborg-Protokolls 2010 werden die Critical Loads für Stickstoff- und Schwefeleinträge auf (nur) $0,6 \%$ der österreichischen Waldfläche überschritten werden (im Göteborg-Protokoll wurden nationale Emissionsgrenzen für SO_2 , NO_x , NH_3 und auch NMVOCs festgelegt). Säureeinträge stellen somit in Österreich kein großflächiges Gefährdungspotential dar.

Abbildung 10-5: Entwicklung der Emissionen von Versauerungsäquivalenten (Gg = 1000 Tonnen) in Österreich (Umweltbundesamt 2008).

Die Versauerungsäquivalente sind proportional zu den Gewichtsprozenten an H^+ -Ionen: SO_2 : 0,0313, NO_x : 0,0217, NH_3 : 0,0588.

In Österreich setzen sich diese z. B. 2007 aus 50,4 % NO_x , 41,2 % NH_3 und 8,4 % SO_2 zusammen.

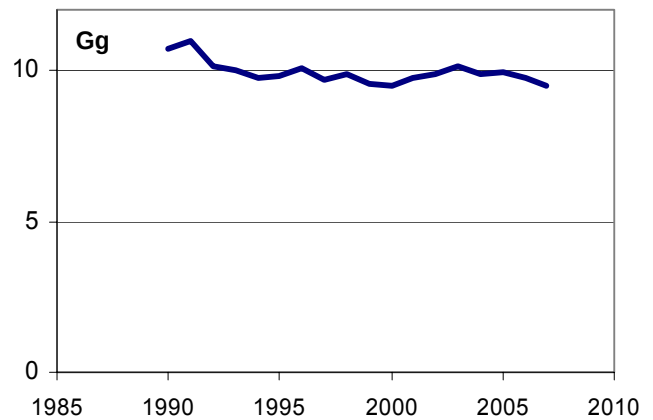


Tabelle 10-3: Critical Loads für Säureeinträge auf unterschiedlichen Grundgesteinen.

Kritischer Protoneneintrag	äquivalenter Schwefeleintrag	Gestein
< 0,2	< 3	Quarzite, Granite
0,2 - 0,5	3 - 8	Granite, Gneise
0,5 - 1	8 - 16	Grauwacken, Gabbro, Schiefer
1 - 2	16 - 32	Gabbro, Basalt
> 2	> 32	Kalkstein, Mergel

Resümee: Bei den Stickstoffverbindungen scheinen heutzutage die indirekten Wirkungen bedeutsamer zu sein als die direkten, etwa von überhöhten NO_x - oder NH_3 -Konzentrationen in der Luft. Die Bedeutung der Einträge von Stickstoffverbindungen liegt vor allem in der Eutrophierung N-limitierter Ökosysteme. In deren Folge werden zwar zunächst bessere Wachstumsleistungen bei den dominierenden Arten erzielt, zu erwarten sind aber eine Artenverarmung in Wäldern, Heiden und artenreichen Graslandschaften sowie eine höhere Stressempfindlichkeit.

Literatur: Elling et al. (2007), Guderian (2001), Manning (1998), Nagl und Gregor (1998), WHO (2000).

11. Fluorwasserstoff - ein Breitband-Enzymhemmer

Pflanzen sind die empfindlichsten Wirkobjekte gegenüber fluorhaltigen Luftverunreinigungen. Fluorwasserstoff (HF) ist der pflanzengiftigste Luftschadstoff. Er hemmt viele wichtige Enzyme, deren Funktion an Ca oder Mg gebunden ist. Er entsteht bei technischen Prozessen, nebenbei wird SiF_4 gebildet. Fluor ist für Mensch und Tier, aber nicht für Pflanzen essentiell.

11.1. Quellen und Senken

Anthropogene Quellen: Industrien, die F-hältige Mineralien (Fluss-Spat CaF_2 , Kryolith Na_3AlF_6 , Apatit $\text{Ca}_{10}[\text{PO}_4]_6\text{F}_2$) verarbeiten: Glas- und Keramikindustrie, Aluminiumerzeugung; Schmelz- und Brennprozesse (Stahlindustrie), Kohleverbrennung, Düngerhersteller (Superphosphat; Fluorapatit). Die globalen Emissionen betragen über 2 Tg pro Jahr.

Natürliche Quellen sind Vulkane (0,06 – 6 Tg pro Jahr), Seesalzaerosole (0,4 – 1 Tg pro Jahr) und Bodengstaub (< 0,5 Tg pro Jahr).

Senken: Vegetation bzw. trockene Deposition.

11.2. Physikalische Eigenschaften

HF ist ein stechend riechendes, hygroskopisches Gas. Aufgrund seiner guten Wasserlöslichkeit wird es schnell mit dem Regen aus der Atmosphäre ausgewaschen.

11.3. Chemische Eigenschaften

Elementares Fluor ist das am stärksten elektronegative Element sehr aggressiv. Flusssäure ist eine schwache Säure, der wasserfreie flüssige HF jedoch eine starke Säure. HF kann Glas angreifen, wobei Siliziumtetrafluorid (SiF_4) entsteht.

Der Wirkungsradius eines HF-Emittenten ist relativ gering: er beträgt „nur“ etwa 5 km. In extrem belasteten Industriegebieten können 20 ppb erreicht werden, in Waldgebieten meist < 1 ppb.

11.4. Aufnahme, Verlagerung und Umsetzungen in Pflanzen

Aufnahme: Fluorid wird vor allem passiv über die Spaltöffnungen der Blattoorgane als HF- oder SiF_4 -Gas und auch in gelöster Form aufgenommen. Es kann in hoher Konzentration die Kutikula ätzen und durch diese in das Blattinnere gelangen. Ein großer Anteil des Gesamtfluorgehaltes von Blattoorganen aus Immissionsgebieten ist abwaschbar. Über die Wurzeln wird es praktisch nicht aufgenommen, obwohl Gehalte im Boden nahe von Emittenten mehrere 100 ppm betragen können; in solchen Fällen kann der Gehalt an löslichen Fluoriden bis zu 25 ppm betragen. Die F-Verfügbarkeit für Pflanzen ist auf stark sauren pH-Werten am höchsten. Die F-Gehalte der Pflanzen sind vom Gesamt-F-Gehalt des Bodens unabhängig, da nur der lösliche Anteil aufnehmbar ist. Die Aufnahme ist deutlich schneller als bei anderen Schadgasen.

Verlagerung in der Pflanze: HF löst sich nach der Aufnahme über das Blatt im Zellwandwasser und wird mit dem Transpirationsstrom zu den Blatträndern bzw. Blattspitzen transportiert. In den parallelnervigen Blättern der einkeimblättrigen Pflanzen und in den Koniferennadeln wird Fluorid in Richtung Spitze verlagert, während in den netznervigen Blättern der meisten zweikeimblättrigen Pflanzen neben einer spitzenwärts gerichteten Verlagerung auch eine in Richtung Blattrand zu beobachten ist. Erst wenn die - artspezifisch sehr unterschiedlichen - Schwellenkonzentration erreicht wurde, dringt Fluorid in die Zellen ein. Die Anreicherung in den Organellen ist stark von deren pH-Wert abhängig: Mit der Zunahme um eine pH-Einheit von sauer in Richtung alkalisch steigt der F-Gehalt um das Zehnfache. Neutrale und schwach alkalische Kompartimente sind somit stärker belastet als saure (z. B. Chloroplasten). Die Anhäufung in diesen Regionen führt zu Nekrosen. Die Ausscheidung in den Boden und Abgabe von gasförmigen F-Verbindungen sind zwar möglich, aber quantitativ von untergeordneter Bedeutung.

Bei Tieren ruft Fluor nach der Aufnahme von F-verseuchtem Futter Verfärbungen an Zähnen (Fluorose) hervor.

HF ist 10 - 1000 mal giftiger als andere Spurenstoffe. Die Wirkungen lassen sich meist auf die feste Bindung von Ca und Mg zurückführen. Es bildet aber auch H_2O_2 und ist somit eine Vorstufe für Radikale.

Abbaureaktionen und Aktivierung von Enzymen

Die folgenden Reaktionen sind vor allem Abbaureaktionen, die auch mit einem zusätzlichen Bedarf von Energie für eine Entgiftung im Zusammenhang stehen können.

- Abbau von Proteinen: Bildung von freien Aminosäuren.
- Abbau von Estern: Erhöhung der Aktivität von Esterasen (Enzyme, die Fettsäureester in Alkohole und Säuren spalten).
- Abbau von Desoxyribonukleinsäure (DNA): Erhöhung der Aktivität von Ribonukleasen.
- Zerstörung von Chlorophyll (Entfernung des Mg) und Chloroplasten.

Die enzymatische Entgiftung wird von Peroxidasen (Enzymen, die H_2O_2 spalten) bewerkstelligt, deren Aktivität erhöht wird

Hemmung von Enzymen

HF bildet mit Ca, Mg und Mn unlösliche Fluoride. Dies entzieht der Pflanze zwar Fluor, aber auch diese essentiellen Elemente. Es stört somit Stoffwechselvorgänge, an denen Ca und Mg als Kofaktor von Enzymen beteiligt ist („Breitbandenzymhemmung“). Auch der Phosphathaushalt wird beeinträchtigt. Fluor greift Biomembranen an und führt zu Schwellungen der Thylakoide. Längere Einwirkung führt zu Stomataschluss. Die Reaktion mit Aluminium bindet beide toxischen Elemente.

Gehemmt werden Reaktionen, bei denen das „Mg-abhängige“ ATP (ADP) beteiligt ist:

- Photosynthese: Hemmung des gekoppelten photosynthetischen Elektronentransportes durch Entzug des Mg (Pigmentsynthese; Chlorophyll enthält Mg!).
- Steigerung bzw. bei bereits eingetretenen Schädigungen von Zellen Hemmung der Atmung.
- Zuckerstoffwechsel: Hemmung des oxidativen und reduktiven Pentosephosphatzyklus (Stoffwechselweg der Oxidation von Glucose-6-Phosphat zur Gewinnung von Pentosephosphat); Hemmung der Enolase (Enzym, das die Umwandlung von 2-Phosphoglycerat in Phosphoenolpyruvat beim Glucoseabbau katalysiert) und der Phosphoglucomutase.
- H_2O_2 -Entgiftung: Je nach Dosierung Hemmung oder Stimulierung der Katalasen (H_2O_2 -abbauende Enzyme) in Peroxisomen.

11.5. Schädigungen an Pflanzen

- Schädigung von Chloroplasten und anderen Organellen.
- Schädigung v. a. des Mesophylls bis zum Kollaps, aber auch der Epidermis.
- Chronische Schäden: Zwergwuchs, Kleinblättrigkeit, Kurzadeligkeit und Kurztriebbarkeit. Aufhellungen (Chlorosen) an Trieben und Blättern von Laub- und Nadelbäumen.
- Akute Schäden: Oft entstehen nach Chlorosen hellbraune bis schwarze Rand- und Spitzennekrosen, die sich deutlich von gesundem Gewebe abheben; Aufwölbung von Blättern (Abbildungen 11-1 bis 11-3).

Auf Organismusebene kommt es zu Habitusänderungen von Bäumen: Fichten bilden ein „Fenster“ unterhalb der Krone aus („Sub Top Dying“), Kiefern reagieren mit einer Abflachung der Krone.

Auf ökosystemarer Ebene zeigen sich negative Wirkungen auf den Ertrag und die Qualität von Nahrungs- und Futterpflanzen wie Verminderung der Samengröße, des Samengewichtes und der Anzahl der Zapfen von Koniferen. Im Mais wird mehr als 90 % des Fluors in den Blättern und nur 2 % in den Körnern akkumuliert. In Waldbeständen sterben vor allem Koniferen ab, während Grauweide, Schwarzerle und Birke ein gutes „Ausharrvermögen“ zeigen. Endet die Immissionseinwirkung auf einen Bestand etwa nach der Schließung des Emittenten, wird die Belastung der Vegetation stark vermindert, während die Humus- und Bodenbelastung noch lange anhalten. Die mit hohen F-Immissionen verbundene verschlechterte Nährstoffversorgung schwächt die Pflanzen und schafft so günstigere Lebensbedingungen für Schadinsekten.

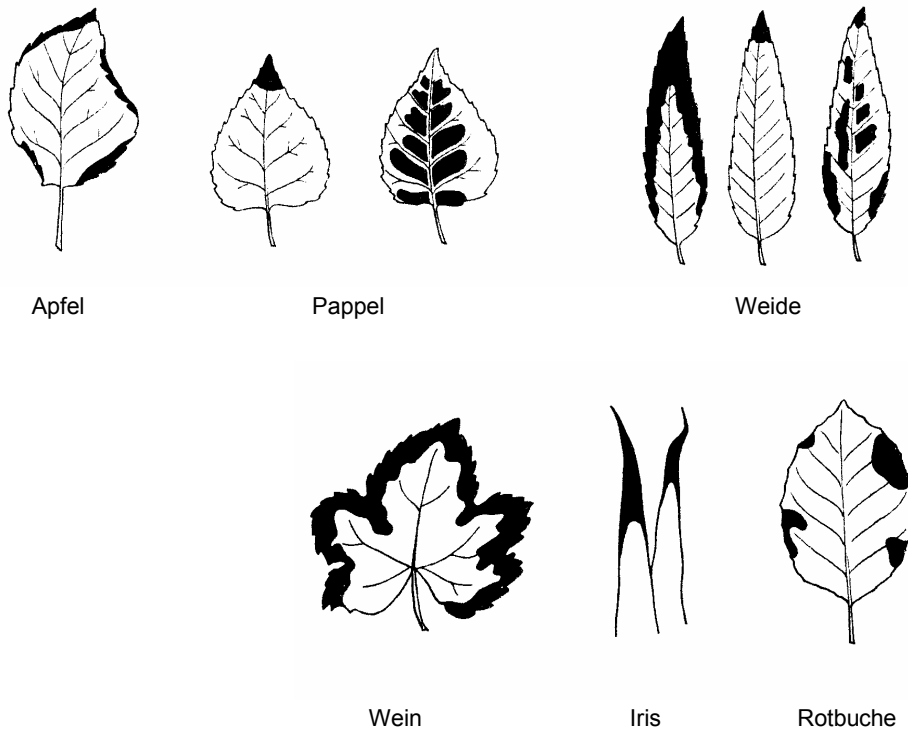


Abbildung 11-1: Akute Schäden durch HF: Flecken- und Randnekrosen (schematisch; Dässler 1991).



Abbildung 11-3: Akute Schäden durch HF an Kiefernadeln.

Abbildung 11-2 (links): Immissionssschäden durch fluorhaltige Emissionen im Nahbereich eines Aluminiumwerkes.

Die empfindlichen Fichten in Werksnähe sind abgestorben. Die Fichten im Hintergrund werden durch die widerstandsfähigeren Erlen und Birken im Vordergrund („Rauchriegel“) etwas geschützt.

Wirkungsindikatoren: Gladiole, Schwertlilie, Tulpe, Begonie, Kirsche. Sehr empfindlich sind ferner Mais, Weinrebe, Hainbuche, Buche, Lärche, Fichte, Tanne und Douglasie. Relativ widerstandsfähig sind Tomaten, Tabak, Weide, Erle, Eiche, Schwarzkiefer, Eibe.

Akkumulationsindikatoren: Fichte, Kiefer, Buche, Welsches Weidelgras.

Abbildung 11-4 zeigt, dass sich auch extrem immissionsgeschädigte Bestände nach entsprechenden Immissions-Reduktionsmaßnahmen regenerieren können.



Abbildung 11-4: Waldregeneration im „Rauchschadensgebiet“ Arnoldstein/Ktn.

In Arnoldstein (Kärnten), einem klassischen Immissionsgebiet mit SO_2 , HF und Schwermetallen als Schadstoffen, hat sich der Wald aufgrund von Sanierungsmaßnahmen des Emittenten zwischen den 1960er und 1980er Jahren gut erholt. Die gesunde, resistente Fichte („R-Fichte“, linkes Bild) hat den umgebenden, widerstandsfähigeren Bestand begründet.

11.6. Konzentrationen in der Luft und in Blattorganen

Luft: HF kann mit dem Silberkugilverfahren gemessen werden, Messwerte liegen für Österreich nicht vor.

Pflanzentoxische Konzentrationen (Untergrenze) sind in Tabelle 11-1 angeführt.

Tabelle 11-1: HF-Konzentrationen (ppb) in der Luft, oberhalb derer Schädigungen an Pflanzen auftreten können (Grenzwerte).

Mittel	Grenzwerte der Zweiten Verordnung gegen forstschädliche Luftverunreinigungen	Verein Deutscher Ingenieure (sehr empfindliche Pflanzen)
Halbstundenmittel	1,1	
Tagesmittel	0,6	1,2
30 Tage-Mittel		0,3
7 Monate (April bis Oktober)		0,2

Blattorgane: Fluorid kommt in Pflanzen vor, ist aber kein essentieller Pflanzenbestandteil. Die natürlichen Konzentrationen sind sehr gering (Fichtennadeln: 10 ppm, in Pflanzenteilen anderer Pflanzen bis 10 ppm; Tabelle 11-2). Immissionseinwirkungen erhöhen die natürliche Konzentration in Blattorganen auf das 20 bis über das 100-fache. Der Nachweis einer Immissionseinwirkung ist deshalb leicht möglich. Grenzwerte für Gehalte in Blattorganen sind im Forstgesetz (Zweite Verordnung gegen forstschädliche Luftverunreinigungen) festgesetzt. Die chemische Analyse der im Schönigerkolben verbrannten und in einer Reaktionslösung absorbierten Probe auf Fluorid wird mit fluorselektiven Elektroden durchgeführt (Potenzialmessung).

Tabelle 11-2: Natürliche Fluorgehalte (Obergrenze in Fichtennadeln, bezogen auf Trockensubstanz).

Nadeljahrgang 1	8 ppm
Nadeljahrgang 2	10 ppm
Nadeljahrgang 3	10 ppm

Die Anreicherung von Fluor korreliert nicht mit den Schädigungen: Tee kann ohne sichtbare Symptome mehrere 100 ppm Fluor enthalten, Rainfarn bis über 2000 ppm und Baumwolle bis 4000 ppm.

Der Gehalt in Futtermitteln soll nicht mehr als 40 ppm betragen.

Resümee: Obwohl HF das giftigste gasförmige Pflanzengift ist, ist seine Bedeutung lokal in Emittentennähe begrenzt. Trotz der Emissionsminderungsmaßnahmen werden Überschreitungen des Grenzwertes der Zweiten Verordnung gegen forstschädliche Luftverunreinigungen für Blattorgane in Österreich noch immer registriert, z. B. in der Nähe von Ziegelwerken.

Literatur: Guderian (2001), Dässler (1991), Hock und Elstner (1995), Treshow (1984), Wellburn (1988).

12. Chlorwasserstoff und Chloride – Beitrag zum „Sauren Regen“

Chlor, das im Stoffwechsel nicht kovalent gebunden ist, ist ein essentielles Element. Chlorwasserstoff (HCl) und Chloride sind jedoch in erhöhter Konzentration aggressiv. Die Bedeutung des HCl ist deutlich geringer als die von SO₂ und NO_x. Er ist Bestandteil des „Sauren Regens“.

Chloride werden als Auftausalze im Straßenbereich noch immer in großem Umfang verwendet.

12.1. Quellen und Senken

Anthropogene Quellen von HCl bzw. Chlorid sind industrielle Verarbeitungen chlorhaltiger Stoffe: Verzinkereien, Verhüttung chloridischer Erze, Chlorelektrolyse, Salzsäureherstellung, Salzkohleverbrennung, die Dünger- und Kaliindustrie sowie die PVC-Verbrennung.

Natürliche Quellen sind Vulkane und Seesalz (Alkalichlorid).

Senken sind die trockene bzw. nasse Deposition.

12.2. Physikalische Eigenschaften

HCl ist ein farbloses Gas mit stechendem Geruch, das schwerer als Luft ist und sich sehr gut in Wasser zu Salzsäure löst.

12.3. Chemische Eigenschaften

HCl ist ein stechend riechendes, korrosives Reizgas. Als Säure ist sie in verdünnter wässriger Lösung vollständig dissoziiert. Das Chlorid-Ion wirkt in der Pflanzenzelle quellend, was u. a. bei der Stomataregulation von Bedeutung ist. Weiters fungiert es bei der Sauerstoffentwicklung im Zuge der Photosynthese als Enzymaktivator bzw. beim Elektronentransport. Chlorid ist im Boden und in Pflanzen sehr mobil.

12.4. Aufnahme und Umsetzungen in Pflanzen

HCl-Gas wird über die Stomata aufgenommen und wandert im Imbibitionswasser des Apoplasten mit dem Transpirationsstrom zur Blattspitze (Nadelspitze) und zum Blattrand. HCl kann die Quellung beeinflussen und so einen Stomataschluss hervorrufen. Hydrolytische Enzyme werden gehemmt, das Kohlenhydratbudget gestört und die Proteinsynthese gehemmt. In der Zelle kommt es zunächst zu einer Steigerung der Atmung, die jedoch bei zunehmender Einwirkung absinkt. Bei stärkerer Dosierung werden Membranen zerstört, die Photosynthese gehemmt und die Zellwand deformiert. Die Hemmung der Photosynthese kann auch eine Folge der Chlorophyllzerstörung sein. Es kann auch zu einer Plasmolyse und Schrumpfung des Zellinneren kommen.

12.5. Entgiftung und Metabolisierung

Chlorid kann in die Vakuole transportiert und damit „entschärft“ werden.

12.6. Schädigungen an Pflanzen

- Ätزشäden an der Blattoberfläche
- Rotbraune bis braune Nekrosen (Flecken, Punktierungen), ausgehend von den Blatträndern bzw. Nadelspitzen, aber auch zwischen den Leitgefäßen
- Gelblich-hellbraune Verfärbung des Mesophylls (Zerstörung der Chloroplasten)

Chlorgaseinwirkung erzeugt weiße Nekrosen. Die HCl-Symptome ähneln oft jenen, die durch SO₂, HF oder O₃ sowie durch Trockenheit und Salzüberschuss hervorgerufen werden (Abbildung 12-1).

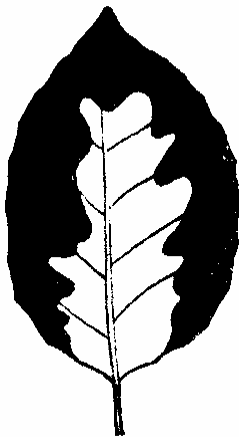


Abbildung 12-1: Randnekrosen an Rotbuche durch HCl (links: schematisch nach Dässler 1991).

Wirkungsindikatoren: Spinat, Bohnen, Salat, Mais, Holunder. Sehr empfindliche Baumarten sind Fichte, Tanne, Weißkiefer, Douglasie, Weißbuche und Schwarzerle. Relativ wenig empfindlich sind Schwarzkiefer, Thuje, Robinie und Zitterpappel.

Akkumulationsindikatoren: Welsches Weidelgras

Halophyten sind salzliebende bzw. salzverträgliche Spezialisten unter den Pflanzen. Sie können die toxischen Na-Ionen von der Aufnahme ausschließen (salt exclusion) oder über Salzdrüsen (Hydrathoden) wieder ausscheiden. Sie besitzen häufig spezielle Einrichtungen zur Entfernung von NaCl aus dem Cytoplasma, z. B. durch Kompartimentierung in der Vakuole oder durch Exkretion aus Salzdrüsen und sind daher in der Lage, auf salzreichen Böden zu wachsen.

12.7. Chloride und Auftausalze

Chlor hat physiologische Bedeutung bei der Sauerstoffentwicklung im photochemischen Prozess und bei der Bewegung der Stomata.

Chloridaufnahme ist über Wurzeln und Blätter möglich

Das handelsübliche Streusalz besteht zum großen Teil aus Natriumchlorid. Zudem kann es natürliche Nebenminerale wie Anhydrit (Calciumsulfat), Magnesiumsulfat oder Ton bzw. CaCl_2 , MgCl_2 , Ca-Mg-Acetat sowie Harnstoff enthalten. Alkali- und Erdalkalichloride, die im Auftausalz enthalten sind, sind leicht löslich. Da sie im Boden und innerhalb der Pflanze mobil sind, werden sie leicht ausgewaschen. Chlorid wird von den Wurzeln bzw. vom Cytoplasma aufgenommen. Das Überangebot führt zu Ernährungsstörungen, weil die notwendigen Elemente nicht im optimalen Verhältnis aufgenommen werden können.

Wirkungen von Auftausalzen

- Beeinträchtigung der physiologischer Aktivitäten.
- Chlorid hemmt bei einem Überangebot Photosynthese und Transpiration. Das Gewebe altert vorzeitig.
- Ein überhöhter Salzgehalt im Boden und in der Pflanzenzelle übt sowohl eine osmotische als auch eine ionenspezifische Wirkung aus, wodurch der Stoffwechsel gestört wird. Die

osmotische Komponente besteht in der schlechteren Wasserverfügbarkeit. Die ionenspezifische Wirkung wird durch einen Überschuss im Protoplasma, Ionenungleichgewichte, Veränderungen von Enzymen und Proteinen und durch die Veränderung von Membraneigenschaften hervorgerufen.

- Die kritische Konzentration im Pflanzengewebe liegt bei $10 \text{ mg Cl kg}^{-1} \text{ TS}$, also etwa beim 100-fachen der natürlichen Konzentration.

„Herbstverfärbung“ bei Alleebäumen schon im Sommer

Chlorid ruft sichtbare Symptome wie Vergilbungen sowie Rand- und Spitzennekrosen, gefolgt von Blattabfall, hervor. Das Wurzelwachstum kann gehemmt und ganze Sprossbereiche können verdorren (vorgezogene Seneszenz).

Durch Streusalz werden die Blätter der besonders chlorid-empfindlichen Kastanien, Linden und Ahornbäume in Alleen nach dem Ausbringen von Auftausalzen schon im Sommer des Folgejahres braun (die Fleckungen an Kastanien in den letzten 15 Jahren gehen jedoch auf die Kastanienminiermotte und auf Pilzinfektionen zurück). Schäden an jungen Kiefern zeigt Abbildung 12-2. Relativ salztolerant sind Platane, Eiche und Robinie.

Abbildung 12-2: Salzschiiden an Kiefern am Rand der Autobahn.

Infolge der Einwirkung von Auftausalzen entstehen Spitzenschäden und Totalnekrosen.



12.8. Konzentrationen in der Luft und in Blattorganen

Luft: HCl wird in Österreich nicht gemessen.

Die Chloridkonzentrationen in der Luft und im Regen hängen von der Entfernung vom Meer ab. Die Einträge mit der nassen Deposition liegen in österreichischen Waldgebieten in der Größenordnung von $7 \text{ kg Cl ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. HCl-Konzentrationen oberhalb von 70 ppb können pflanzenschädigend wirken (Tabelle 12-1).

Tabelle 12-1: HCl-Konzentrationen in der Luft, oberhalb derer Schädigungen an Pflanzen auftreten können (Richtwerte).

Mittel	ppb
Halbstundenmittel	260
Tagesmittel	70

Blattorgane: Bei Immissionseinwirkungen von löslichen Chloriden können die Gehalte auf das Zehnfache des natürlichen Gehaltes ansteigen. Die chemische Analyse basiert auf einer elektrochemischen Titration der Extraktionslösung mit Silbernitrat und Endpunktsbestimmung mit einer Silberelektrode.

Die natürlichen Chlorgehalte in Fichtennadeln werden für die ersten drei Nadeljahrgänge gleich hoch angenommen; bei ihrer Überschreitungen kann Immissionseinwirkung angenommen werden (Tabelle 2-2).

Tabelle 12-2: Natürliche Chlorgehalte (Obergrenze in Fichtennadeln, bezogen auf Trockensubstanz).

Nadeljahrgang 1	0,1 %
Nadeljahrgang 2	0,1 %
Nadeljahrgang 3	0,1 %

Resümee: HCl hat heute allenfalls lokale Bedeutung als pflanzenschädigende Komponente. Die Wirkungen von chlorhaltigen Auftausalzen sind für Bäume in deren Nahbereich bedeutsam.

Literatur: Dässler (1991), DeKok und Stulen (1998), Guderian (1977), Hock und Elstner (1995).

13. Ozon – heute der Luftschadstoff Nr. 1

Das Ozon (O_3) in der Stratosphäre schützt die Biosphäre vor UV-Strahlung („good ozone“) und wirkt dort auch geringfügig als „Anti-Treibhausgas“. Es ermöglicht seit mehr als 300 Mio. Jahren das Überleben von Organismen in den oberen Schichten des Wassers und auf dem Land. In der Stratosphäre nimmt die Ozon-Konzentration in den letzten Jahren merklich ab (Vergrößerung des Ozonlochs).

In Bodennähe belastet es die Biosphäre („bad ozone“) und wirkt als Treibhausgas. Die Konzentrationen nehmen bis zur Waldgrenze markant zu. In den letzten 100 Jahren hat sich wegen der Zunahme der Vorläufersubstanzen die troposphärische Konzentration verdoppelt.

13.1. Quellen und Senken

Ozon wird nicht emittiert, sondern sekundär aus Vorläufersubstanzen gebildet. Diese Vorläufersubstanzen sind zum Teil natürlichen Ursprungs. Etwa ein Zehntel des troposphärischen Ozons gelangt durch „Tropopausenfaltungen“ aus der Stratosphäre in bodennahe Schichten.

Ozon wird im photochemischen Kreislauf aus Luftsauerstoff, Stickstoffoxiden, niedermolekularen Kohlenwasserstoffen und Kohlenmonoxid in Anwesenheit kurzweiliger Strahlung ($< 420 \text{ nm}$) gebildet (Abbildung 13-1).

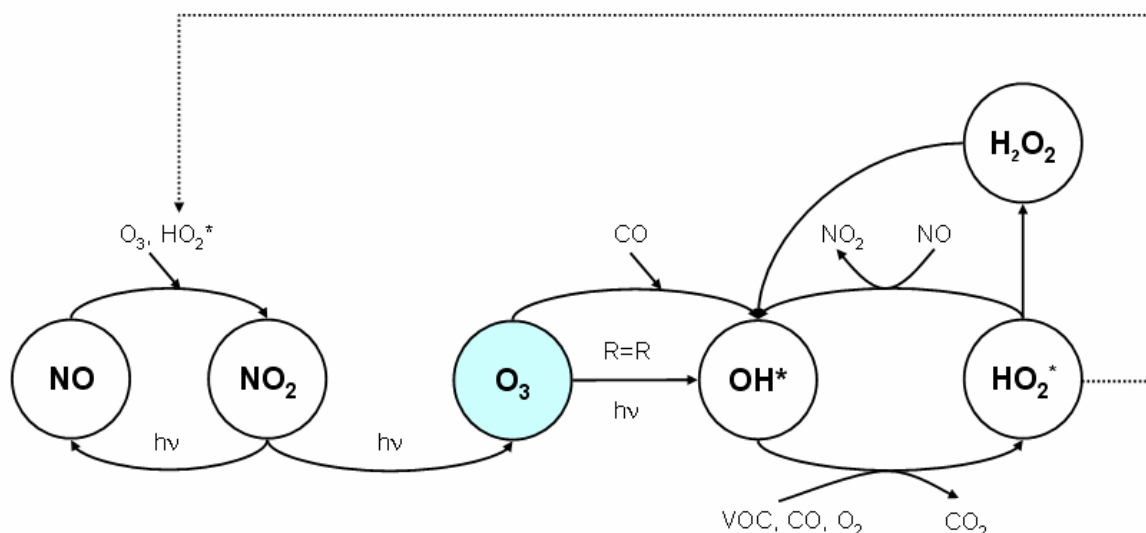


Abbildung 13-1: Photochemische Ozonbildung in der Gasphase (stark vereinfacht).

HO_2^* : Hydroperoxylradikal. $h\nu$: $< 420 \text{ nm}$.

Bei geringen Lichtintensitäten - wenn eine Photolyse des NO_2 ausgeschlossen ist - entsteht aus NO bzw. NO_2 und O_3 das Nitratradikal (NO_3^*). Aus diesem durch Reaktion mit HO_2^* ebenfalls das OH^* -Radikal gebildet werden. NO_3^* reagiert analog zu OH^* mit RH unter Abstraktion, Reaktionsprodukte sind HNO_3 und R^* . Bei der Photolyse von NO_3^* entstehen NO_2 , NO und Sauerstoff.

Global werden pro Jahr 1600 Tg aus CO, 1500 Tg aus CH_4 , 500 Tg aus Nichtmethan-kohlenwasserstoffen und 400 Tg aus Isopren und Terpenen gebildet.

Tagsüber baut sich die Ozonkonzentration aus den Vorläufersubstanzen unter Einfluss der UV-Strahlung auf. Die Beteiligung von VOCs (VOC = volatile organic compounds = flüchtige organische Verbindungen) bzw. HO_2^* führt zu einer Nettoproduktion von Ozon. Nebenbei werden mit dem OH^* -Radikal auch Salpetersäure (HNO_3) und Radikale gebildet.

Nachts überwiegt der Ozonabbau, weil Ozon bei der Reaktion von NO zu NO₂ und weiter zu NO₃ verbraucht wird. In der Nacht sinkt die Konzentration deshalb.

Ein wichtiger Ozonvorläufer ist auch das Kohlenmonoxid (Box 13-1).

Box 13-1: Kohlenmonoxid (CO) – eine Vorstufe des Ozons und ein indirektes Treibhausgas.

CO ist farb- und geruchlos, brennbar und wenig wasserlöslich. Es wirkt reduzierend und ist stark humantoxisch (seine Affinität zu Hämoglobin ist ca. 300x größer als jene des Sauerstoffs). Die mittlere Verweilzeit in der Atmosphäre liegt zwischen zwei und sechs Monaten.

Quellen: CO entsteht bei unvollständigen Verbrennungen und bei der Oxidation von CH₄ mit dem OH*-Radikal. Mikroben können es oxidieren, ein Teil entweicht in die Stratosphäre. Quellen sind die Industrie, die Biomasseverbrennung und die Oxidation von CH₄ und NMHC bzw. mikrobielle Umsetzungen in Pflanzen, Böden und im Meer. Die globale Emission beträgt unterschiedlichen Schätzungen entsprechend 1,2 – 5 Pg pro Jahr, davon rund 1000 Tg durch Biomasseverbrennung (Brandrodungen!).

Klimarelevanz: CO ist eine Vorstufe der Treibhausgase Ozon und CO₂. Einerseits spielt es bei der photochemischen Ozonbildung eine entscheidende Rolle (Ozon wird über HO₂* und VOCs gebildet, was die Oxidation von NO zu NO₂ fördert). CO beeinträchtigt die Selbstreinigungskraft der Atmosphäre und fördert ihre Anreicherung mit CH₄.

Direkte Relevanz für Pflanzen: Im Gegensatz zum Menschen ist über die Empfindlichkeit von Pflanzen gegenüber CO wenig bekannt. Es kann in der Pflanze zu CO₂ oxidiert und auch in die Aminosäuren Serin und Glycin umgewandelt werden. Bei grünen Algen inhibiert CO den Stickstoff-Stoffwechsel. Einige Meeresalgen emittieren CO. Die Konzentrationen in der Luft können etwa 100 ppb und in Ballungsräumen noch wesentlich höhere Werte erreichen.

Abbildung 13-2a zeigt für Österreich einen modellierten Tagesgang von Ozon in Abhängigkeit von der Seehöhe, Abbildung 13-2b gemessene Werte an ländlichen und waldnahen Stationen (Jahresmittelwerte 1990-2008).

Abbildung 13-2a: Ozontagesgang und Seehöhenabhängigkeit.

Die schematische Darstellung zeigt einen ausgeprägten Tagesgang in tieferen Lagen und einen schwachen Tagesgang nahe der Waldgrenze auf einem deutlich höheren Niveau. Der aktuelle Tagesgang ist witterungsabhängig.

Mit der Seehöhe nehmen die mittleren Konzentrationen zu.

Die aktuellen Ozonkonzentrationen resultieren einerseits aus photochemischen Prozessen, andererseits aus An- und Abtransporten von Luftmassen.

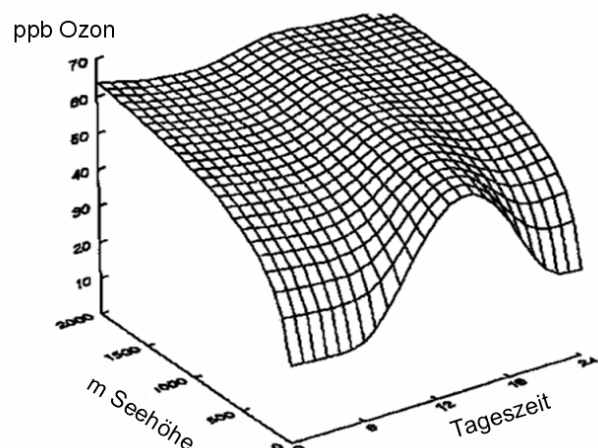
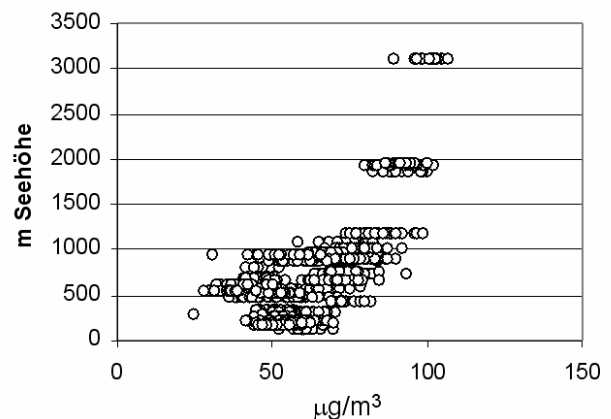


Abbildung 13-2b: Ozonjahresmittel an ländlichen und waldnahen Stationen in Österreich in Abhängigkeit von der Seehöhe (1990-2008; n = 858).

Auch die Depositionsraten nehmen mit der Seehöhe zu: In einem im Tiroler Zillertal stiegen sie vom Talboden (600 m) bis zur Waldgrenze (2000 m) von 32 bis zu 140 kg O₃ ha⁻¹ a⁻¹.



Zur Ozonkonzentration in der Grenzschicht tragen bei:

Sockelbetrag (Hintergrund, rund 32 ppb; Winter 26 ppb, Sommer 38 ppb; anthropogener Anteil rund 50 %):

- Stratosphärisches Ozon: 10 ± 2 ppb (natürlich, nicht beeinflussbar; Intrusionen („Tropopause-Faltungen“) im Frühjahr und Herbst).
- Biogene Vorläufer: 6 ± 2 ppb (Isopren, Terpene aus Wäldern, Grasland und Getreidefeldern, natürlich, nicht beeinflussbar) und anthropogen gebildete Kohlenwasserstoffe (Verkehr; Alkane, Aromate).
- CO und CH₄: 16 ± 2 ppb (langsam reagierend).

„Heißes Ozon“

- NMVOC (non methane volatile organic compounds = flüchtige Nichtmethankohlenwasserstoffe): 5 ppb; diese reagieren im Gegensatz zu den obigen Komponenten schnell zu Ozon.

Die Zahlen bedeuten, dass auch bei einer drastischen Reduktion der NMVOC-Emissionen die mittlere Ozonkonzentration kaum merklich beeinflusst werden kann. Ozonspitzen können jedoch vermindert werden.

Bei Föhn werden in den Alpen, wo dieser ca. 60 mal pro Jahr auftritt, erhöhte Ozonkonzentrationen gemessen, weil ozonreichere Luft aus der unteren Troposphäre antransportiert werden.

Senken sind die Vegetation bzw. trockene Deposition an Oberflächen, NO und SO₂.

13.2. Physikalische Eigenschaften

Ozon löst sich in Wasser fast 10x besser als Sauerstoff, aber viel schlechter als SO_2 oder NH_3 : Bei 0°C sind 0,5 Raumteile in einem Raumteil Wasser löslich. Es hat einen charakteristischen, stechenden Geruch, der ab einer Konzentration von etwa 2 ppm wahrnehmbar ist. Das Ozonmolekül ist gewinkelt und symmetrisch.

Ozon ist in der Troposphäre aufgrund seiner Eigenschaft, IR-Strahlung zu absorbieren, ein Treibhausgas (Kapitel 15), in der Stratosphäre ist der Strahlungsantrieb hingegen schwach negativ. Global nahm die Ozonsäule nach 1980 deutlich ab und nimmt seit der Mitte der 1990er Jahre wieder leicht zu. Über der Antarktis begann die Abnahme schon in den 1970er Jahren von etwa 300 DU (Dobson-Einheiten) auf 120 DU (1993); danach folgte wieder ein Anstieg auf rund 200 DU (zu Dobson-Einheiten siehe Box 1-2).

13.3. Chemische Eigenschaften

Ozon ist eine endotherme und daher thermodynamisch instabile Verbindung, die leicht unter Bildung von Sauerstoff zerfällt. Katalysatoren, Erwärmung und längerwelliges UV-Licht beschleunigen den Zerfall. Ozon ist in saurem Milieu beständig, im alkalischen Bereich zerfällt es zu OH^* und O_2 oder es reagiert mit H_2O_2 zu HO_2^* , OH^* und O_2 . Ozon hat ein hohes Oxidationsvermögen (wesentlich höher als das von Sauerstoff), z. B. für Jodid (alte Nachweismethode mit Stärkepapieren nach Schönbein). In saurer Lösung wird die Oxidationskraft unter den umweltrelevanten Gasen nur vom Fluor übertroffen.

Der natürliche bzw. vorindustrielle Background entspricht etwa 5 - 15 ppb. Seit den 1990er Jahren nimmt der Ozonpegel in österreichischen Waldgebieten um 0,2 ppb pro Jahr zu, die Maximalwerte nehmen hingegen ab. Die mittlere Verweilzeit in der Atmosphäre liegt zwischen 30 und 150 Tagen.

13.4. Aufnahme und Umsetzungen in Pflanzen

Ozon wird über die Stomata aufgenommen und erzeugt sofort Radikale

Ozon dringt 10.000 mal leichter durch die Stomata ein als durch die Kutikula. Da die Ozonkonzentration im Blatt nahe Null ist, wird die Aufnahme durch den Öffnungszustand der Stomata und die Ozonkonzentration der Außenluft gesteuert. Ozon kann auch den stomatären Widerstand und damit den Wasserhaushalt beeinflussen.

Sobald sich Ozon in der Flüssigkeit des Apoplasten löst, wird es in der Atemhöhle abgebaut, was einen weiteren Fluss ins Blattinnere ermöglicht.

Die Aufnahme in (Fichten-)Nadeln erfolgt vor allem tagsüber, die nächtliche Ozonaufnahme ist vergleichsweise sehr gering. In der substomatären Atemhöhle reagiert Ozon sofort mit Komponenten der Interzellularluft, z. B. Ethen (C_2H_4) oder Isopren. Dabei entstehen freie Radikale und in weiterer Folge Wasserstoffperoxid (H_2O_2 ; Box 13-2). Das restliche in der Interzellularenluft vorhandene Ozon löst sich in der wässrigen Phase der angrenzenden Zellwände. Ist das Zellwasser alkalisch, entstehen aus dem gelösten Ozon sofort kurzlebige Sauerstoffradikale (reactive oxygen species - extern, ROS_{ext}), während Ozon im sauren Milieu zum größten Teil als solches gelöst bleibt. Über einen z. T. extrazellulär verlaufenden Stoffwechselweg zur Ansäuerung des Zellwandwassers mit dem Antioxidans Ascorbat werden weitere Ozonmoleküle aus dem Verkehr gezogen. Nur jenes Ozon, das die der Zellwand anliegende, äußere Biomembran (Plasmalemma) erreicht, kann dieses schädigen.

Box 13-2: Wasserstoffperoxid (H₂O₂) - eine der Pflanze bekannte reaktive oxidierende Substanz.

H₂O₂ in der Luft: Wasserstoffperoxid entsteht photochemisch in der Gasphase aus HO₂^{*} (Hydroperoxid-)Radikalen, welche ihrerseits durch Oxidation verschiedener atmosphärischer Radikale aus O₂ generiert werden, sowie bei der Ozonolyse von Alkenen. Es ist oxidierend (Bleichmittel), instabil und gut wasserlöslich. Die Konzentrationen in der Luft betragen maximal wenige ppb. In der Luft oxidiert es in der flüssigen Phase SO₂ zu H₂SO₄ und trägt somit zur Versauerung der Atmosphäre bei. H₂O₂ ist *per se* als Luftschadstoff aber praktisch bedeutungslos.

In Eisbohrkernen von Grönland wird ein Anstieg der Konzentration seit etwa 1960 beobachtet, heute betragen die Konzentrationen ca. 100 ppb.

H₂O₂ in der Pflanzenzelle: Im Zuge der Photosynthese entsteht H₂O₂ auch ohne besondere Stresseinwirkung in den Chloroplasten aus dem Sauerstoff bzw. seinem Folgeprodukt, dem Superoxidanionradikal (der Schritt vom Superoxidanionradikal zum H₂O₂ wird durch die Superoxiddismutase katalysiert). Es wird weiters beim Zerfall von Ozon in wässriger Lösung gebildet. In der Pflanzenzelle oxidiert es Lipide und hemmt die Photosynthese durch SH-Oxidation von Enzymen des Calvin-Zyklus. Ort der Entstehung sind u. a. Peroxisomen. Abgebaut wird es durch Katalase und Peroxidase.

H₂O₂ dient auch als Signal für die Auslösung von Genexpressionsprozessen, die zum programmierten Zelltod als Teil der Abwehrmechanismen gegenüber Pathogenen oder aber zur Bildung von Schutzproteinen führen.

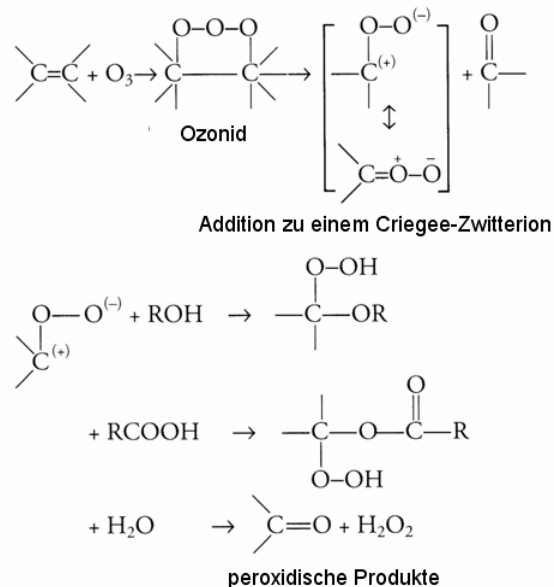
Ozon spaltet Doppelbindungen von ungesättigten Fettsäuren

Liegen extrem hohe Ozonkonzentrationen an der Biomembran vor, kommt es zur Ozonolyse: Hierbei werden C=C-Doppelbindungen, insbesondere jene der ungesättigten Fettsäuren der Membranlipide, angegriffen, wobei H₂O₂ entsteht. Dieses greift ebenfalls C=C-Doppelbindungen unter der Bildung neuen H₂O₂ an, sodass theoretisch ein einziges Ozonmolekül eine Lipidautoxidation "zünden" kann. Dadurch werden Biomembranen geschädigt (Abbildung 13-3).

Die Peroxidation von Lipidmolekülen kann auch über Singulett-Sauerstoff (¹O₂) ablaufen, welcher bei der Reaktion von Ozon mit Cystein, Methionin, Ascorbinsäure und Alkenen entstehen kann.

Abbildung 13-3: Spaltung von Doppelbindungen z. B. von ungesättigten Fettsäuren.

Über das „Criegee-Zwitterion“ werden Ozonide und peroxidische Produkte und in weiterer Folge Ketone gebildet (Hippeli und Elstner 1996).



Ozon oxidiert SH-Gruppen in Membranproteinen

Bei geringen Ozonkonzentrationen reagieren die Ozonmoleküle an der Biomembran hauptsächlich mit den Membranproteinen, die für alle Aufnahmemechanismen der Zelle zuständig sind. Insbesondere werden die SH-Gruppen von Aminosäuren wie Cystein angegriffen (Umwandlung von R-SH in RSSR), womit auch membranangelagerte Enzyme (Membranproteide) zum Ziel der Ozonattacke werden. Dies gilt auch für die Carbonat-Anhydratase, welche für die CO₂-Aufnahme in die Zelle und in die Chloroplasten zuständig ist. Aber auch integrale Membranproteine wie Aquaporine können betroffen sein, sodass die Permeabilität für Wasser und CO₂ in Mitleidenschaft gezogen werden. Ein "Angriff" über ozonbürtige, kurzlebige (>1 Millisekunden) Sauerstoffradikale im alkalischen Zellwandwasser ist nur bei einem kontinuierlichen Ozonnachschub möglich.

Bei der Oxidation der SH-Gruppen können S-S- oder SO₃H-Gruppen (Sulfonat) entstehen, wobei auch Singulett-Sauerstoff gebildet wird. Aus Cystein wird Cystin oder Cysteinsulfonsäure (HCOOH-CHNH₂-CH₂-SO₃H). Auch die SH-Gruppe des Glutathion wird oxidiert. In Eiweißkörpern wird dadurch die Sekundär- und Tertiärstruktur verändert.

Die hohe Reaktivität von Ozon gegenüber verschiedenen Komponenten der Biomembranen, aber auch des Cytoplasmas bedingt, dass ein weiteres Vordringen von Ozon in die lebende Zelle unwahrscheinlich ist. Sind Proteine und Proteide sowie folglich die Lipide des Plasmalemmas geschädigt, wird sowohl die CO₂-Aufnahme als auch der Weitertransport zu den Chloroplasten rasch beeinträchtigt.

CO₂-Mangel in den Chloroplasten erzeugt reaktive Sauerstoffspezies und führt in weiterer Folge zu oxidativen Schäden

Solange in den Chloroplasten die von Ozon unbeeinflusste und vom Sonnenlicht betriebene Wasserspaltung abläuft, erfolgt über den Elektronen- bzw. Protonentransport die Bildung von chemischer Energie und Reduktionskraft zum Betrieb der CO₂-Fixierung (Calvin-Zyklus) in vollem Umfang. Steht zu wenig oder gar kein CO₂ zur Verfügung, kommt es zum sogenannten "oxidativen Burst": Hierbei entstehen an verschiedenen Stellen im lichtbetriebenen Elektronentransport verschiedene "reaktive Sauerstoffspezies" (ROS) am Photosystem II und am Photosystem I (ROS_{int}; int = intern).

Oxidativer Burst: Englische Bezeichnung für die massive, vorübergehende Produktion von reaktiven Sauerstoffspezies (ROS) in Pflanzenzellen. Ursachen sind z. B. Pathogenbefall oder die Einwirkung von Oxidantien.

Die Bildung von ROS nach Pathogenbefall ist als Abwehrmechanismus aufzufassen. Hierbei wird durch einen „Elicitor“ z. B. H₂O₂ produziert. Dieser erzeugt einen oxidativen Stress beim Pathogen im Apoplasten; gleichzeitig wird die pflanzliche Zellwand an der Infektionsstelle durch oxidative Quervernetzung von Phenolen und Strukturproteinen verstärkt. Auch die Bildung von Phytoalexinen („Verteidigungsproteinen“) wird induziert.

Als **Elicitoren** (auch: Induktoren oder Botenstoffe, Signalmoleküle) werden in der Pflanzenphysiologie Substanzen bezeichnet, die Abwehrmechanismen gegen Fraßfeinde und Krankheitserreger auslösen (induzieren). Ein Beispiel für eine Abwehrreaktion ist die Synthese von Phytoalexinen. Elicitoren können entweder endogenen oder exogenen Ursprungs sein.

Reaktive Sauerstoffspezies werden routinemäßig entgiftet

ROS werden anfänglich - da sie regelmäßig im „Normalbetrieb“ auftreten - von Schutzmechanismen abgefangen. Im Lichtsammelkomplex (LHC II), der die Wasserspaltung über das Photosystem II (PS II) mit Energie beliefert, läuft der so genannte Xanthophyll-Zyklus verstärkt an, um überschüssige Lichtenergie in Wärme umzuwandeln. Am PS II, das mit der Wasserspaltung direkt verbunden ist, wirkt als ROS_{int}-Fänger das α-Tocopherol. Das β-Carotin entgiftet den Singulett-Sauerstoff (¹O₂) und Zeaxanthin deaktiviert „überschüssige Energie“. Diese Schutzmechanismen verhindern sowohl eine

Zerstörung des Reaktionszentrums des PS II als auch eine Lipidautoxidation der Chloroplastenmembranen.

Das Schutzsystem kann durch „zuviel ROS“ überfordert werden

Bei längerer Belastung der Schutzsysteme, insbesondere im Starklicht und unter CO_2 -Mangel, kommt es bald zu oxidativen Schäden am PS II und PS II-(Core-)Proteinen, die wiederum über eine Protein-Neusynthese kompensiert werden können. Läuft der Elektronen-Transport vom PS II zum Photosystem I (PS I) weiter, wird Reduktionskraft ($\text{NADPH} + \text{H}^+$) zur CO_2 -Fixierung gebildet, während die gleichzeitig angereicherten Wasserstoffionen (Protonen, H^+) die Energie zur Bildung von Adenosintriphosphat (ATP) liefern, mit dem Zucker und gegebenenfalls Stärke aufgebaut wird. Ist jedoch durch CO_2 -Mangel die Fixierungsreaktion im Calvin-Cyclus stark reduziert, gibt es kaum Bedarf an "Assimilationskraft" ($\text{NADPH} + \text{H}^+$ and ATP) und es entstehen in der "Mehler-Reaktion" am PS I auch ROS_{int} wie das Superoxidanionradikal ($\text{O}_2^{\cdot-}$).

Ozon und die von ihm gebildeten Radikale führen zwar nicht unmittelbar zum Absterben der Blattzellen (Mesophyllzellen), ein zellinterner CO_2 -Mangel bewirkt jedoch einen „oxidativen burst“, der die Kapazität der Schutzmechanismen übersteigen kann, sodass die in den Zellen entstandenen reaktiven Sauerstoffformen (ROS_{int}) von „innen heraus“ schädigend wirken (Abbildung 13-4).

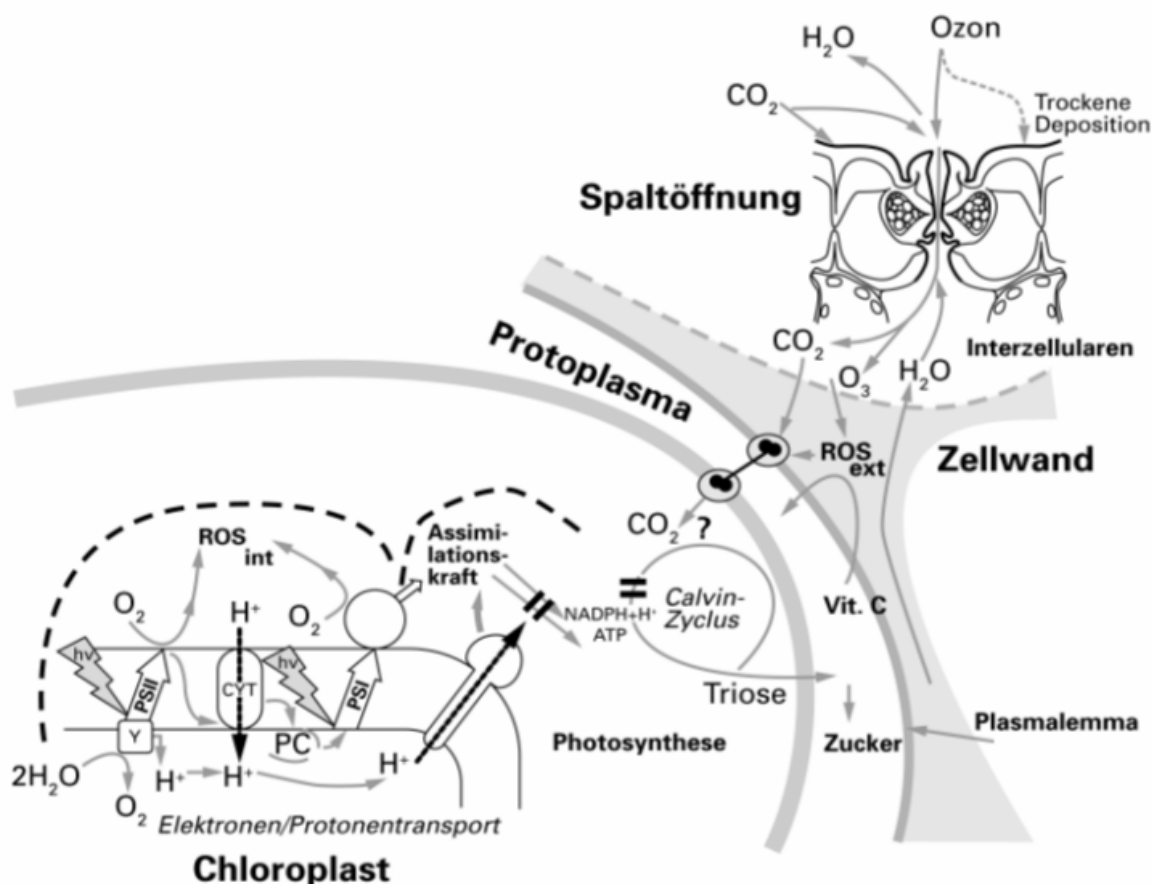


Abbildung 13-4: Die reaktiven Sauerstoffspezies (ROS) blocken die CO_2 -Versorgung des Calvin-Zyklus ab (Smidt et al. 2007).

Zahlreiche Stressfaktoren können direkt und indirekt die CO_2 -Aufnahme in die Interzellularen und/oder in die photosynthetisch aktiven Zellen der Nadeln und Blätter behindern. Fehlt das CO_2 (=), kann der Calvin-Zyklus nicht ablaufen und benötigt daher keine Assimilationskraft mehr (=), die von der Elektronentransportkette zur Verfügung gestellt wird. Die Absorption von Lichtenergie kann praktisch nie völlig vermieden werden, sodass die Elektronentransportkette ROS_{int} zu

bilden beginnt. Für diese ROS_{int} gibt es im "Normalbetrieb" zahlreiche Schutz-, Abwehr- und Reparaturmechanismen, sodass sich erst eine Überbelastung dieser Systeme zum "oxidativen burst" und zum programmierten Zelltod führt.

Vit. C = Vitamin C = Ascorbat. Calvin-Zyklus: Jener Zyklus im Chloroplasten, bei dem CO_2 mit „Assimilationskraft“ aus der Lichtreaktion in Form von Triosephosphat fixiert wird; dieses ist Ausgangsprodukt für die Bildung von Zucker (Saccharose) im Cytoplasma. ●● Carbonat-Anhydratase: Ein membran gebundenes Enzym, welches das pH-abhängige chemische Gleichgewicht zwischen Hydrogencarbonat (HCO_3^-) und CO_2 fördert, um den Transport durch Membranen als CO_2 und im Protoplasma als HCO_3^- zu optimieren. CYT (Cytochrom/ b_6 -Komplex): Protein, das zur Übertragung von Protonen dient („Protonenpumpe“), um mehr Reduktionskraft bilden zu können. H^+ : Wasserstoffionen (Protonen). hv: Lichtenergie.

NADPH H^{+} : Reduktionskraft aus Lichtreaktion. O_2^{*} : Superoxidanionradikal (ROS_{int}). PC: Plastocyanin; bewegliches Protein zum Transport von Elektronen zum PS I. Plasmalemma (Plasmamembran): Membranen, die das Cytoplasma gegen die wässrigen Phasen des Apoplasten nach innen und der Vakuole nach außen abgrenzen. PS I, PS II (Photosystem I und II): Jene Komplexe in den Thylakoidmembranen, die durch die Absorption von Lichtquanten Energie für die Photosynthese binden. ROS: Hoch reaktive Sauerstoffmoleküle (reactive oxygen species). ROS_{ext} : ROS, die in der Zellwand (Apoplast) entstehen. ROS_{int} : ROS, die im Chloroplasten entstehen. Thylakoidmembran (Granamembran): Teil des internen Membransystems der Chloroplasten. Y: Wasserspaltungskomplex.

Sauerstoff ist der Ursprung von reaktiven Sauerstoffspezies in der Zelle

Im Wesentlichen wird das Sauerstoffmolekül in der Pflanzenzelle durch Elektronenaufnahme auf ein höheres Energieniveau gehoben. Dabei entsteht das Superoxidation-Radikal ($O_2^{\bullet -}$). Im sauren Milieu wird in weiterer Folge das Perhydroxylradikal ($HO_2^{\bullet -}$), unter weiterer Elektronenaufnahme Wasserstoffperoxid (H_2O_2) und schließlich das $OH^{\bullet -}$ -Radikal gebildet. Als Endprodukt entsteht schließlich Wasser (Abbildung 13-5).

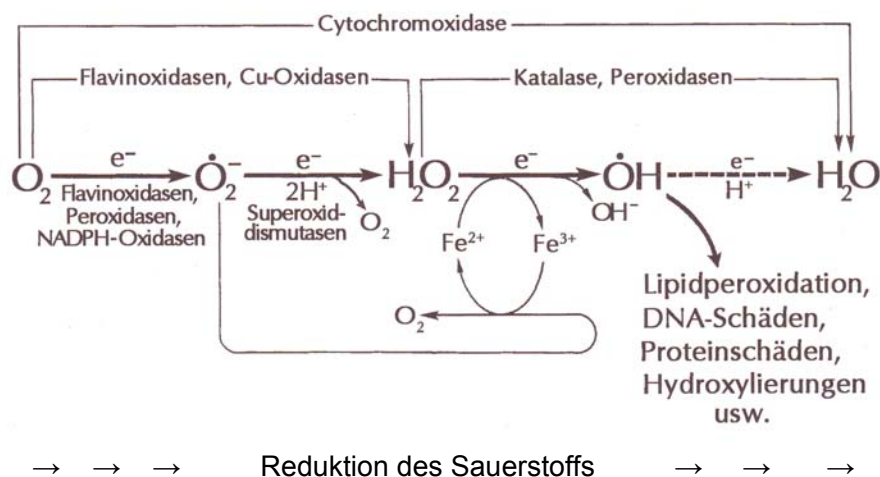
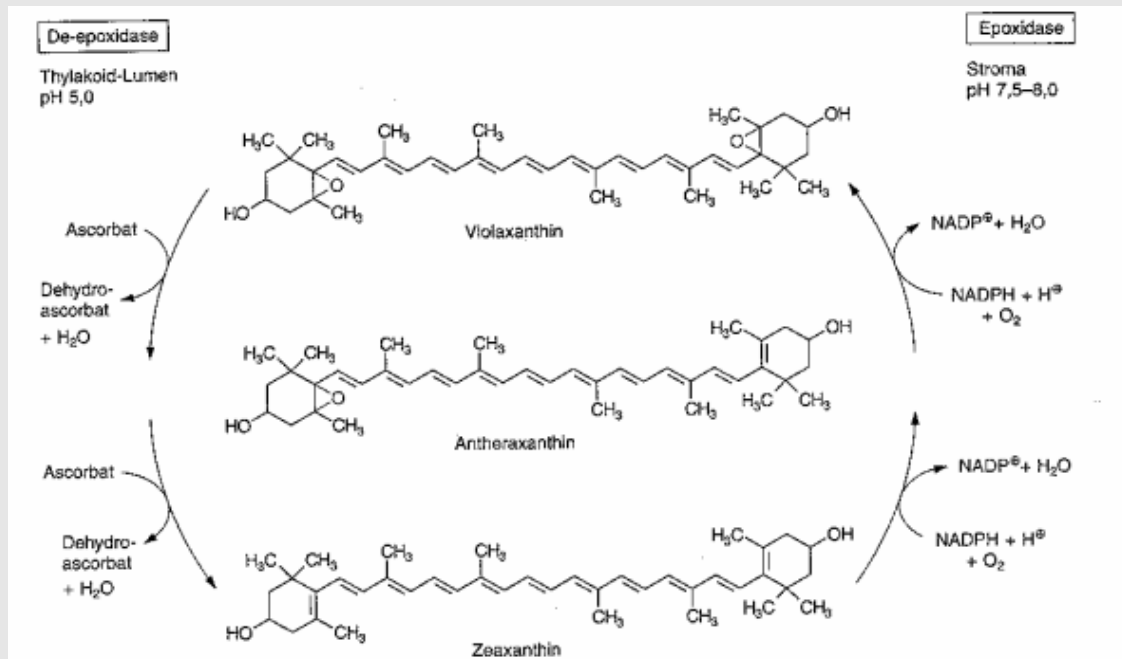


Abbildung 13-5: Die vierstufige univalente Reduktion von Sauerstoff zu Wasser und die biologisch wichtigen Reaktionen, mit denen verschiedene Abschnitte dieser Sequenz übersprungen werden können (schematisch; Schopfer und Brennicke 2006).

Ein Schutzmechanismus des Photosyntheseprozesses ist der Xanthophyllzyklus (Box 13-3).

Box 13-3: Der Xanthophyllzyklus schützt den Photosyntheseprozess.

Xanthophylle tragen ebenfalls zum Schutz des Photosystems bei. Die gelben bis roten, sehr ähnlich aufgebauten Xanthophylle Violaxanthin, Antheraxanthin und Zeaxanthin sind sauerstoffhaltige Carotinoide, die in den Thylakoid-Membranen der Chloroplasten vorkommen und diese gegen Oxidation schützen, indem sie überschüssige Strahlungsenergie in Form von Wärme deaktivieren. Das sauerstofffreie β -Carotin verhindert die Peroxidation von Lipiden. Komponenten des Xanthophyllzyklus werden mit reduziertem Ascorbat (Vitamin C) und NADPH regeneriert.

**Umsetzungen des Sauerstoffs in den Thylakoidmembranen**

Im Zuge der Photosynthese in den Photosystemen I und II entstehen reaktive Sauerstoffspezies wie das Superoxidanionradikal ($O_2^{\cdot-}$) oder das $OH^{\cdot}$ -Radikal. Die von der reduzierten Form des Ferredoxin (fd_{red}) gebildeten Elektronen reduzieren Sauerstoff. Die Reduktion von $NADP^+$ und in weiterer Folge auch der Calvin-Zyklus werden gehemmt.

Die Bildung reaktiver Sauerstoffspezies in den Thylakoid-Membranen ist lichtabhängig (Abbildung 13-6).

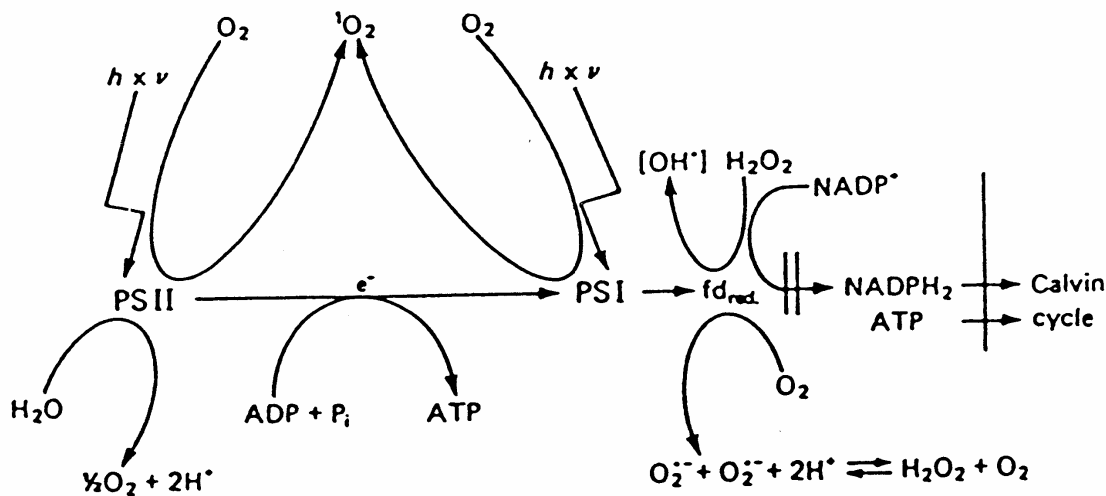


Abbildung 13-6: Umsetzungen des Sauerstoffs in den Thylakoidmembranen (Hippeli und Elstner 1996).
PS I / PS II: Photosystem I und II.

13.5. Entgiftung und Metabolisierung von Ozon und reaktiven Sauerstoffspezies

ROS bzw. sauerstoffhaltige Radikale und H_2O_2 entstehen in Chloroplasten auch im Zuge der durch Photooxidantien der Luft ungestörten Photosynthese. Höhere Pflanzen haben in rund 300 Mio. Jahren Mechanismen entwickelt, diese „feindlichen“ Komponenten unschädlich zu machen. Die Wirkung dieser Verbindungen hängt unter anderem vom pH-Milieu ab und davon, wie hydrophil oder lipophil das Medium ist.

Das Enzym Superoxid-Dismutase (SOD) entgiftet das Hyperoxid unter Bildung von H_2O_2 , das über die Haber-Weiss-Reaktion $\text{OH}^{\bullet}$ -Radikale bilden kann. Im Chloroplasten wird H_2O_2 durch Ascorbinsäure-Peroxidase zu Wasser reduziert. Regeneriert wird die dabei entstehende Dehydro-Ascorbinsäure im Halliwell-Asada-Cyclus, bei dem mit Hilfe der überschüssigen Reduktionskraft ($\text{NADPH} + \text{H}^+$) zuerst reduziertes Glutathion gebildet und dann die Dehydro-Ascorbinsäure wieder zur Ascorbinsäure reduziert wird. Über eine Art Shuttle wird auch in den angelagerten Peroxisomen H_2O_2 mittels Katalase zu H_2O und O_2 gespalten. Somit sind Chloroplasten in der Lage, den oxidativen Stress durch die Sauerstoffradikale (ROS_{int}) abzuwehren. Schäden entstehen erst bei Überbelastung der Schutzsysteme. Anstatt der CO_2 -Fixierung (Photosynthese) generiert die Elektronentransportkette den „oxidativen burst“, der den Zelltod (Apoptose) zur Folge hat.

Apoptose ist eine Form des programmierten Zelltods. Sie ist gewissermaßen ein "Selbstmordprogramm" einzelner biologischer Zellen, wobei proteolytische Enzyme eine Rolle spielen. Dieses kann von außen angeregt werden (etwa durch Immunzellen) oder aufgrund von zellinternen Prozessen ausgelöst werden (etwa nach starker Schädigung der Erbinformation).

Im Gegensatz zum anderen bedeutenden Mechanismus des Zelltodes, der Nekrose, wird die Apoptose von der betreffenden Zelle selbst aktiv durchgeführt, ist Teil des Stoffwechsels der Zelle. Dadurch unterliegt diese Form des Zelltods einer strengen Kontrolle und es wird gewährleistet, dass die betreffende Zelle ohne Schädigung des Nachbargewebes zugrunde geht.

Es gibt eine Reihe von entwicklungsphysiologischen Umständen, bei denen Zellen, Gewebe oder Organe kontrolliert abgetötet werden. Beispiele sind das Abwerfen von Blättern im Herbst und das Abwerfen von Blüten nach der Befruchtung. Xylemzellen oder Zellen des Korkgewebes z. B. können ihre Funktion besser als tote Zellen erfüllen. Die Abtötung von Zellen im unmittelbaren Bereich biotropher Pathogene ist eine perfekte Form der Isolierung.

Alle Stressfaktoren, welche die CO_2 -Aufnahme hemmen oder den Calvin-Zyklus stören, können ebenfalls über den „oxidativen Burst“ zum Zelltod führen. Es wird daher einsichtig, dass in photosynthetisch aktiven Zellen alle diese Stressfaktoren die gleichen Schutz-, Abwehr- und Reparaturmechanismen auslösen.

Hauptverantwortlich für die Abwehr im Apoplasten dürften Ascorbat, Polyphenole und Peroxidasen sein. Wie für andere Luftschadstoffe auch sind die Chloroplasten ein wichtiger Ort der Entgiftung für ROS. Dort stehen einige der in Tabelle 13-1 angeführten Antioxidantien für die Entgiftung zur Verfügung.

Die Abbildungen 13-7 und 13-8 zeigen Entgiftungswege im Chloroplasten. Schlüsselsubstanzen sind die reduzierten Formen der Antioxidantien, z. B. der Ascorbinsäure (Vitamin C).

Reduziertes Ascorbat (AA) als Antioxidans

H_2O_2 wird im Ascorbat-Glutathion-Zyklus im Stroma der Chloroplasten entgiftet. Dabei regenerieren drei in Serie geschaltete Enzyme die notwendigen Reduktionsmittel. Ascorbat (AA bzw. seine oxidierte Form DHA) nimmt eine zentrale Rolle ein; es reduziert das Superoxidanionradikal und H_2O_2 (Abbildung 13-7).

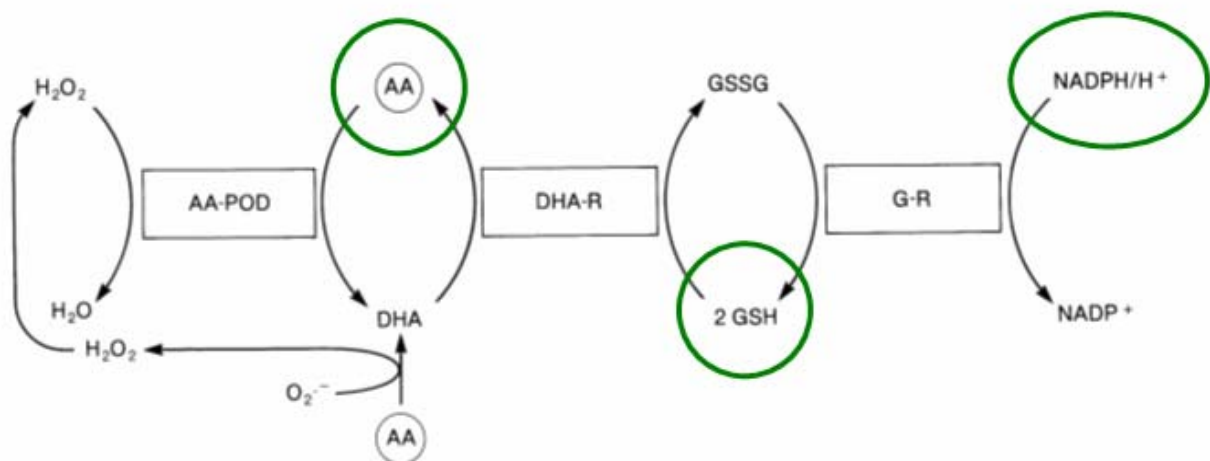


Abbildung 13-7: Ascorbat-Glutathion-Zyklus: Reaktionskette zur Entgiftung von Wasserstoffperoxid (H_2O_2) und Singulett-Sauerstoff ($^1\text{O}_2$) im Chloroplasten (Hock und Elstner 1995).

AA	Ascorbat (reduzierte Form) - grün umrandet
AA-POD	Ascorbat-Peroxidase
DHA	Dehydroascorbat (Ascorbat, oxidierte Form)
DHA-R	Dehydroascorbat-Reduktase
GSSG	Glutathion (oxidierte Form)
GSH	Glutathion (reduzierte Form) - grün umrandet
GR	Glutathionreduktase
NADP^+	Nicotinamid-adenindinukleotidphosphat (oxidierte Form)
NADPH/H^+	Nicotinamid-adenindinukleotidphosphat (reduzierte Form) - grün umrandet

α -Tocopherol als Antioxidans

Singulett-Sauerstoff ($^1\text{O}_2$) und das $\text{OH}^\bullet$ -Radikal werden in den Thylakoidmembranen über Fettsäuren und α -Tocopherol entgiftet. Auch hier spielt Ascorbat eine Rolle (Abbildung 13-8).

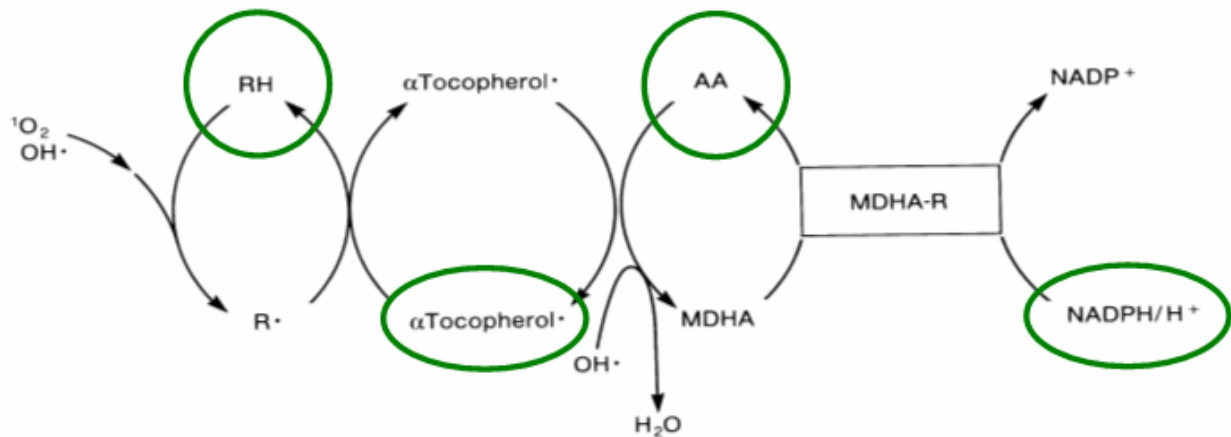


Abbildung 13-8: Entgiftung von $^1\text{O}_2$ (Singulett-Sauerstoff) und $\text{OH}^\bullet$ im Chloroplasten (Hock und Elstner 1995).

AA	Ascorbat (reduzierte Form) - grün umrandet
MDHA	Monodehydroascorbat
MDHA-R	Monodehydroascorbat-Reduktase (es disproportioniert zu AA und DHA)
$\text{R}^\bullet$	Fettsäureradikal
RH	Fettsäure

Orte der Entgiftung sind in Tabelle 13-1, weitere Details in Tabelle 13-2ab aufgezählt.

Tabelle 13-1: Orte der antioxidativen Entgiftung.

Ort der Entgiftung / Antioxidans	Ascorbat	β -Carotin	Glutathion	α -Tocopherol	Polyphenole	Polyphenoloxidasen	Peroxidasen	Katalasen	Superoxiddismutasen	Ascorbat-Peroxidase	Monodehydro-ascorbat-Reduktase	Glutathionreduktase
Chloroplasten bzw. Thylakoidmembrane	+	+	+	+					+	+	+	+
Apoplast	+				+		+			+		
Zellwand	+		+			+	+					
Cytoplasma	+		+							+		+
Mitochondrien			+					+	+			
Vakuole							+					

Tabelle 13-2a: Niedermolekulare Antioxidantien und ihre Wirkungen.

Antioxidans (Abkürzung)	Wirkung
Ascorbat (Vitamin C)	Entgiftet OH [*] -Radikale, H ₂ O ₂
β-Carotin	Entgiftet Singulett-Sauerstoff
Flavonoide *)	Antioxidans
Glutathion (reduziert; GSH)	Regeneriert oxidiertes Ascorbat (GSSG)
Mannit, Formiat	Entgiftet das OH [*] -Radikal
Phytoalexine *)	Bildung bei Stresseinwirkung. Zu ihnen zählen Polyphenole, Flavonoide, Alkaloide, Cumarine
Polyamine (z. B. Putrescin) *)	Radikalfänger; Anreicherung bei Stress
Polyphenole *)	Radikalfänger durch reaktive Gruppen und durch Hemmung von Enzymen, die eine Sauerstoffaktivierung fördern
Salicylsäure	Antioxidans
α-Tocopherol (Vitamin E)	Entgiftet Singulett-Sauerstoff und Fettsäureradikale

Tabelle 13-2b: Hochmolekulare Antioxidantien, Scavenger-Reaktionen zur Beseitigung von reaktiven Sauerstoffspezies.

Enzym	Reaktion	Stress
Superoxiddismutase (SOD)	$O_2^{\cdot-} + 2H^+ \rightarrow (SOD) \rightarrow H_2O_2 + O_2$	OS, HS, WS, CS, Salz, HL
Katalase (KAT)	$2 H_2O_2 \rightarrow (KAT) \rightarrow 2 H_2O + O_2$	OS, HS, WS, CS, Salz, HL
Ascorbatperoxidase (APX)	$1 ASC + H_2O_2 \rightarrow (APX) \rightarrow 2 MDHA + H_2O_2$	OS, HS, WS, CS, Salz
Monodehydroascorbat-Reduktase (MDAR)	$MDHA + NAD(P)H \rightarrow (MDAR) \rightarrow ASC + NAD(P)$	OS, HS, WS, CS, HL
Glutathion-Peroxidase (GPX)	$2 GH + H_2O_2 \rightarrow (GPX) \rightarrow GSSG + 2 H_2O$	OS, HS, WS, CS, HL
Glutathion-Reduktase (GR)	$GSSG + NAD(P)H \rightarrow (GR) \rightarrow 2 GSH + NAD(P)$	OS, WS, CS, Salz, HL
Peroxyredoxin (PR)	$2 PSH + H_2O_2 \rightarrow (PR) \rightarrow PSSP + 2 H_2O$	OS, HS, CS, Salz
Alterative Oxidase (AOX)	$2 e^- + 2 H^+ + O_2 \rightarrow (AOX) \rightarrow H_2O$	HS, WS, CS, Salz

CS	Kältestress	ASC	Ascorbat
HL	Starklicht	GPX	Glutathionperoxidase
HS	Hitzestress	GSH / GSSG	reduziertes/oxidiertes Glutathion
OS	oxidativer Stress	MDHA	Monodehydroascorbat
WS	Wassermangelstress	PSH/PSSP	reduziertes/oxidiertes Peroxyredoxin

13.6. Schädigungen an Pflanzen

Die Aufnahme von Ozon kann unterschiedliche messbare Effekte auf Zell-, Blatt- und Pflanzenebene bewirken. Die tatsächlichen Wirkungen sind u. a. abhängig von der Pflanzenart, dem Alter sowie der genetisch bedingten Widerstandsfähigkeit der betreffenden Pflanze (Pflanzenart; vgl. Tabelle 2-4).

Veränderungen auf Zellebene (+: Zunahme/Stimulierung, -: Inhibition)

- + Membranschäden
- + Störung des Wasserhaushaltes und des Ionenflusses
- + Bildung von Sekundärkomponenten, Abwehrmetaboliten und Lignin
- + Proteinabbau
- + Genexpression
- +/- Enzymaktivitäten

Veränderungen auf Blattebene

- + Blattmasse pro Blattfläche
- + Stomatadichte
- + struktureller Verfall
- + Atmung, Abwehr
- - Blattfläche
- - Photosynthese
- - Transpiration
- - stomatäre Regulierungsfähigkeit
- - Rubisco

Veränderungen auf Baumebene

- + Abwehrstatus
- - Fläche der Blattmasse
- - Reservestoffbildung, Fruktifizierung
- - Biomasseproduktion
- - Fitness

Sichtbare Ozon-Symptome an Blättern und Nadeln sind oft nicht eindeutig (Abbildung 13-9).

- Zerstörung der Ultrastruktur der Zelle. Durch die Schädigung der Membrane ist der Stofftransport gestört und die Fähigkeit der Kontrolle des osmotischen Potenzials verringert. Folge: Veränderung der Flüsse von Zuckern, Aminosäuren und Natrium.
- Zerstörung von Pigmenten und Hemmung der Photosynthese.
- Zerstörung von Palisadenzellen. Dadurch entstehen – im Gegensatz zu PAN, welches das Mesophyll stark angreift – die Symptome zunächst an der Blattoberseite.
- Chlorosen von Nadeln und Blättern durch die Zerstörung von Chlorophyll; gelbe Bänderung und Bleichung.
- Wasserflecken oft als erste mit freiem Auge sichtbare Anzeichen an Blättern. Hierbei werden die betroffenen Zellen unterhalb der Epidermis löchrig. Es kann Ethen entstehen, welches seinerseits Blattfall und Seneszenz fördert.
- Helle (chlorotische) Punktierungen an Tabak, Pappel und Ahorn. Ähnliche Punktierungen an Koniferennadeln können auch von Zikaden stammen.
- Dunkle Punktierungen und nekrotische Flecken (Ursache: Stimulation der Tanninbildung), z. B. an Esche.
- Bronzierung: Gleichmäßige und mehr oder weniger typische Verfärbungen der Blattober- und Unterseite an krautigen Pflanzen.
- Chlorotische Verzweigung nach chronischer Einwirkung.

Nach Ozonbegasungen können sogenannte **Memory-Effekte** auftreten. Hierbei treten Symptome - verstärkter Blattfall, verzögerter Knospenaustrieb und Pigmentverluste - erst mit großer zeitlicher Verzögerung auf. Ein unmittelbarer Zusammenhang zwischen Dosis und Schädigung ist nicht erkennbar.

Wirkungsindikatoren:

Gut geeignet (empfindlich bzw. ozonspezifisch reagierend): Tabak Bel W 3, Spinat, Sojabohne bzw. Pintobohne, Esche. Empfindlich aufgrund von Kurzzeitbegasungen sind Lärche, Schwarzkiefer und Esche, weiters Spinat, Kartoffel, Tomate, Sojabohnen, Klee, Kleine Brennnessel und Rettich. Weniger empfindlich sind Fichte, Rüben, Karotten, Erdbeeren (VDI-Richtlinie 2310; Hock und Elstner 1984).

Bedingt zur Bioindikation geeignet: Rotbuche und Weißbuche

Nicht zur Bioindikation geeignet: Fichte

Zu Dosis-Wirkungsbeziehungen von Ozon siehe Kapitel 4.2.



Abbildung 13-9: Sprenkelungen an Blattoberseite von Esche und Fichte durch Ozon.

13.7. Konzentrationen in der Luft

Ozon wird in Österreich an mehr als 100 Stationen gemessen. Die Jahresmittelwerte in Waldgebieten liegen bei einer Bandbreite von rund 20 ppb meist zwischen 20 und 50 ppb und nehmen mit der Seehöhe zu. Demgemäß nehmen auch die AOT40-Werte zu; sie liegen meist zwischen 10 ppm.h (Tief lagen) und 40 ppm.h (Hochlagen).

Tabelle 13-4 gibt Konzentrationen und Dosen von Ozon an, oberhalb derer Schädigungen auftreten können. Anders als bei anderen Luftschadstoffen ist das aktuelle Kriterium nicht ppb (wie bei den Luftqualitätskriterien der Österreichischen Akademie der Wissenschaften 1989 und der WHO 2000), sondern die Dosis (ppb.h).

AOT40 = Summe der Überschreitungen der Einstundenmittel von 40 ppb in einem bestimmten Zeitraum und für bestimmte Tageslichtzeiten (z. B. 8.00 – 20.00 MEZ). Der provisorische Grenzwert ist 10 ppm.h (April – Oktober; UN-ECE 1994), der EU-Zielwert 9 ppb.h (Mai – Juli).

Tabelle 13-4: Ozon-Konzentrationen (ppb) und Ozondosen (ppb.h; „AOT40“), oberhalb derer Schädigungen an Pflanzen auftreten können (Richtwerte).

Mittel	ppb	ppb.h (8.00 - 20.00)
Halbstundenmittel	100	-
Tagesmittel	65	-
Vegetationszeit	30	10.000
Mai - Juli	-	9.000 *) / 3000 **)

*) Zielwert bzw. **) langfristiges Ziel gemäß Ozongesetz

Die registrierende Ozonmessung beruht auf dem Prinzip der UV-Absorption, die proportional zur Ozonkonzentration ist.

Blattorgane: Im Gegensatz zu vielen anderen Luftschadstoffen akkumuliert Ozon nicht in Pflanzen, da es sehr schnell in ROS umgewandelt wird. Es kann somit in der Pflanze nicht direkt nachgewiesen werden. Die Gehalte an antioxidativen Komponenten (z. B. reduziertes Ascorbat) geben bedingte Hinweise auf eine Oxidantienbelastung bzw. oxidativen Stress.

Resümee: Ozon ist die Leitkomponente des photochemischen Smogs. Heute ist Ozon - übrigens in der Troposphäre und nur dort - ein Treibhausgas (Kapitel 15), das zu 8 % zur globalen Erwärmung beiträgt - in unseren Breiten das Luftschadstoff-Risiko Nr. 1 für Pflanzen.

Modellierungen für Österreich haben gezeigt, dass Fichten nicht in den höchsten Lagen - wo die höchsten Konzentrationen herrschen -, sondern eher in den mittleren Lagen am stärksten gefährdet sind. In den höchsten Lagen ist die Fichte besser an die hohen Ozonlevels angepasst.

Literatur: DeKok und Stulen (1998), Elling et al. (2007), Elstner (1990), Guderian (1985, 2000), Hippeli und Elstner (1996), Hock und Elstner (1995), Matyssek et al. (2007), Österreichische Akademie der Wissenschaften (1989), Sandermann et al. (1997), Weiler und Nover 2008, Wellburn (1988), WHO (2000), Wieser und Tausz (2005).

14. Organische Spurenstoffe – vor allem die indirekten Wirkungen sind relevant

Organische Spurenstoffe stellen eine breite Palette von pflanzenrelevanten Komponenten dar: Die wichtigsten sind Ethen, Peroxyacetylnitrat, Chlorkohlenwasserstoffe, persistente Kohlenwasserstoffe, Formaldehyd, reduzierte Schwefelverbindungen und Isopren-Abkömmlinge. Dementsprechend differenziert ist auch ihre Bedeutung für die Vegetation. Die größten Mengen von Kohlenwasserstoffen werden auf natürlichem Wege gebildet.

14.1. Ethen - Schadstoff und Reifungshormon

Quellen

Anthropogene Hauptquelle für Ethen (C_2H_4) sind Kraftfahrzeuge, es wird aber auch von Industrien in großen Mengen emittiert. Ethen ist weiters ein Bestandteil des Leuchtgases. Pflanzen geben es bei Stress ab.

Ethen ist ein Smogbestandteil

Ethen ist ein ungesättigter und somit reaktiver Kohlenwasserstoff. Es ist bei der Bildung von Ozon und anderen toxischen Substanzen wie Ameisensäure oder Formaldehyd beteiligt. Bei entsprechender Lichteinstrahlung wird es photochemisch gebildet. Der Boden ist für Ethen eher eine Senke.

Ethen ist das einzige gasförmige Pflanzenhormon

Ethen entsteht bei der Fruchtreifung. Es beschleunigt die Alterung und löst Blatt-, Blüten- und Fruchtfall sowie Welke aus. Es kann die Zellstreckung hemmen oder fördern. Schon im 19. Jahrhundert beobachtete man Blattverlust an Birnenbäumen in der Nähe von undichten Erdgasleitungen. Als „Bananengas“ wird es zur industriellen Fruchtreifung in großem Maßstab verwendet.

Es entsteht aus der Aminosäure Methionin mit ATP, Zwischenprodukte sind SAM (S-Adenosylmethionin) und ACC (1-Aminocyclopropan-1-Carbonsäure). Letzteres wird durch das Enzym ACC-Oxidase in Ethen umgewandelt. Die Bildung der ACC-Oxidase wird durch Ethen selbst stimuliert.

Ethen ist ein Stresshormon

Pflanzen erzeugen Ethen nach Ozon-, SO_2 - und Cu-Einwirkung. Es entsteht auch bei der Lipidperoxidation und steigert die Peroxidase- und Chitinaseaktivität sowie die Ligninproduktion. Andererseits reagiert Ozon in der Atemhöhle der Blätter mit Ethen und Terpenen, wobei Radikale entstehen können. Ethen fungiert dann als Messenger-Molekül, das mit der Ausbildung von Symptomen zusammen hängt. Das so ausgelöste Signal führt zu einer Verwundungsreaktion.

Ethen schädigt Pflanzen

Ethen wird nicht akkumuliert. Es wirkt in erhöhten Konzentrationen negativ auf Pflanzen; natürlich gebildetes Ethen kann unter Umständen in Gewächshäusern oder Obstspeichern physiologisch wirksam werden. In den USA gab es nach Störfällen in den 1960er und 70er Jahren in der Zierpflanzenzucht Schäden in Mio. Dollar Höhe durch Ethen.

Konzentrationen über 10 ppb können in Städten überschritten werden und folgende Schädigungen hervorrufen:

- Hemmung der Chlorophyllsynthese
- Vergilbungen, Chlorosen, Aufhellung von Spitzentrieben, (Interkostal-)Nekrosen
- Erhöhung der Membranpermeabilität

- Wachstumshemmung: Verringerung der Photosyntheserate, Inhibierung der Wurzel-Elongation und der Entwicklung von Sämlingen, Verringerung des Frischgewichtes
- Epinastie: Blätter wachsen nach unten oder rollen sich ein (Abbildung 14-1)
- Krümmung der Blattstiele (Tomate)
- Beschleunigung von Krankheitsverläufen

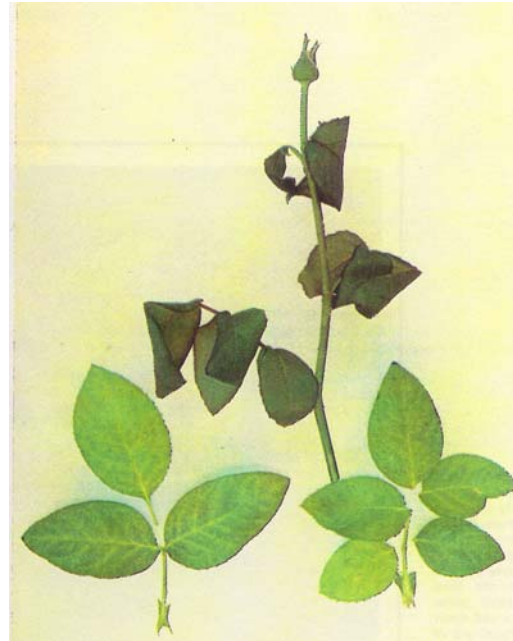
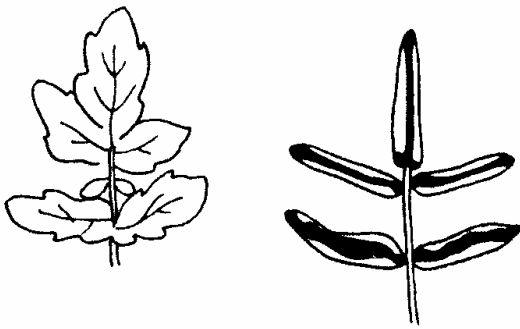


Abbildung 14-1: Ethensymptome an Blättern.

Links: Tomatenblatt vor und nach der Einwirkung von Ethen (schematisch, Dässler 1991); rechts: Epinastie an Rosenblättern.

Für Ethen existiert ein wirkungsbezogener (nicht gesetzlicher) Grenzwert der Österreichischen Akademie der Wissenschaften zum Schutz der Vegetation:

Grenzwert (Jahresmittelwert)	9,4 ppb
------------------------------	---------

Sehr empfindlich auf Ethen reagieren Tomaten,.

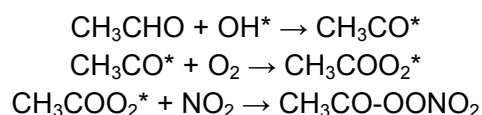
Wirkungsindikatoren: Petunia-Hybride, Salat, Tomate, Buschbohnen und Erbsenpflanzen.

Akkumulationsindikatoren: Ethen wird nicht akkumuliert.

14.2. Peroxyacetylnitrat – in Europa bedeutungslos

Quellen

Quelle ist die photochemische Bildung. In Nordamerika hat Peroxyacetylnitrat (PAN; $\text{CH}_3\text{CO}-\text{OONO}_2$) als Bestandteil des Los Angeles Smogs Bedeutung. Dort entsteht es aus Acetaldehyd, dem OH^* -Radikal, Sauerstoff und NO_2 ; Zwischenprodukte sind das Acetylradikal (CH_3CO^*) und das Peroxiacetylradikal ($\text{CH}_3\text{COO}_2^*$):



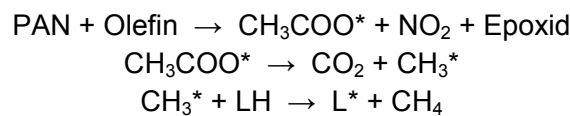
PAN ist hoch pflanzentoxisch und besteht zu 2/3 aus Sauerstoff. Die höheren Homologe Peroxybutylnitrat (PBN) und Peroxypropionynitrat (PPN) sind noch toxischer, aber weniger relevant.

In Europa ist PAN kaum von Bedeutung. Die Konzentrationen übersteigen nur selten 1 ppb, toxisch sind erst Konzentrationen über 15 ppb.

Aufnahme und Umsetzungen in Pflanzen

PAN wird über die Stomata aufgenommen. Es reagiert ähnlich wie Ozon:

- Oxidation von Thiolgruppen, z. B. im Enzym Glucose-6-phosphat-Dehydrogenase.
- Oxidation von NAD(P)H.
- Oxidation von primären Aminen, wobei HNO_2 entsteht.
- Peroxidation von Alkenen und Lipiden (LH = Lipid, L^* : Lipidradikal). Dabei werden im Zuge einer Kettenreaktion u. a. Epoxide (zyklische Äther), NO_2 , Radikale (z. B. CH_3^* = Methylradikal, CH_3COO^* : Acetylradikal) und als ein stabiles Endprodukt Methan gebildet:



Weitere Störungen des Stoffwechsels:

- Hemmung der CO_2 -Fixierung in isolierten Chloroplasten
- Hemmung der Metabolisierung von Aminosäuren und Proteinen

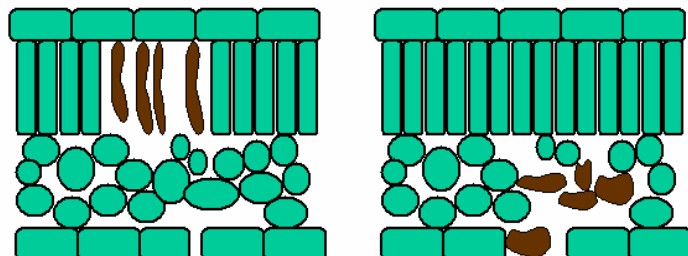
Sichtbare Wirkungen auf Pflanzen

- Wachstumshemmungen: PAN kann das Wachstumshormon Indoylessigsäure oxidieren, wobei ein Wachstumsinhibitor 3-Hydroxy-methyloxindol (HMO) entsteht.
- Schädigungen auf der Blattunterseite (Mesophyllzellen): Sie treten nur bei Lichteinwirkung auf. Symptome: Braune Nekrosen und/oder purpurne Verfärbung der Blattoberfläche. Im Gegensatz dazu treten die Veränderungen durch Ozon vornehmlich auf der Blattoberseite auf (Abbildung 14-2).
- Bronzierung und/oder silbriger Glanz („Glaser“) der Blattoberfläche (Abbildung 14-3).
- Chlorosen.

Wirkungsindikatoren: Kleine Brennnessel, einjähriges Wiesen-Rispengras, Petunia-Hybride, Bohne

Akkumulationsindikatoren: Grünkohl

Abbildung 14-2: Schematische Gegenüberstellung akuter Schäden durch Ozon (links) und PAN. Nekrotisierte Zellen sind dunkelbraun.



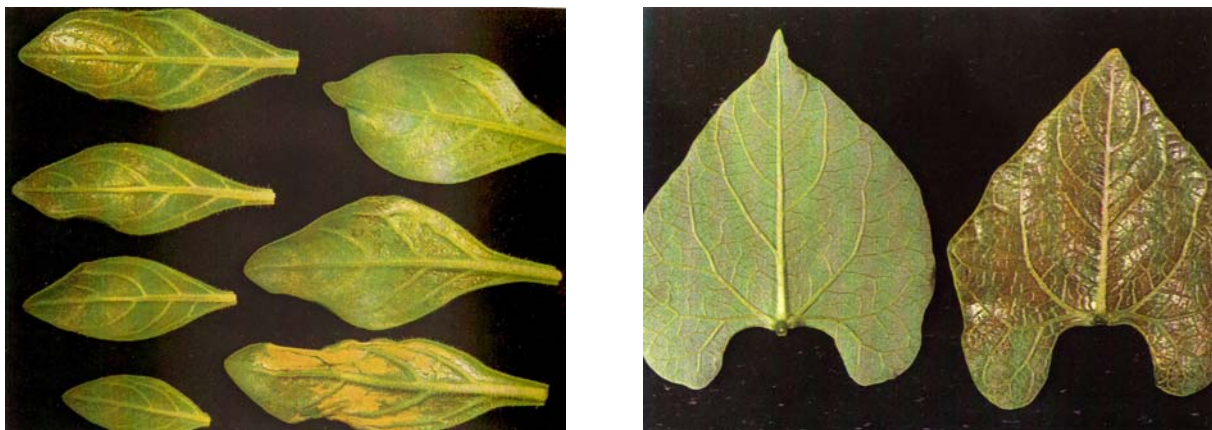


Abbildung 14-3: PAN-Schäden an Blättern der Petunie (links) und der Pintobohne.

Für PAN wird eine Wirkungsschwelle für die Vegetation angegeben, oberhalb derer Schädigungen auftreten können:

Grenzwert (Wirkungsschwelle)	16 ppb
------------------------------	--------

14.3. Halogenkohlenwasserstoffe - Treibhausgase und Verursacher des Ozonlochs

Eine ihrer Eigenschaften, derentwegen niedermolekulare Chlorkohlenwasserstoffe (CKWs) und Fluorchlorkohlenwasserstoffe (FCKWs) industriell eingesetzt wurden – sie sind wenig giftig, reaktionsträge, fettlösend und unbrennbar – ist ein entscheidender Nachteil: Sie sind langlebig. Ihre Lebensdauer beträgt Wochen bis 10.000 Jahre. Die globale Produktion stieg bis 1988 auf über 1,6 Tg an und beträgt heute weniger als 1/3 dieser Menge. Sie können in die Stratosphäre diffundieren. Dort können sie die Ozonschicht schädigen, weil sie in Radikale umgewandelt werden, die Ozon abbauen. Die Ozonsäule nahm nach etwa 1970 drastisch ab.

Zur Klimarelevanz der Halogenkohlenwasserstoffe siehe Kapitel 15.

Die lipophilen CKWs können sich in der Kutikula lösen, akkumulieren und nahe gelegene, empfindliche Gewebe schädigen.

Tetrachlorkohlenstoff (CCl_4) ist reaktionsträge, unbrennbar und nicht wasserlöslich. Unter Lichteinfluss wird es in das sehr humantoxische Phosgen (COCl_2) umgewandelt. In der Stratosphäre können die aus Tetrachlorkohlenstoff unter UV-Einfluss gebildeten Chlorradikale Ozon abbauen. Bei Fichtennadeln kann es die Transpiration und die Atmung reduzieren und Pigmente zerstören. Konzentrationen von über 25 ppb (Tagesmittel) können Schädigungen an Pflanzen hervorrufen (die schädigenden Konzentrationen von 1,1,1-Trichlorethen und Perchlorethen liegen ähnlich hoch).

C₂-Chlorkohlenwasserstoffe: Kurzkettige CKWs hat man in den 1990er Jahren als Ursache der montanen Vergilbung in Betracht gezogen, was sich jedoch nicht bestätigt hat. Sie sind Vorstufe der Trichloressigsäure (TCA). UV-B-Strahlung verstärkt ihre Wirkung. Pigmente und Thylakoidmembranen können so durch radikalische CKW-Komponenten auch unter „normalen“ Lichtbedingungen zerstört werden. Auch die Bildung von Addukten ist möglich. Trichlorethan führt zur Bleichung des jüngsten Nadeljahrganges der Fichte und zu einer Hemmung des Wachstums. Perchlorethen erzeugt Chlorosen, Nekrosen und Nadelverluste an Fichten.

Trichloressigsäure (TCA, CCl_3COOH) entsteht aus C₂-Kohlenwasserstoffen und ist wesentlich saurer als Essigsäure (CH_3COOH). Sie denaturiert Proteine, wirkt als Herbizid und hemmt die Synthese von Lipiden und Pantothersäure (Vitamin B₆ = Bestandteil des CoenzymA). Im Laborversuch wurden

Chlorosen an Koniferennadeln erzeugt. Toxische Konzentrationen treten jedoch im Freiland praktisch nicht auf. TCA schädigt Enzyme des Citrat-Zyklus und kann auch die Struktur von Epikutikularwachsen verändern. Noch toxischer als TCA wirkt Monochloressigsäure (MCA). Konzentrationen von weniger als 1 ppm können bereits Schädigungen an Pflanzen hervorrufen.

Fluorchlorkohlenwasserstoffe sind flüchtige Treibhausgase mit extrem hohen Treibhauspotenzialen (nur SF₆ hat ein noch höheres). Direkte Pflanzenschäden sind nicht bekannt.

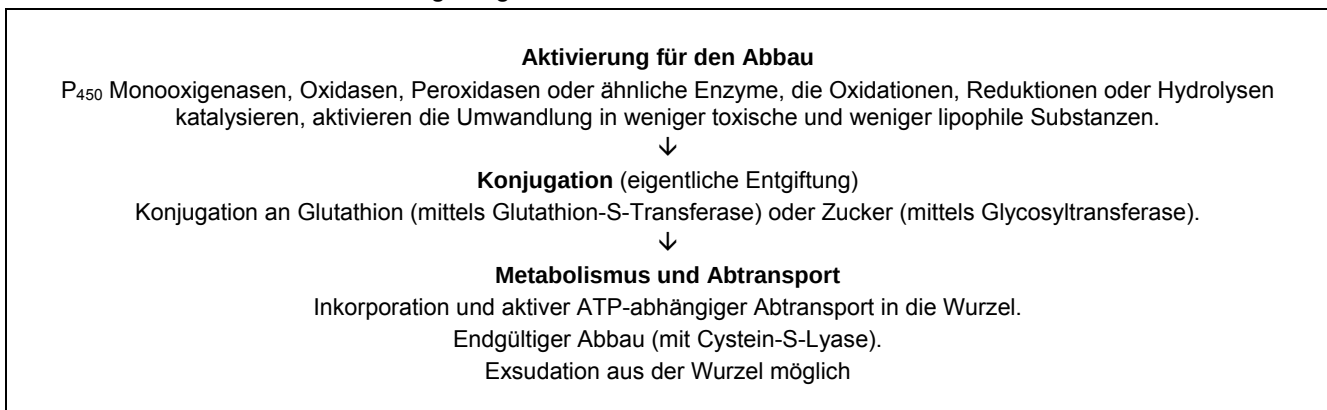
Indirekte Wirkungen von CKWs / FCKWs

- Die langlebigen FCKWs werden in der Stratosphäre in reaktive Radikale umgewandelt und tragen zum Abbau der Ozonschicht v. a. über der Antarktis bei.
- FCKWs sind wirkungsvolle Treibhausgase.

Entgiftung von CKWs

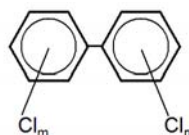
Glutathion-S-Transferasen (GST) bilden mit niedermolekularen CKW ein hydrophiles Konjugat. Dieses Konjugat ist weniger toxisch und kann metabolisiert werden (Tabelle 14-1). In Fichtennadeln alter und junger Bäume korrelieren die CKW-Gehalte mit den Aktivitäten der GST.

Tabelle 14-1: Die drei Phasen der Entgiftung von Xenobiotica.



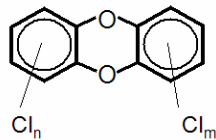
14.4. POPs sind vor allem humantoxisch

Polychlorierte Biphenyle (PCB) waren bis 1989 als Hydraulikflüssigkeiten in Transformatoren und als Weichmacher in Lacken zugelassen. Sie sind karzinogen (krebserregend) und teratogen (erbgutschädigend), können aber mikrobiell abgebaut werden. Effekte im unteren ppb-Bereich wurden bei Wasserlinsen (*Spirodela oligorrhiza*) in Form von Wachstumsreduktion und Photosynthesehemmung bei charakteristischer Verfärbung der Blätter beobachtet.

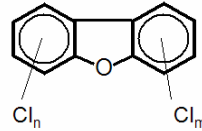


Polychlorierte Dioxine (PCDD) und **Difurane (PCDF)** entstehen bei unvollständigen Verbrennungen chlorhaltiger Substanzen, z. B. von Müll und PVC, und bei der Erzeugung von Pflanzenschutzmitteln und Stahl sowie auch bei Waldbränden. Die giftigste von Menschen erzeugte Substanz ist 2,3,7,8-Tetrachlordibenzodioxin („Seveso-Gift“; LD₅₀ für Mäuse: 100 µg kg⁻¹ Körpergewicht). In der Umwelt werden diese Verbindungen kaum abgebaut. Eine Aufnahme über die Wurzeln ist bei hohen Gehalten im Boden möglich, über die Möglichkeit einer Translokation in der Pflanze gibt es unterschiedliche

Aussagen. Oberflächlich können PCDD in der Kutikula akkumuliert werden. Negative Effekte an Pflanzen sind nicht bekannt, die Anreicherung dieser hochtoxischen Komponenten in der Nahrungskette ist problematisch.



PCDD = Dibenzodioxine



PCDF = Dibenzofurane

Pentachlorphenol (PCP), ein bis 1989 zugelassenes Holzschutzmittel bzw. Fungizid, kann in Geweben akkumulieren (weitere Verbindungen dieser Klasse sind die Herbizide 2,4-D und 2,4,5-T und das Insektizid DDT). PCP entkoppelt die Elektronentransportkette bei der mitochondrialen oxidativen Phosphorylierung (Phosphatübertragung bei der Atmung). Im Versuch lässt sich eine Hemmung der Photosynthese an verschiedenen Pflanzen mit weniger als 1 g m^{-2} erzeugen. Man nimmt an, dass PCB in Pflanzen metabolisiert werden kann, etwa durch o-Glykosyltransferase (ein Enzym, das die Übertragung von Zuckermolekülen katalysiert) oder Glutathion-S-Transferase (GST).

Die im Kapitel 14.4. genannten Komponentengruppen konnten im Humus und in Fichtennadeln auch in österreichischen „Reinluftgebieten“ nachgewiesen werden, was auf eine großräumige Verbreitung dieser wenig reaktionsfreudigen Substanzen hinweist.

Als **Akkumulationsindikator** für polycyclische Aromate kann Grünkohl zum Einsatz kommen.

14.5. Formaldehyd - ein Bestandteil des Photosmogs

Formaldehyd (H-CHO) entsteht bei allen unvollständigen Verbrennungen und bei der Spanplattenerzeugung. Es kommt auch im Holz, Tabakrauch, in Äpfeln und in Weintrauben vor. Es ist gut wasserlöslich, ein starkes Reduktionsmittel, karzinogen und wirkt als Reizmittel. Formaldehyd ist Bestandteil des Photosmogs. Es kann in Pflanzen das Trockengewicht reduzieren sowie Chlorosen, Interkostal- und Blattrandnekrosen hervorrufen. Es ist etwa dreimal so toxisch wie SO_2 . Konzentrationen in der Luft – auch solche in Ballungsräumen – sind aber selten phytotoxisch. Im Zuge der Entgiftung wird Formaldehyd in organische Aminosäuren, freie Zucker, Lipide und Zellwandkomponenten umgewandelt.

Für Formaldehyd existiert ein wirkungsbezogener (nicht gesetzlicher) Grenzwert der Österreichischen Akademie der Wissenschaften zum Schutz der Vegetation:

Grenzwert (Jahresmittelwert)	16 ppb
------------------------------	--------

14.6. Reduzierte organische Schwefelverbindungen

Reduzierte organische Schwefelverbindungen wie z. B. Mercaptane (R-SH) und Carbonylsulfid (COS) entstehen in großen Mengen auf natürlichem Wege aus Ozeanen und Vulkanen, aber auch als Nebenprodukt in der chemischen Industrie. Sie haben keine nennenswerte phytotoxische Relevanz.

14.7. Isoprenderivate - Pflanzen als Hauptemittenten

Isopren und seine Abkömmlinge (z. B. Monoterpene bzw. Terpenoide - es gibt mehr als 8.000 von ihnen) - sind biogene Kohlenwasserstoffe, die im Sekundärstoffwechsel gebildet werden. Global werden über 600 Tg Kohlenstoff aus diesen Verbindungen auf natürlichem Wege emittiert (mehr als natürlich und anthropogen gebildeter Schwefel und Stickstoff zusammen). Sie haben je nach Komponente einen mehr oder weniger ausgeprägten Geruch (z. B. Menthol). Diese häufig von Blättern oder Nadeln emittierten Verbindungen können im Bereich von Baumkronen in Gegenwart von NO_x als Ozonvorläufer fungieren. Den von Pflanzen emittierten Terpenen kommt insofern Bedeutung zu, als sie 10 % des globalen Ozons (400 Tg pro Jahr) erzeugen. Sie werden tagsüber durch das OH^{*}-Radikal und auch durch Ozon oxidiert und nachts durch das Nitratriadikal. Eine globale Temperaturerhöhung von 2-3 °C könnte die Terpenproduktion um 25-45 % erhöhen. Die Verweilzeit biogener Kohlenwasserstoffe in der Atmosphäre beträgt Tage bis Wochen. Mit extrem hohen Terpenkonzentrationen können sogar aufgrund negativer Einflüsse auf Plastidenpigmente und Zellmembranen Blattschäden erzeugt werden.

Biogene VOCs (BVOCs; über die Wirkungen von Ethen, welches ebenfalls zu den BVOCs zu rechnen ist, Kapitel 14.1) können folgende Funktionen ausüben:

- BVOCs können als Pheromone Insekten anlocken, antimikrobiell wirken und Pathogene abwehren.
- Isoprenemissionen schützen die Photosynthese vor einem vorübergehenden Hitzestress.
- BVOCs können Pflanzen vor oxidativem / abiotischem Stress schützen.
- Pflanzen können BVOCs als Reaktion auf Herbivore produzieren.
- Terpenoide wirken allelopathisch.

Allelopathie ist die gegenseitige Beeinflussung von (höheren) Pflanzen durch stoffliche Ausscheidungen, die meist auf Konkurrenten hemmend wirken. Neben Terpenoiden sind dies Phenole, Cumarine, Camphen, Pinen und bestimmte Glykoside. Sie werden von Pflanzenoberflächen freigesetzt und in den Boden eingewaschen, wo sie keimungshemmend wirken. Beispiele: Juglans (Walnuss), Artemisia (Beifuß) und Salvia (Salbei).

14.8. Pestizide

Beim Ausbringen von Pestiziden kann es durch Verwehungen insbesondere von Herbiziden zu Schäden an der Vegetation kommen. Weiträumig verteilte Pflanzenschutzmittel bzw. Einträge durch nasse Deposition in Wälder stellen in Österreich kein wesentliches Umweltproblem dar.

Wirkstoffe chemischer Mittel, die in Österreich im Forst gegen Wild, Insekten, Unkräuter etc. angewendet werden dürfen (Stand 2010; darunter auch verwendbare Präparate aus Deutschland): Rodentizide (Zinkphosphid und Aluminiumphosphid); Molluskizide (Metaldehyd); Fungizide (Mancozeb, Schwefel, Kresoxim-methyl und Boscalid, Quinoxifen); biotechnische und biologische Insektizide (*Bacillus thuringiensis*, *Beauveria brongniartii*, Diflubenzuron, entomopathogene Nematoden); allgemeine Insektizide: Alphacypermethrin, *Bacillus thuringiensis*, Chlorpyrifos, Diflubenzuron, Cypermethrin, Dimethoat, *Heterorhabditis bacteriophora*, lambda-Cyhalothrin, Pirimicarb); Präparate gegen den Großen Braunen Rüsselkäfer (Alphacypermethrin, Cypermethrin, Esfenvalerate, Gesteinsmehl); Präparate gegen den rindenbrütenden Borkenkäfer (Alpha-Cypermethrin, Cypermethrin, Esfenvalerate); Herbizide: (Glyphosate, Fluzifop-P, Isopropylaminsalz, Isoxaben, Tricopyr); Wildverbissmittel (Acridinbasen + Dicyclopentadien + Quassia-Extrakt, Blutmehl, Kupfernaphthenat, Quarzsand).

Abbildung 14-4 zeigt die Unterschiede einiger organischer Schadstoffe im Hinblick auf ihre Polarität und Flüchtigkeit.

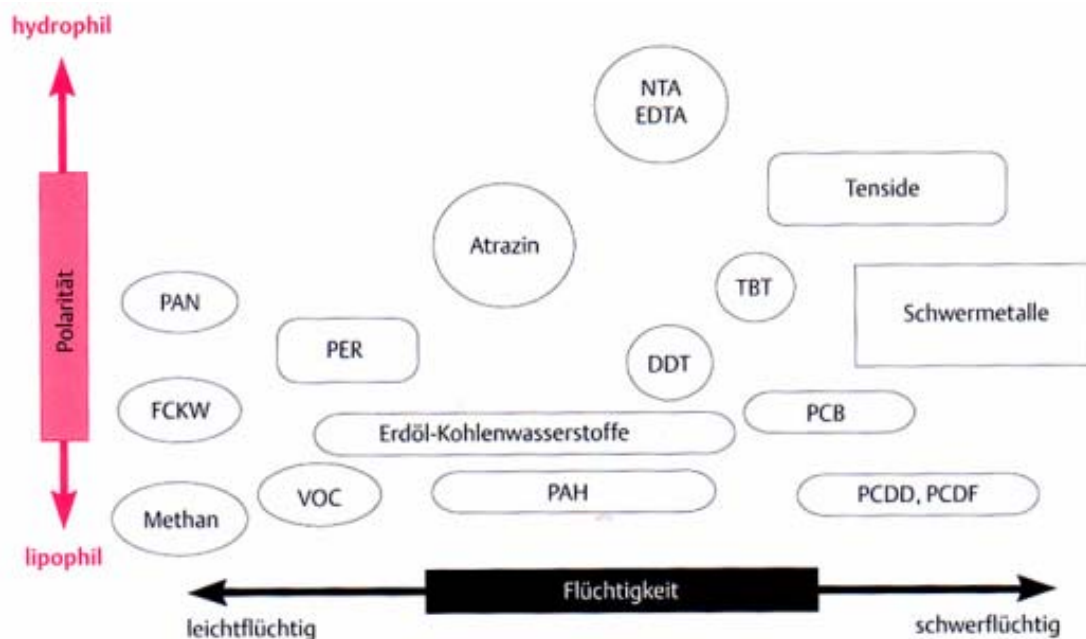


Abbildung 14-4: Unterschiedliche Flüchtigkeit und Polarität organischer Luftschadstoffe (Fent 1988).

DDT: Dichlordiphenyltrichlorethan, EDTA: Ethylendiamintetraessigsäure (Komplexbildner, Detergens), FCKW: Fluorchlorkohlenwasserstoffe, NTA: Nitritotriessigsäure (Komplexbildner), PAN: Peroxyacetylnitrat; PAH: polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe, PCB: Pentachlorbenzol, PCDD: polychlorierte Dibenzodioxine, PCDF: polychlorierte Dibenzofurane, PER: Perchlorethen, TBT: Tributylzinn (Zusatzstoff für Schiffsanstriche), VOC: flüchtige organische Komponenten.

Methan wird im Kapitel 15 bei den Treibhausgasen eingehender behandelt.

14.9. Biomasseverbrennung

Bei der Biomasseverbrennung entstehen Luftverunreinigungen, die direkte und indirekte Wirkungen auf das Klima und damit auf die Ökosphäre ausüben können bzw. die durch einen unterschiedlichen Strahlungsantrieb charakterisiert sind.

Die bei der Biomasseverbrennung jährlich und global emittierten Gase betragen in der Größenordnung von:

4000 Tg	CO ₂ -C
350 Tg	CO-C
70 Tg	organischer Kohlenstoff
50 Tg	CH ₄ -C
40 Tg	NMVOC (bzw. 30 Tg NMVOC; > 80 Komponenten)
19 Tg	Wasserstoff
15 Tg	Black Carbon (Partikel)
9 Tg	NO-N
7 Tg	Schwefel
5 Tg	NH ₃ -N
5 Tg	Ruß
bis 2,4 Tg	N ₂ O-N
1,5 Tg	Chlor

Weitere Komponenten sind H_2O , H_2O_2 , CH_3Br , HCN und PAHs. Ferner werden rund 100-200 Tg Aerosole pro Jahr emittiert. Diese werden über große Flächen verfrachtet und bestehen hauptsächlich aus teilweise oxidiertem, organischem Material. Bei intensiv brennenden Feuern entsteht Ruß (Biomasseverbrennung ist die Hauptquelle für atmosphärische Rußpartikel. Sie beeinflussen die Strahlungseigenschaften der Atmosphäre sowie die Kondensationseffektivität von Wolken, indem sie als Kondensationskerne für Wolkentröpfchen fungieren. In Rauchfahnen können erhöhte Ozonkonzentrationen entstehen.

Die Biomasseverbrennung erzeugt etwa 38 % des troposphärischen Ozons und trägt zu 25 % zum anthropogenen Treibhauseffekt bei. Quellen sind Brandrodungen von Wäldern als Flurbereinigungsmaßnahme (Hauptanteil), natürliche Waldbrände (Ursache: Blitze, Meteoriten, Vulkane), Brandstiftungen, Brandrodung von Savannen und Steppen, Verbrennung landwirtschaftlicher Produkte, Holzkohle- und Brennholzverbrennung sowie die Verbrennung landwirtschaftlicher Abfälle.

90 % der globalen Biomasseverbrennung werden zu den anthropogenen Emissionen gerechnet. 80 % der Biomasseverbrennung erfolgt in der intertropischen Zone mit 45 % Savannenbränden. Damit sind 50 % der Biomasseverbrennung auf Afrika konzentriert. Boreale Waldbrände tragen zu wenigen Prozenten zu globalen Emissionen bei. Jährlich werden 6000 bis 9000 Tg Trockensubstanz verbrannt mit einer seit den letzten 200 Jahren ansteigenden Tendenz. Während das CO_2 bei Savannenbränden größtenteils wieder in Pflanzenbiomasse eingebaut wird (Kreislauf), führt eine irreversibel sich ändernde Landnutzung (Brandrodung des Waldes) zu einer Netto- CO_2 -Emission.

Der globale Zuwachs an landwirtschaftlich genutzten Flächen erfolgt überwiegend zu Lasten des Waldes: Jährlich verschwanden zwischen 1980 und 1990 im Mittel 154 000 km^2 der tropischen Waldfläche (0,8 % des Bestandes). 2/3 der Weltbevölkerung nutzen Holz als Energiequelle.

Brände treten hauptsächlich während der Trockenzeit in den Tropen auf, aus Waldflächen entsteht Acker- und Weideland. Darüber hinaus verbrennt man Ackerbauabfälle sowie trockene Savannengräser als Biomasse (letztere zur Unkrautbeseitigung und um das schnelle Wachstum von Gras während der darauf folgenden Wachstumsperiode zu ermöglichen) und verwendet diese zum Heizen und Kochen.

Direkt phytotoxisch relevant sind bei der Biomasseverbrennung vor allem NO_x , SO_2 , NH_3 . Die übrigen Komponenten haben meist indirekte Relevanz, v. a. als Treibhausgase und „Antitreibhausgase“, als Vorläufer saurer bzw. eutrophierender Niederschläge und als Ozonvorläufer.

Resümee:

Die global natürlich gebildeten flüchtige organischen Komponenten spielen mengenmäßig eine wesentliche größere Rolle als anthropogen erzeugte.

Die Wirkungen von Ethen als Luftschadstoff sind auf den unmittelbaren Einflussbereich eines Emittenten beschränkt; es spielt aber auch insofern eine Rolle, als es bei Stress in der Pflanze gebildet wird, wodurch hormonelle Wirkungen ausgelöst werden.

Obwohl PAN viel giftiger als Ozon ist, hat es in Europa keine nennenswerte Bedeutung als phytotoxische Komponente. Als Bestandteil des oxidierenden „Los Angeles Smog“ werden PAN und höhere Homologe in Ballungsräumen mit entsprechend hoher Sonneneinstrahlung und Verkehrsdichte zum Problem.

Halogenierte, leichtflüchtige Kohlenwasserstoffe und ihre Abkömmlinge können Pflanzenschäden erzeugen, doch scheint ihre indirekte Wirkung als Treibhausgase und als Zerstörer der stratosphärischen Ozonschicht größer zu sein.

Die persistenten und wenig flüchtigen Komponenten (POPs) sind vor allem humantoxisch, ihre Pflanzentoxizität ist nur wenig belegt.

Formaldehyd ist zwar stark phytotoxisch, kommt aber nur im Nahbereich von einschlägigen Quellen in relevanten Konzentrationen vor.

Isopren und seine Abkömmlinge (Terpenoide) werden von der Vegetation in großen Mengen emittiert. Ihre direkte toxikologische Relevanz ist in den natürlichen Konzentrationen vernachlässigbar, nicht jedoch ihr Ozonbildungspotenzial.

Literatur: DeKok und Stulen (1998), Hippeli und Elstner (1996), Hock und Elstner (1995), Laothawornkitkul et al. 2009, Österreichische Akademie der Wissenschaften (1996), Smidt (1996), Weiler und Nover (2008).

15. Treibhausgase und Treibhauseffekt

Der Anstieg der globalen Temperatur durch die zunehmende Emission von anthropogen erzeugten Treibhausgasen in den letzten Jahrzehnten hat nahezu unüberschaubare Konsequenzen für Waldökosysteme. Durch mannigfaltige Rückkoppelungseffekte werden Prognosen über die Auswirkungen eines Klimawandels zusätzlich erschwert.

15.1. Der Treibhauseffekt

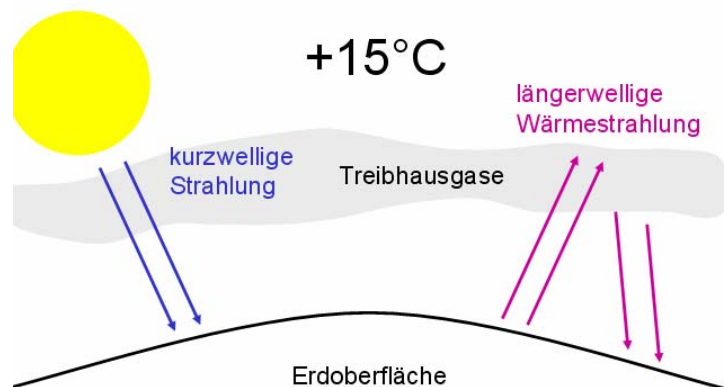
Die Sonne emittiert kurzwellige Strahlung zur Erde. Bestimmte Gase („Treibhausgase“) absorbieren die reflektierte längerwellige Infrarotstrahlung und halten sie als Wärme in der Atmosphäre. Dadurch liegt die mittlere Temperatur der Erdoberfläche nicht bei -18°C , sondern bei $+15^{\circ}\text{C}$ (Abbildung 15-1). Dieser Treibhauseffekt hat das Leben auf der Erde erst ermöglicht.

Allerdings steigen die Konzentrationen wichtiger Treibhausgase und mit ihnen die Temperaturen in den letzten 100 Jahren deutlich an.

Abbildung 15-1: Wirkung von Treibhausgasen auf den Strahlungshaushalt.

Einflüsse auf das Klima

Sonne (äußerer Faktor)
Kontinentalverschiebungen
Treibhausgase
Vegetation
Meteoriteneinschläge
Rückkoppelungsvorgänge



Klimabeeinflussende Spurengase sind durch den Strahlungsantrieb charakterisiert (Abbildung 15-3).

Strahlungsantrieb = Änderung der vertikalen Nettoeinstrahlung an der Tropopause durch interne und externe Veränderungen im Klimasystem, ausgedrückt in Watt pro Quadratmeter.

Zum Strahlungsantrieb tragen z. B. die Sonnenaktivitäten, Vulkanausbrüche und erhöhte Treibhausgaskonzentrationen bei.

Der Strahlungsantrieb ist ein Maß für den Einfluss, den ein einzelner Faktor auf die Veränderung des Strahlungshaushaltes der Atmosphäre hat. Er ist ein Index für die Bedeutung dieses Faktors für eine Klimaänderung.

Ein positiver Strahlungsantrieb führt zu einer Erwärmung, ein negativer Strahlungsantrieb zu einer Abkühlung der bodennahen Luftschicht.

15.2. Treibhausgase und „Antitreibhausgase“

Das Kyoto-Protokoll bzw. das Montreal-Protokoll (Kapitel 5) unterscheiden direkte und indirekte Treibhausgase:

Die Emissionen direkt wirkender Treibhausgase mit Ausnahme von Wasserdampf (Tabelle 15-1) sind im Kyoto-Protokoll angeführt, das 2005 in Kraft getreten ist und das 2012 ausläuft: Es sind dies die „Emissionsstoffe“

- Kohlendioxid (CO_2)
- Methan (CH_4)
- perfluorierte Kohlenwasserstoffe (FKW / PFKWs) und teilhalogenierte Fluorchlorkohlenwasserstoffe (H-FKW)
- Lachgas (N_2O) und
- Schwefelhexafluorid (SF_6).

Das sekundär gebildete Treibhausgas Ozon ist im Kyoto-Protokoll nicht angeführt, ebenso nicht „Ruß auf Schnee“, welcher ebenfalls einen positiven Strahlungsantrieb aufweist, und Stickstofftrifluorid (NF_3).

Die Emissionen „indirekter Treibhausgase“ sind im Montrealprotokoll, das 1989 in Kraft getreten ist, geregelt:

- Kohlenmonoxid (CO ; Vorstufe für CO_2 und O_3),
- Nichtmethankohlenwasserstoffe (NMHC; ebenfalls Vorstufen für CO_2 und O_3) und
- Stickstoffoxide (NO_x ; O_3 -Vorstufe).

Weiters ist der Wasserstoff (H_2) ein „indirektes Treibhausgas“: Er reagiert mit dem OH^* -Radikal, das das Treibhausgas Methan abbaut. Seine Konzentration in der Luft ist mit rund 550 ppb höher als jene der „klassischen“ Luftschadstoffe. Natürliche H_2 -Quellen sind Vulkane, anthropogene Quellen sind chemische Prozesse.

„**Antitreibhausgase**“: NO_x , SO_2 und NH_3 , die selbst nicht direkt klimawirksam sind, sind Vorstufen von verschiedenen Salzen bzw. Aerosolen. Diese haben einen negativen Strahlungsantrieb und wirken einer Klimaerwärmung entgegen (Abbildung 15-2). Quellen sind Vulkane, Industrie und Verbrennungsvorgänge. Auch stratosphärisches Ozon wirkt als „Antitreibhausgas“.

Das **Treibhauspotential** (globale Erwärmungspotential; GWP) ist das Ausmaß, in dem bestimmte Treibhausgase bei einer Erhöhung ihrer Konzentration zusätzliche Strahlungsenergie absorbieren können.

Um die relative Bedeutung der einzelnen Treibhausgase gegeneinander zu bewerten, muss nicht alleine der spezifische Strahlungsantrieb betrachtet werden, sondern auch die atmosphärische Abklingzeit eines zusätzlichen Inputs des Gases. Das GWP ist eine integrale Größe über einen bestimmten Zeithorizont, bei der der chemische oder physikalische Abbau der emissionsbedingten Störung berücksichtigt wird. Das GWP repräsentiert somit den kombinierten Effekt der unterschiedlichen Zeitdauer, für welche diese Gase in der Atmosphäre verbleiben, und des relativen Wirkungsgrades bei der Absorption der abgehenden thermischen Infrarotstrahlung. Das Kyoto-Protokoll beruht auf GWPs von Impuls-Emissionen in einem 100-Jahr-Zeitraum.

Das Treibhauspotential beschreibt den durch Emission von einer Einheitsmenge des Treibhausgases zusätzlich erzeugten Strahlungsantrieb, integriert über den Zeithorizont T. Das Treibhauspotential kann in absoluten Einheiten ($\text{W m}^{-2} \text{kg}^{-1}$) angegeben werden, meistens wird es jedoch relativ zum CO_2 ausgedrückt.

Das Treibhauspotential hängt von den Absorptions-, Emissions- und Streuungseigenschaften des betreffenden Gases ab.

Das **relative Treibhauspotential** ist ebenfalls ein zeitabhängiger Index, mit dem der Strahlungsantrieb auf Massenzbasis eines bestimmten Treibhausgases in Relation zu dem Strahlungsantrieb von CO_2 gesetzt wird. Oder: Das auf das CO_2 bezogene ($\text{CO}_2 = 1$) Vermögen, langwellige Strahlung in der Atmosphäre zu absorbieren bzw. Maß für die Störung der Strahlungsbilanz der Erde durch die Emission eines Treibhausgases relativ zu der entsprechenden Emission von CO_2 .

Abbildung 15-2: Treibhausgase.

Treibhausgase haben unterschiedliche Relevanz hinsichtlich des relativen Treibhauspotentials und hinsichtlich ihres tatsächlichen Beitrages zur Klimaerwärmung (vereinfacht anhand der Länge der Balken dargestellt).

Rot umrahmt: Treibhausgase
rosa umrahmt: indirekte Treibhausgase

Blau: Spurenstoffe, die einer Klimaerwärmung direkt oder indirekt entgegenwirken („Antitreibhausgase“).

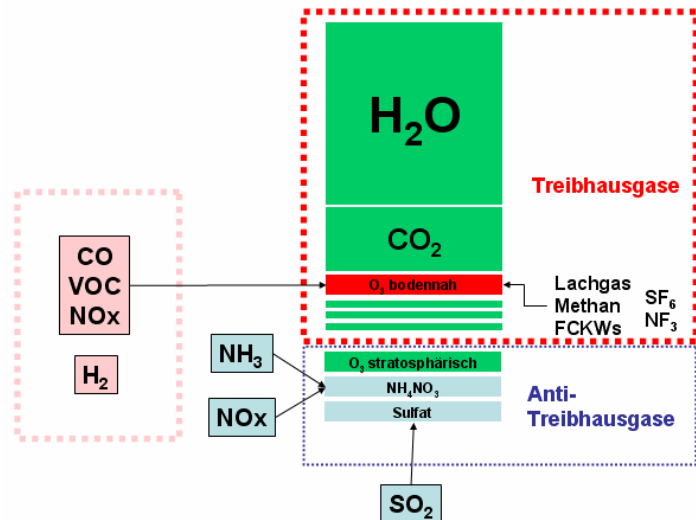


Tabelle 15-1: Relative Treibhauspotenziale (bezogen auf $\text{CO}_2 = 1$), Beiträge zur globalen Erwärmung und jährliche Anstiege der globalen Konzentration (Beitrag zur globalen Erwärmung).

Gas	Relatives Treibhauspotenzial (Treibhausgas-äquivalent)	Erhöhung der Temperatur (°C)	Beitrag zur globalen Erwärmung 1850-1990 ohne Berücksichtigung des Wasserdampfes	Beitrag zur globalen Erwärmung	Anstieg pro Jahr 1998
	Lesch et al. (1990)		Möller (2003)	Möller (2003)	(IPCC 2007)
Wasserdampf		20,6	-	66 %	
CO_2	1	7,2	56 %	20 %	1,5 ppm
CH_4	10 – 32 (21)	0,8	12 %	2,5 %	7 ppb
FCKW12 (CF_2Cl_2)	3.700 – 18.000	0,6	zusammen 19 %		-
FCKW 11 (CFCl_3)	1.300 – 8.600				1,4 ppt
CKW	(6.000)				-
troposphärisches Ozon	2.000	2,4	10 %	7 %	
N_2O	180 – 240 (310)	1,6	3 %	0,8 %	0,8ppb
H_2O (stratosphärisch)					
Schwefelhexafluorid (SF_6)	(23.900)				
andere			-	2-7 %	

Die globalen Emissionen einiger Treibhausgase sind in Tabelle 15-2 angeführt.

Tabelle 15-2: Globale Emissionen von Treibhausgasen, ausgedrückt als CO₂-Äquivalentbeträge von Kohlenstoff (Ceq p. a.), angegeben als Pg Ceq p. a. (1 Pg = 10¹⁵ g = 1 Mrd. Tonnen; Field und Raupach 2004). Ceq berücksichtigt die unterschiedlich hohen Treibhauspotentiale der Treibhausgase.

Gas	Globale Emissionen (Pg Ceq p. a.)	Quellen
Kohlendioxid	90	Ozeane
	60	Atmung Pflanzen
	60	Atmung Böden *)
	6	Verbrennungen
	216	Summe
Methan	3,8	Fossile Brennstoffe, Reisfelder, Wiederkäuer / Tierhaltung, Biomasseverbrennung, Deponien
Lachgas	2,1	Kultivierte Böden (Denitrifikation), Industrie, Biomasseverbrennung, Meere
Kohlenmonoxid	1,5	Unvollständige Verbrennungen, Meere, Vegetation, Kohlenwasserstoffoxidation
Stickstoffoxide	0,15	Verbrennungen, Blitze, Böden, Ozeane, Ammoniakoxidation
Kyoto F-Gase **)	0,1	Ausschließlich anthropogen

*) Gemäß neueren Untersuchungen rund 98 Pg p.a. (Bond-Lamberty und Thomson 2010)

**) Halogenierte und perfluorierte Kohlenwasserstoffe sowie Schwefelhexafluorid

Die Spurenstoffe der Luft sind durch einen unterschiedlich starken Strahlungsantrieb charakterisiert (Abbildung 15-3). Der Strahlungsantrieb des in der Atmosphäre befindlichen CO₂ ist unter den langlebigen Treibhausgasen größer als jener von CH₄, N₂O, Chlorkohlenwasserstoffen und troposphärischen Ozon zusammen.

Global Dimming ist die englische Bezeichnung für globale Verdunkelung, d. h. eine gemessene und allmähliche Verringerung der Intensität des Tageslichtes, das die Erdoberfläche erreicht. Die globale Verunreinigung der Atmosphäre mit Aerosolen scheint dabei eine große Rolle zu spielen. Die Aerosole absorbieren Sonnenlicht, weiters kondensiert an ihnen das Wasser und es bilden sich Wolken, die weiteres Licht ins All reflektieren. Das wiederum kühlt die Atmosphäre ab.

Von 1961 bis 1990 hat sich die Sonneneinstrahlung an der Erdoberfläche um geschätzte 4 % verringert, in den USA sogar 10 %. Dieser Wert ist regional sehr unterschiedlich.

Eine nahe liegende Auswirkung des Global Dimming ist, dass es der globalen Erwärmung entgegen wirkt.

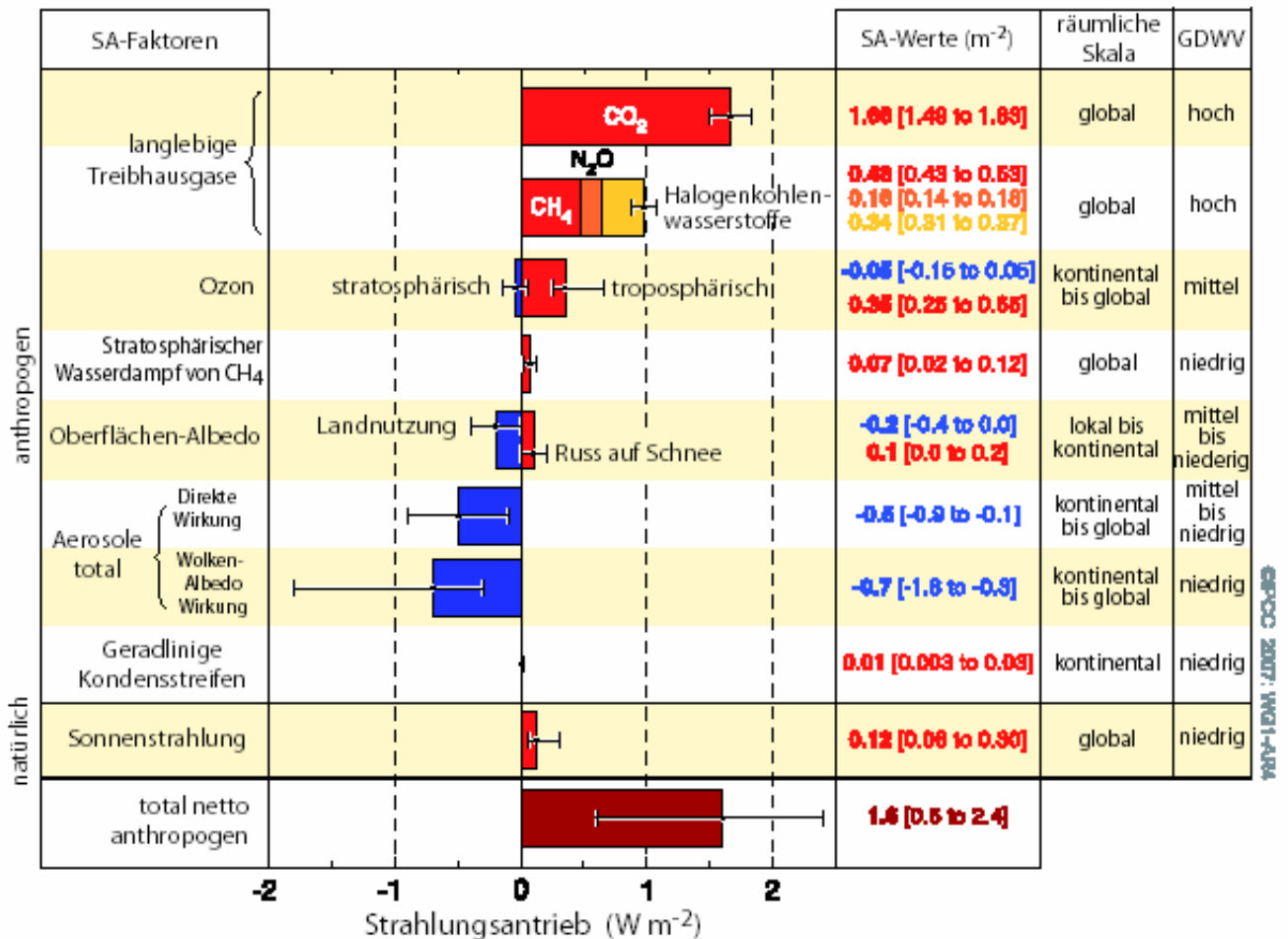


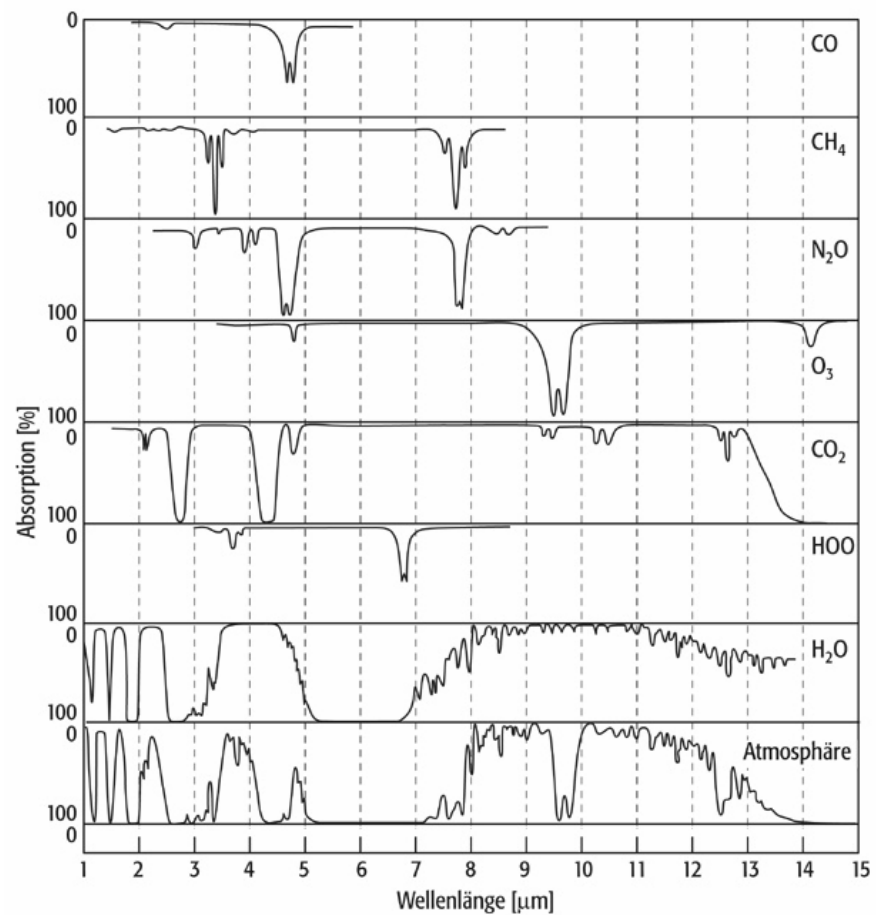
Abbildung 15-3: Strahlungsantrieb von Spurengasen (IPCC 2007).

Schätzungen und Bandbreiten des global gemittelten Strahlungsantriebs im Jahr 2005 für anthropogene Treibhausgase, zusammen mit der typischen geographischen Ausdehnung des Antriebs und der Beurteilung des Grades des wissenschaftlichen Verständnisses (GDWV). Vulkanische Aerosole wirken als zusätzlicher natürlicher Antrieb, sind aber wegen ihres episodischen Charakters nicht berücksichtigt.

Die „atmosphärischen Fenster“ in Abbildung 15-4 zeigen, bei welchen Wellenlängen des nahen und z. T. mittleren IR-Bereiches die jeweiligen Treibhausgase Strahlung absorbieren (nach unten gerichtete Peaks) bzw. durchlassen.

Abbildung 15-4:
Atmosphärische Fenster.

Quelle: Spektrum
Akademischer Verlag.



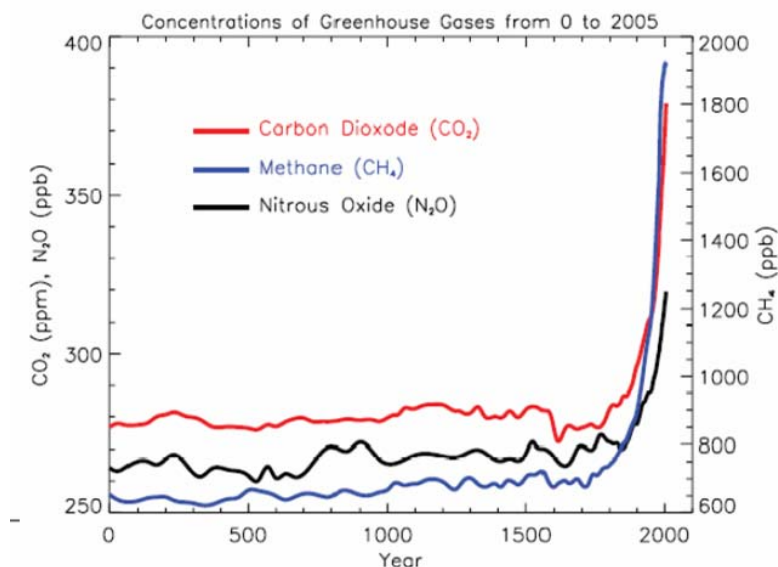
Richtwerte für anthropogen bedingte globale Emissionsquellen für Treibhausgase und ihre Anteile:

Verbrennung fossiler Energieträger	50 %
Chemische Industrie	20 %
Abholzung und Brandrodung	15 %
Landwirtschaft und andere Bereiche (Rinderhaltung, Reisanbau, Mülldeponien, Düngung)	15 %

Die Konzentrationen von Kohlendioxid, Methan und Lachgas nehmen seit der Industrialisierung exponentiell zu. Heute herrschen die höchsten Treibhausgaskonzentrationen der vergangenen 650.000 Jahre (Abbildung 15-5).

Abbildung 15-5: Globale Trends der CO₂-, CH₄- und N₂O-Konzentration (IPCC 2007).

Keine ähnlich starke Zunahme wird bei der Wasserdampfkonzentration beobachtet.



15.2.1. Wasserdampf - das wichtigste Treibhausgas

Den größten Beitrag zum Treibhauseffekt leistet der Wasserdampf (vgl. Tabelle 15-1). Die in Tabelle 15-3 angegebenen Werte geben die im globalen Kreislauf befindlichen Wassermengen an: Rund 1/100.000 des Meerwassers, nämlich 0,013 km³, befinden sich in der Atmosphäre. 80 % des kontinental verdunstenden Wassers werden durch die Stomata der Pflanzen abgegeben.

Tabelle 15-3: Globale Wasserspeichervolumina und Jahresflüsse (Nentwig et al. 2004).

Globale Speichervolumina (Mio. km ³)	
Lithosphäre	25.000
Meer	1.370
Eis	29
Grundwasser	9,5
Flüsse, Seen	0,13
Luftfeuchtigkeit	0,05
Bodenfeuchte	0,05
Jahresflüsse (Mio. km ³ p. a.)	
Meer → Atmosphäre	0,42
Land → Atmosphäre	0,07
Atmosphäre → Land	0,11
Atmosphäre → Meer	0,38

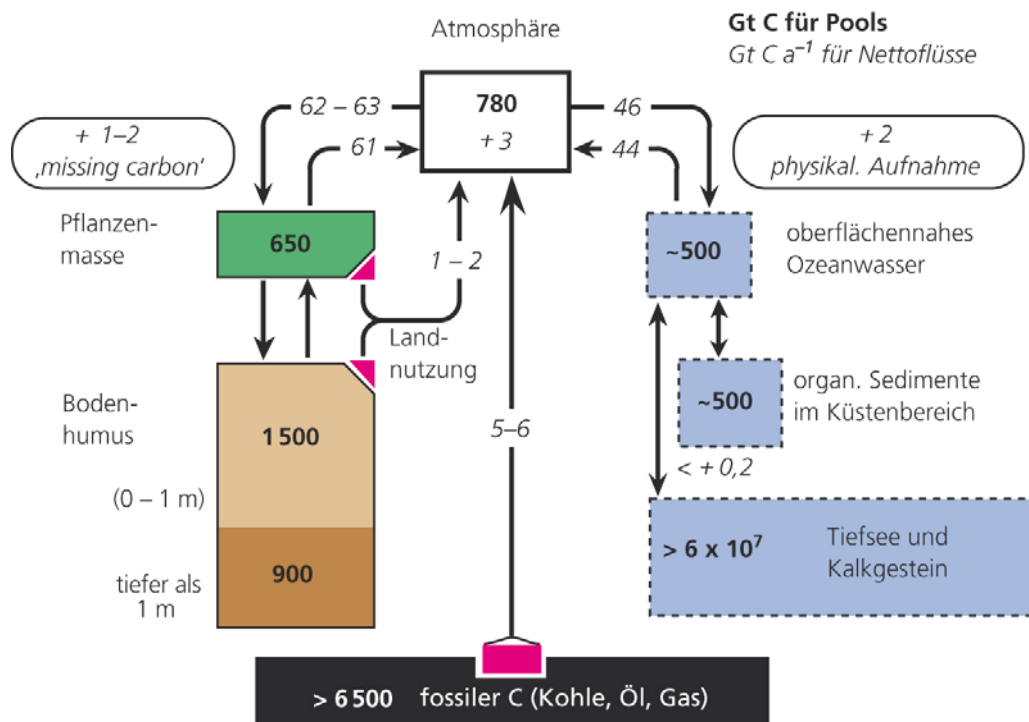
15.2.2. Kohlendioxid – Hauptnährstoff für Pflanzen und Treibhausgas

15.2.2.1. Eigenschaften, Quellen und Senken

Eigenschaften: Kohlendioxid (CO₂) ist ein farbloses, nicht brennbares, chemisch sehr beständiges Gas. Es ist die energieärmste C-Verbindung. Die Verweilzeit in der Atmosphäre liegt in der Größenordnung von 100 Jahren. Bei 20 °C lösen sich 0,9 Liter in einem Liter Wasser. CO₂ liegt im Wasser zu 99,8 % als hydratisiertes CO₂ vor und zu 0,2 % als H₂CO₃; durch die Dissoziation der H₂CO₃ ist reines Wasser schwach sauer (pH = 5,6).

Quellen: Hauptquellen sind Pflanzen und Ozeane; der Beitrag aus der Verbrennung fossiler Brennstoffe sowie aus der Landnutzung sind im Vergleich dazu gering - der anthropogene Anteil an der CO₂-Produktion beträgt weniger als 1/20 der natürlichen. Im Saldo werden jährlich 3 Pg CO₂-C p. a. in die Atmosphäre eingebracht, wodurch die Konzentration um 2 ppb p. a. erhöht wird.

Senken sind vor allem Pflanzen bzw. Böden, aber auch Ozeane (Abbildung 15-6; weitere Daten siehe Tabelle 15-4).



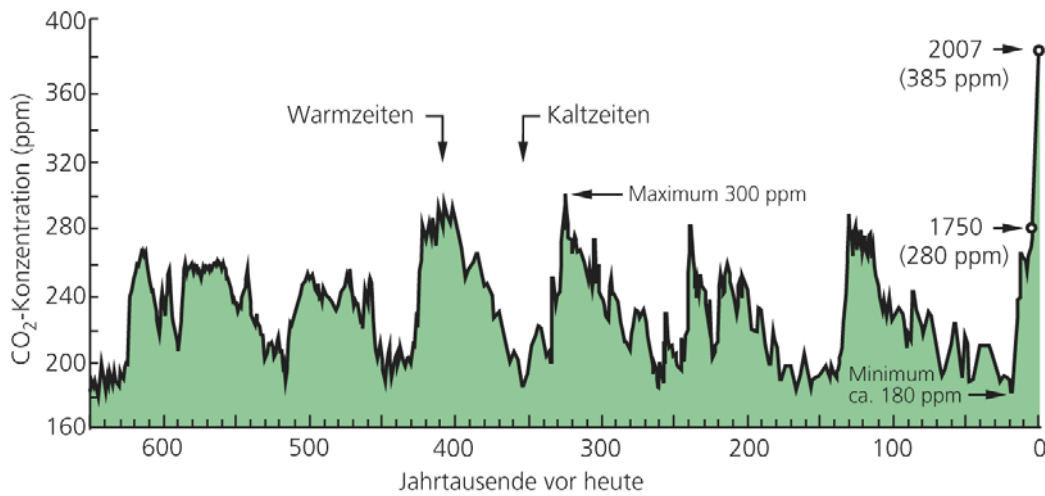
Aus: Strasburger, *Lehrbuch der Botanik*, 36. Aufl.
© Spektrum Akademischer Verlag GmbH 2008

Abbildung 15-6: Globale Kohlenstoffflüsse (Pg = Gt = Milliarden Tonnen), Stand 2000.

„Missing carbon“ („missing sink“): Klimaforscher wussten bis vor einiger Zeit nicht genau, was mit den Kohlenstoff geschieht, die der Mensch in Form von CO₂ emittiert. Von den jährlich durch den Menschen emittierten rund 5 - 6 Pg CO₂-C durch die Verbrennung fossiler Brennstoffe, 1 - 2 Pg CO₂-C durch Landnutzung) bleiben etwa 3 Pg in der Atmosphäre und 2 Pg werden von den Ozeanen aufgenommen. Es wird nun angenommen, dass dieser „missing carbon“ durch den Wald in Europa (N-bedingter Mehrzuwachs) bzw. in Amerika (natürliche Aufforstungen) aufgenommen wird. Zusätzlich könnten tropische Wälder und das Zuwachsen landwirtschaftlicher Flächen größere Mengen aufnehmen als ursprünglich angenommen.

Die CO₂-Konzentration in der Atmosphäre liegt heute um etwa ein Drittel höher als in den letzten 400.000 Jahren. Sie überstieg in den vorangegangenen 650.000 Jahren und bis etwa 1900 niemals die 300 ppm-Grenze. 1850 betrug sie 280 ppm, heute liegt sie bei 385 ppm (Abbildung 15-7). Der Anstieg der CO₂-Konzentration ist auf anthropogene Quellen zurückzuführen. Die CO₂-Konzentration unterliegt wegen der jahreszeitlich unterschiedlichen physiologischen Aktivität der Vegetationsdecke je nach Kontinent einem Jahresgang; die Amplitude beträgt bis etwa 6 ppm.

Der atmosphärische CO₂-Gehalt macht nur 1/5 des organisch gebundenen C aus. Der Gehalt an im Ozean gelöstem CO₂ ist um den Faktor 70 größer als der atmosphärische CO₂-Gehalt. Würde sich der gesamte Kohlenstoff als CO₂ in der Luft befinden, wäre die Konzentration etwa 10x höher als heute.



Aus: Strasburger, *Lehrbuch der Botanik*, 36. Aufl.
© Spektrum Akademischer Verlag GmbH 2008

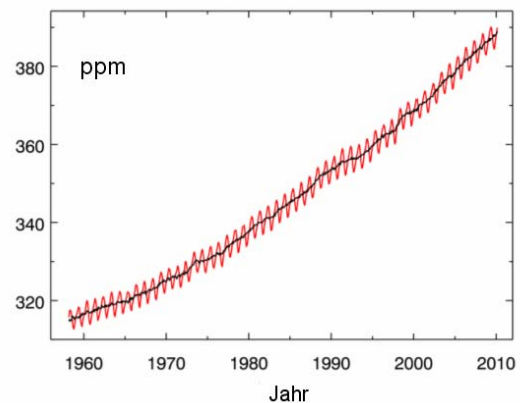
Abbildung 15-7: Entwicklung der CO₂-Konzentrationen.

Zum Vergleich: Homo sapiens Funde reichen 160.000 Jahre zurück, der Neandertaler lebte vor etwa 30.000 bis 130.000 Jahren.

Die Entwicklung der Temperatur an der Station Mauna Loa (Hawaii) ist aus Abbildung 15-8 zu ersehen. Die Entwicklung der Temperatur während der letzten Jahrtausende lässt sich aus Eisbohrkernen ableiten (Box 15-1).

Abbildung 15-8: Anstieg der Temperatur an der Station Mauna Loa (Hawaii).

http://www.esrl.noaa.gov/gmd/ccgg/trends/#mlo_full



Die jahreszeitlichen Schwankungen (in Mauna Loa mit einem Maximum im Mai und einem Minimum im September/Oktober) sind durch die Senkeneigenschaften der Vegetationsdecke bedingt (verstärkte Aufnahme von CO₂ in der Vegetationsperiode).

Box 15-1: Eisbohrkerne

Informationen über das globale Klima der Vergangenheit können durch die Analyse von Eisbohrkernen erhalten werden. Dies ist möglich, weil sich in den Landeseissschilden v. a. der Antarktis und Grönlands jährlich eine neue Eisschicht absetzt. Diese kann mehrere 100.000 Jahre alt (höchster Wert: 900.000 Jahre in der Antarktis) und bis über 3000 m hoch sein.

Die Entwicklung der Temperatur kann anhand der atmosphärischen Konzentrationen von Treibhausgasen verfolgt werden. Gemessen werden in den eingeschlossenen Luftbläschen CO₂ - der optimale Indikator für langfristige globale Klimaschwankungen - und CH₄ - es steht im Zusammenhang mit der biologischen Aktivität auf der Erde). Daneben werden u. a. $\delta^{18}\text{O}$ (Temperaturanalyse) und Staub (Hinweise auf Vulkanausbrüche) gemessen.

<http://www.spaltenberger.de/geograph/eisbohrkerne.pdf>

15.2.2.2. (Mögliche) direkte Wirkungen von erhöhten CO₂-Konzentrationen auf Pflanzen

Das Pflanzenwachstum unter einem erhöhten CO₂-Level hängt vom Pflanzentyp (Tabelle 15-5), der Pflanzenart, der Lebensspanne der Pflanzenart und von den Umgebungsbedingungen (v. a. der Verfügbarkeit von Nährstoffen) ab. Die möglichen Reaktionen auf erhöhte CO₂-Konzentrationen sind somit hoch komplex. Für eine langfristige C-Bilanz ist nicht die Wachstumsrate (der „Umsatz“), sondern die Poolgröße (das „Kapital“) entscheidend.

Verbesserung der Versorgung mit dem Nährelement Kohlenstoff

Die Verbesserung der Versorgung mit Kohlenstoff hat - zumindest anfangs - einen Anstieg der Kohlenstoffumsätze bzw. Wachstumsstimulation zur Folge. Sollte eine Beschleunigung des Baumwachstums durch ein erhöhtes CO₂-Angebot auftreten, bedeutet dies keineswegs, dass sich die ökosystemaren Kohlenstoffvorräte erhöhen. Viel wahrscheinlicher ist, dass sich lediglich der Kohlenstoffumsatz erhöht. Die in Gewächshäusern festgestellten Ertragssteigerungen bei erhöhten CO₂-Konzentrationen sind nicht auf die freie Natur übertragbar.

Physiologische Reaktionen treten vor allem bei einer plötzlichen Erhöhung des CO₂-Gehaltes der Luft auf. Die Nettoprimärproduktion (= Photosyntheseleistung abzüglich der pflanzeigenen Atmung) wird bei einer schnellen Erhöhung der CO₂-Konzentration nur kurzfristig erhöht. Ein allmählicher Anstieg kann in den meisten Fällen zu einer Anpassung führen.

Eine Wachstumsstimulierung durch CO₂ ist nur möglich, wenn Nährstoffe - vor allem Stickstoff und Phosphor - in entsprechendem Ausmaß zur Verfügung stehen.

Verbesserte Wassernutzungskapazität

(Wassernutzungskapazität = Verhältnis der Menge fixierten Kohlenstoffs pro Menge transpirierten Wasserdampfs)

Bei erhöhten CO₂-Konzentrationen genügen eine geringere Enzym-Ausstattung, eine geringere Bodenfeuchte und weniger Licht für die gleiche Photosyntheseleistung. Auch die Wuchsleistung, der Ertrag bzw. die Biomasseproduktion können verbessert werden. Ein verstärkter Transport von CO₂ in das Innere führt zu einer Verringerung der Spaltöffnungsweite und zu einer Reduktion des Verlustes an Wasserdampf.

Veränderung der Konkurrenzsituation

Eine erhöhte Produktivität einer bestimmten Pflanzenart ist nicht gleichbedeutend mit einer erhöhten Produktivität des Gesamtökosystems, da andere Organismen (konkurrierende Pflanzen, Schädlinge) gleichfalls ihre Produktivität erhöhen und so in negativer Weise auf die primär betrachtete Pflanze einwirken können.

Der Langzeiteffekt einer erhöhten CO₂-Konzentration auf natürliche Wälder ist bislang unbekannt. Global gesehen ist in der Holzproduktion bei einer Klimaänderung kurz- und mittelfristig ein mäßiger Anstieg der wirtschaftlichen Ertragsfähigkeit – mit großen regionalen Schwankungen bezüglich des globalen Trends – zu erwarten.

Tabelle 15-5: C₃-, C₄- und CAM-Pflanzen und deren Reaktionen auf erhöhte CO₂-Konzentrationen. Pflanzentyp und Charakteristika, Wachstum bei einem erhöhten CO₂-Gehalt der Luft

C₃-Pflanzen (z. B. Weizen, Reis, Hirse, Zuckerrüben und die meisten Gehölze). Das erste fassbare Photosyntheseprodukt ist D-3-Phosphoglycerat (ein Molekül mit 3 C-Atomen). Durch den Calvin-Zyklus werden C₆-Zucker (Fructosediphosphat) über C₃-Vorprodukte (erstes stabiles Zwischenprodukt 3-Phosphoglyzerinsäure bzw. Triosephosphate) aufgebaut. Hierzu dient das Enzym Ribulosebisdiphosphat-Carboxylase/ Oxygenase (Rubisco, RuBP-Carboxylase). Temperaturoptimum: 10–25°C.

Bei ausreichender Wasser- und Nährstoffversorgung kann es bei höheren CO₂-Konzentrationen zu einer Ertragszunahme kommen (größere Blattflächen, erhöhte Blattgewichte, frühere Reife, frühere Blüte, geringerer Trockenstress). C₃-Pflanzen benötigen im Vergleich zu C₄-Pflanzen höhere CO₂-Konzentrationen und könnten bei einem Anstieg der CO₂-Konzentration besser wachsen.

C₄-Pflanzen (z. B. Mais, Hirse oder Zuckerrohr) Das CO₂ wird zunächst an die Phosphoenolpyruvatcarboxylase (PEP-Carboxylase) gebunden; primärer CO₂-Akzeptor ist eine C₄-Dicarbonsäure (Phosphoenolpyruvat), das erste stabile Produkt der Photosynthese ist Oxalacetat (ein Molekül mit 4 C-Atomen). C₄-Pflanzen sind durch eine energieaufwändigere, aber effektivere CO₂-Ausnutzung als C₃-Pflanzen charakterisiert. Im Vergleich zu C₃-Pflanzen haben sie eine schnellere Photosynthese bei höheren Temperaturen und höherer Einstrahlung. Temperaturoptimum: 30–45°C. Charakteristika von C₄-Pflanzen im Vergleich zu C₃-Pflanzen: Bessere Ausnutzung von Licht, höhere Carboxylierungseffizienz der PEP-Carboxylase, bessere Ausnutzung des vorhandenen CO₂ (> höhere Netto-Photosynthesekapazität), geringere ¹³C Diskriminierung der PEP-Carboxylase gegenüber der Rubisco, Geringerer Stickstoffbedarf, geringerer Wasserbedarf pro Gramm Trockenmasse, Höhere Trockenmasseproduktivität, höhere Empfindlichkeit gegenüber tieferen Temperaturen (< 5 – 7 °C), höherer Energiebedarf für C₄- als für C₃-Photosynthese (5 - 6 ATP pro fixiertem CO₂ gegenüber 3 ATP bei C₃-Pflanzen).

Bei einem (auch stark) erhöhten CO₂-Gehalt kann der Ertrag nur schwach gesteigert werden.

CAM-Pflanzen (Crassulacean Acid Metabolism – Säurestoffwechsel der Dickblattgewächse; z. B. Sukkulente, viele Orchideen, Agave, Ananas, Vanille) haben einen an Trockenstandorte angepassten Mechanismus zur CO₂-Fixierung, der jenem der C₄-Pflanzen ähnelt. Ihre CO₂-Aufnahme ist zeitlich getrennt von der CO₂-Assimilierung in der Photosynthese. Die CO₂-Fixierung findet nachts statt, tagsüber greifen die Pflanzen – bei geschlossenen Stomata - auf ihre Reserven zurück. Niedrige Trockenmasseproduktivität.

Bei einem (auch stark) erhöhten CO₂-Gehalt kann der Ertrag nur schwach gesteigert werden.

15.2.3. Methan – Treibhausgas in hoher Konzentration und Ozonvorläufer

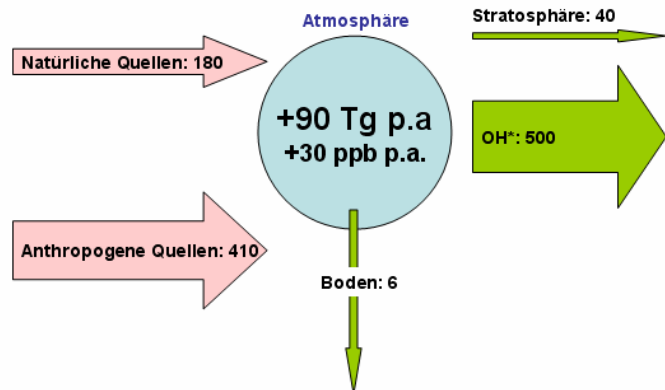
Eigenschaften: Methan (CH₄) ist das einfachste Alkan und Hauptbestandteil des Erdgases. Es ist farblos, geruchlos, leicht entzündlich und recht reaktiv. Es absorbiert IR-Strahlung bei rund 3,5 µm und 8 µm. Die mittlere Verweilzeit in der Atmosphäre beträgt 4 - 10 Jahre.

Methan ist an der Photosmogbildung beteiligt und maßgeblich für den "Ozon-Sockelbetrag" verantwortlich (Kapitel 13). Es wird durch das OH*-Radikal oxidiert, wobei Formaldehyd entsteht. Methan trägt mit 37,5 % neben primärem CO (40 %), NMVOC (12,5 %) und Isopren/Terpenen (10 %) zur globalen Ozonbildung bei. In der Stratosphäre reagiert es im ClO_x-Zyklus mit Cl-Atomen und ist somit eine Senke für diese und wichtig in der stratosphärischen Ozonchemie. Die Methanoxidation durch OH* ist eine Hauptquelle für Wasserdampf in der Stratosphäre.

Quellen: CH₄-Quellen sind der KFZ-Verkehr, die Energiewirtschaft und die Landwirtschaft (Exkremente, Wiederkäuer, Deponien, Biomasseverbrennung, Kohlebergbau, Reisfelder und Termiten; Abbildung 15-9).

Abbildung 15-9: Globale Methanquellen und -senken (Tg p. a.; Houghton et al. 1990)

Eine Kuh produziert 40 Liter CH_4 pro Tag; oder: eine einzige Kuh belastet die Umwelt pro Jahr genauso mit Treibhausgasen wie ein Kleinwagen, der 18.000 Kilometer zurücklegt; in Österreich leben rund 2 Mio. Kühe.



CH_4 ist neben CO_2 Endprodukt beim bakteriellen Abbau von Biomasse unter anaeroben Verhältnissen (Methanogenese), es kann auch bakteriell aus CO_2 entstehen.

Global wird CH_4 in der Größenordnung von 100 - 200 Tg pro Jahr auf natürlichem Wege (Böden, Pflanzen) unter streng anaeroben Verhältnissen gebildet; die anthropogen induzierten Methanmengen sind erheblich höher.

Senken sind die Reaktion mit dem OH^* -Radikal (global rund 430 Tg p. a.) und die Aufnahme in Böden.

Konzentrationen: CH_4 kommt in höheren Konzentrationen vor als die meisten Spurenstoffe der Luft (nur die H_2O -, CO_2 -, O_2 - und N_2 -Konzentrationen sind höher). Gegenüber 1850 stieg die Methankonzentration von 715 ppb bis heute auf 1774 ppb an. Hauptursache für den Anstieg ist die Landwirtschaft.

Wirkungen auf Pflanzen: Methan wird von Pflanzen über die Wurzeln aufgenommen, durch die Pflanze transportiert und über die Blattorgane wieder abgegeben. Als direkt wirkender Spurenstoff ist CH_4 unbedeutend, konkrete Schäden an Pflanzen sind nicht bekannt. Erst ein Langzeitmittel von 1.000.000 ppb (das über 550-fache der atmosphärischen Konzentration) kann Schäden an Pflanzen hervorrufen.

15.2.4. Fluorchlorkohlenwasserstoffe (FCKW) – sehr effektive Treibhausgase

Eigenschaften: Bei den FCKW handelt es sich um reaktionsträge, flüchtige und nicht brennbare Gase. Sie sind durch sehr hohe relative Treibhauspotenziale und lange Verweilzeiten gekennzeichnet. In der Stratosphäre bauen sie O_3 ab.

Quellen sind Treibmittel für Spraydosen, Kältemittel und die Kunststoffverschäumung.

Konzentrationen: Die globalen Emissionen mehrerer FCKWs (sie lagen 2000 in einer Größenordnung von 100 Gg) stiegen bis 1990 stark an und sanken danach deutlich (Abbildung 15-10). Nach einem Produktionsanstieg von CFC-11 stieg z. B. die globale Konzentration bis etwa 1990 auf etwa 250 ppt an und nimmt seitdem leicht ab (Abbildung 15-11). Obwohl die Konzentrationen einzelner Komponenten im ppt-Bereich liegen (1 ppt = 1/1000 ppb), tragen sie in Summe zu etwa einem Sechstel zum Treibhauseffekt bei (Kapitel 14.3).

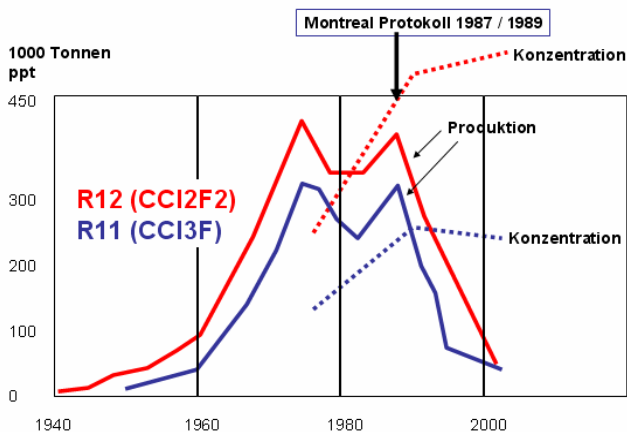


Abbildung 15-10: Entwicklung der FCKW-Emissionen seit 1940.

<http://www.egbeck.de/skripten/bs11oe.htm?bs11-19.htm>

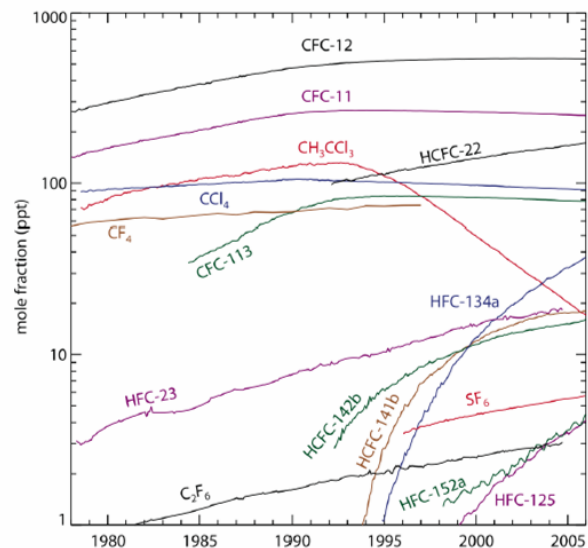


Abbildung 15-11: Entwicklung der CKW-Konzentrationen seit 1980 (IPCC 1997).

Die Wirkungen von halogenierten Kohlenwasserstoffen auf Pflanzen sind im Kapitel 14 wiedergegeben.

15.2.5. Troposphärisches Ozon – ebenfalls ein Treibhausgas

Eigenschaften: Ozon hat eine im Vergleich zu anderen Treibhausgasen sehr kurze Verweilzeit von nur wenigen Tagen. Es absorbiert sowohl UV-Strahlung (bei etwa 0,5 μm) als auch IR-Strahlung (bei etwa 9,5 und 14 μm). Ausführliche Angaben zu Ozon siehe Kapitel 13.

Troposphäre: Ozon ist in der Troposphäre ein Treibhausgas.

Stratosphäre: In der Stratosphäre ist der Strahlungsantrieb schwach negativ. Ein Ozonabbau in der Stratosphäre wirkt dem Treibhauseffekt entgegen: Zwar kann mehr UV-B-Strahlung in die bodennahen Luftschichten und an die Erdoberfläche gelangen; die Auswirkung auf die Erwärmung ist jedoch geringfügig. Dieser geringe Effekt auf die Erwärmung wird übertroffen von der Abnahme der Wärmestrahlung aus der Stratosphäre in Richtung untere Troposphäre durch den Ozonverlust.

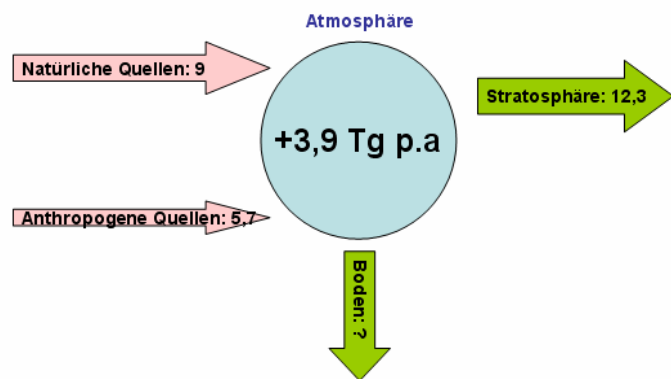
Während also die Ozonzunahme in der Troposphäre den natürlichen Treibhauseffekt verstärkt und zur globalen Erwärmung beiträgt, verringert die Ozonabnahme in der Stratosphäre den Treibhauseffekt.

15.2.6. Lachgas – ein Treibhausgas und Ozonkiller aus dem Boden

Eigenschaften: Lachgas (N_2O) ist ein farbloses, betäubendes Gas von süßlichem Geruch. Im Gegensatz zu NO und NO_2 ist es kein Radikal. Lachgas absorbiert IR-Strahlung (bei rund 5 μm und 8 μm). In der Troposphäre ist es wenig reaktionsfreudig, die Verweilzeit beträgt etwa 150 bis 200 Jahre. Da es weder durch biologische noch durch chemische Prozesse in der Biosphäre oder Troposphäre in nennenswertem Maße abgebaut wird, kann es in die Stratosphäre diffundieren. Dort wird es mit atomarem Sauerstoff zu NO umgesetzt und fördert so den Abbau von Ozon.

Quellen: Hauptemissionsquellen sind ungedüngte und in besonderem Ausmaß mit Stickstoff gedüngte Böden sowie unvollständige Verbrennungen. Die globalen Emissionen betragen mehrere Tg pro Jahr (Abbildung 15-12). Rund 1 – 3 kg N₂O-N ha⁻¹ werden jährlich aus europäischen Waldböden im Zuge der Denitrifikation (und Nitrifikation) ausgegast. Eine Erhöhung der Temperatur und der Bodenfeuchte verstärkt die N₂O-Bildung im Boden.

Abbildung 15-12: Globale Lachgasquellen und -senken (Tg p. a.; IPCC 1994/1995).



Senken sind der photochemische Abbau in der Stratosphäre (etwa 10-20 Tg p. a.) sowie Böden und aquatische Mikroben (die Mengen sind unbekannt).

Konzentrationen: Die Konzentration nahm von 270 ppb auf heute 319 ppb zu. Hauptursache für den Anstieg ist die Landwirtschaft. Die Konzentration in der Luft ist im Vergleich zu anderen Spurenstoffen sehr hoch (Abbildung 15-5).

Wirkungen auf Pflanzen: Direkte negative Wirkungen auf die Vegetation wurden nicht beschrieben.

15.2.7. Schwefelhexafluorid - das wirksamste Treibhausgas

Eigenschaften: Schwefelhexafluorid (SF₆) ist ein farb- und geruchloses, nicht brennbares, kaum wasserlösliches Gas, das - obwohl es keine Edelgaskonfiguration aufweist - sehr reaktionsträge ist. Die Verweilzeit beträgt rund 3200 Jahre. SF₆ ist ein hochwirksames Treibhausgas (das relative Treibhauspotential beträgt 23.900), das auch im Kyoto-Protokoll angeführt ist. Es wirkt isolierend und ist das schwerste bekannte Gas (etwa 5x schwerer als Luft). Auch physiologisch ist es völlig inert.

Es ist geeignet als Markersubstanz für Abgase aus Industrieanlagen, da es bei Verbrennung schwefelhaltiger Brennstoffe nicht selbst entsteht.

Technische Verwendung: Da es der Oxidation durch Sauerstoff selbst bei elektrischen Entladungen widersteht, wird es in der Mittel- und Hochspannungstechnik als Isoliergas für Koaxialkabel und zur Unterdrückung der Funkenbildung in Schalteinrichtungen eingesetzt. Es fungiert ferner als Schutzgas bei der Magnesiumherstellung bzw. beim Schmelzen von Metallen und wurde früher zur Wärmeisolation in Isolierglasscheiben verwendet.

Konzentrationen: Die Konzentration in der Luft liegt bei 6,5 ppt (daraus ergibt sich, dass die gesamte Atmosphäre derzeit ca. 160 Gg enthält). An mehreren Stationen (z. B. Zugspitze/DBR, Mauna Loa/Hawaii) steigt die Konzentration um ca. 0,2 - 0,3 ppt p. a. an.

15.2.8. Stickstofftrifluorid - ein bisher wenig beachtetes Treibhausgas

Eigenschaften: Stickstofftrifluorid (NF₃) ist ein hochwirksames Treibhausgas mit einem GWP (global warming potential) von 17.200. Im Kyoto-Protokoll ist es nicht berücksichtigt.

Verwendung: Es wird vornehmlich in der Halbleiterindustrie und für die Herstellung von Flachbildschirmen und Solarzellen verwendet.

Konzentrationen: Die Konzentrationen an der kalifornischen Pazifikküste liegen in der Größenordnung von 0,5 ppt; sie steigen dort seit 1980 exponentiell an.

Wirkungen von NF₃ auf Pflanzen sind nicht bekannt.

15.3. Klimawandel - ein Teilaspekt des Global Change

Global Change ist ein natürliches Phänomen mit anthropogener Schubkraft, bei dem die Lebensbedingungen verändert werden (Kapitel 1). Ein Teilaspekt ist die Beeinflussung des Klimas, das in erheblichem Maße durch Spurenstoffemissionen beeinflusst wird. Neben der Klimaerwärmung spielt auch die Versauerung der Atmosphäre und die Zerstörung der Ozonschicht eine wesentliche Rolle.

Hauptursachen sind der Düngereinsatz; Treibhausgas-Emissionen, Emissionen saurer Gase, Emission von Ozonvorläufern, Emissionen weiterer toxischer Stoffe und großflächige Waldrodungen; alle diese Faktoren sind im Zunehmen begriffen.

Folgen sind der Anstieg der Konzentrationen der Treibhausgase, der globale Anstieg der Temperatur, die Änderung des Klimas seit dem letzten Jahrhundert und der Anstieg des Meeresspiegels.

Globaler Temperaturanstieg und seine Auswirkungen

Treibhausgas-Emissionen steigen weltweit an. Für fast 80 % der Treibhausgase sind die Industrieländer bzw. deren Verbrennung fossiler Brennstoffe, Zementindustrie und Landnutzungsänderungen verantwortlich. Die USA sind vor China die Hauptverursacher der CO₂-Emissionen und damit der Klimaerwärmung.

Eine besonders rasche globale Klimaänderung ist in den letzten 150 Jahren, insbesondere aber in den letzten Jahrzehnten, festzustellen. Diese ist mitbedingt durch den rasanten Anstieg der Weltbevölkerung (1804: 1 Mrd., 2007: fast 6,8 Mrd.).

- Die globale mittlere Temperatur hat seit Ende des 19. Jahrhunderts um 0,3 °C bis 0,6 °C zugenommen und um 0,2 - 0,3 °C in den letzten 40 Jahren. Gegenüber dem vorindustriellen Zeitalter (1800) sind die mittleren Temperaturen von 14,5 °C auf 15,3 °C angestiegen. Laut IPCC-Bericht 2007 ist es „sehr wahrscheinlich, dass der größte Anteil der beobachteten Erwärmung seit der Mitte 20. Jahrhunderts von der vom Menschen ausgelösten verstärkten Freisetzung von Treibhausgasen verursacht wird“. Die Arktis erwärmt sich doppelt so schnell wie die Erde insgesamt. In Europa war die letzte Dekade die wärmste seit 500 Jahren.
- In Österreich stieg die Temperatur im 20. Jahrhundert um 1,8 °C. Ein drastischer Anstieg wird v. a. in Westösterreich vorausgesagt. In Ostösterreich könnte die Trockenheit zunehmen.
- Der Alpenraum erwärmt sich derzeit schneller als Europa oder die Welt; dort stieg die Temperatur um 1 °C stärker als im globalen Mittel.
- Die Dauer der Schneebedeckung nimmt ab.
- Der Meeresspiegel stieg im 20. Jahrhundert im globalen Mittel um etwa 17 cm und steigt ca. 2-3 mm pro Jahr. Die Hälfte geht dabei auf thermische Ausdehnung zurück, 25 % entfallen auf

das Abschmelzen von Berggletschern und ca. 20 % auf den Rückgang der Eisschilde. Während der letzten Eiszeit – vor rund 10.000 Jahren – lag der Meeresspiegel 120 m tiefer.

- Meere nehmen einen großen Teil des vom Menschen produzierten CO₂ auf. Eine Versauerung der Ozeane durch CO₂ ist bereits signifikant. Diese Versauerung könnte weit reichende Folgen haben: Behinderte Kalkbildung von Meeresbewohnern, Gefährdung der Korallenriffe, negative Auswirkungen auf die Nahrungskette.
- Durch die Erwärmung wird die Evaporation gefördert. Durch den Wasserdampf wird die Atmosphäre aufgewärmt, da dieser ein Treibhausgas ist. Andererseits senkt die - durch Temperaturerhöhung geförderte - Wolkenbildung durch erhöhte Rückstrahlung die Temperatur. Der kühlende Effekt der durch CO₂ gebildeten Wolken dürfte gegenüber dem wärmenden Effekt überwiegen (Tabelle 15-5).

15.4. Verlust an globaler Waldfläche

- Durch die Brandrodung tropischer Regenwälder werden jährlich 15 - 20 Mio. Hektar Waldfläche zerstört - das entspricht fast der doppelten Fläche Österreichs oder fünf Fußballfeldern pro Minute. Man rechnet mit einer Freisetzung von $1,6 \pm 1 \text{ Pg C}$ pro Jahr. 20 - 25 % der global durch den Menschen verursachten CO₂-Emissionen gehen auf die Rodung und die Nutzholzverbrennung zurück.

Der Verlust an Waldfläche im Zeitraum 1990-1995 war am höchsten in Brasilien (128.000 km²), gefolgt von Indonesien (54.000 km²), Zaire (37.000 km²), Bolivien (29.000 km²), Venezuela (26.000 km²) und Mexiko (25.000 km²).

- Waldrodungen werden in borealen Wäldern auf ca. 2 - 5 Mio. Hektar p. a. durchgeführt. Durch Blitzeinschlag in den borealen Wäldern brennen jährlich viele 100.000 Hektar ab. Waldbrände in Europa sind in weniger als 10 % auf natürliche Ursachen zurückzuführen.

In den letzten 20 Jahren haben sich die Waldbrände in den borealen Wäldern des westlichen Nordamerika - parallel zu der beobachteten Erwärmung - in der Region verdoppelt. In den letzten Jahrzehnten brannten in borealen Gebieten rund um die Polargebiete jährlich 5-10 Mio. Hektar Wald.

15.5. Auswirkungen einer Klimaerwärmung auf die Vegetation

Allgemeines

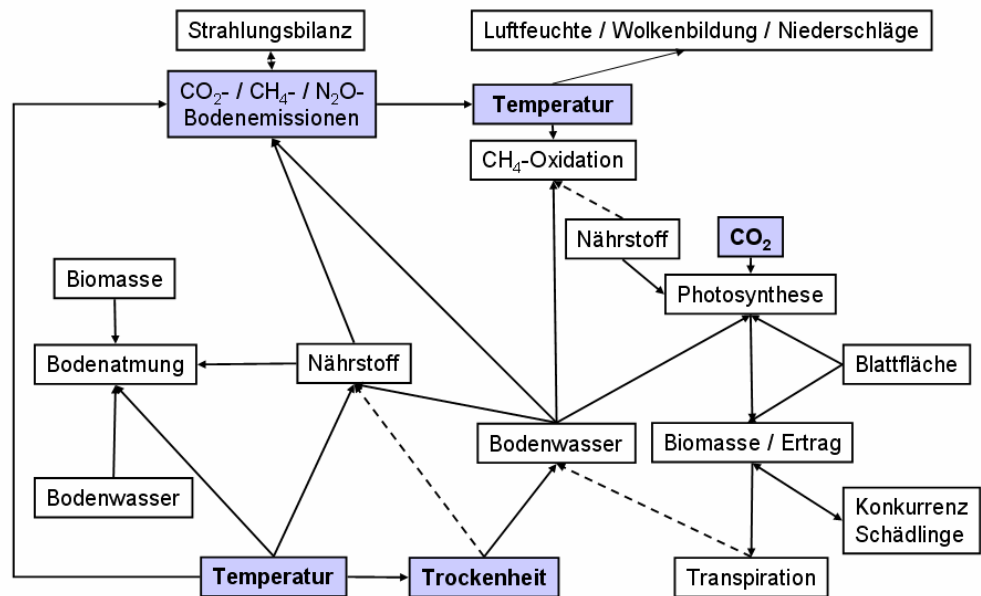
Im Zusammenhang mit Treibhausgasen und dem Klimawandel und den Wirkungen auf die Vegetation ist grundsätzlich zu unterscheiden zwischen:

- der direkten Wirkung der Treibhausgase (diese ist, abgesehen von den Wirkungen des Ozons, relativ gering; Kapitel 15.2.2 bis 15.2.8),
- der Wirkung einer erhöhten Temperatur und
- den sich aus der Temperaturerhöhung ergebenden Folgen für die Wasserversorgung.

Bei der Betrachtung der Effekte einer Klimaerwärmung treten unzählige Wechselwirkungen sowie positive und negative Rückkoppelungen im Zusammenspiel der CO₂-Konzentration, Temperatur, Wasser- und Nährstoffversorgung und der Strahlungsbilanz auf. Auch das Entwicklungsstadium der Pflanzen spielt eine große Rolle. Man kann daher nicht voraussagen, in welchem Ausmaß die Biosphäre oder große Vegetationszonen am Ende eine Veränderung der Produktivität erfahren werden (Abbildung 15-13).

Abbildung 15-13: Stark vereinfachte Darstellung einiger Zusammenhänge bzw. Rückkoppelungen zwischen Treibhausgasen und ihren komplexen Auswirkungen auf die Ökosphäre.

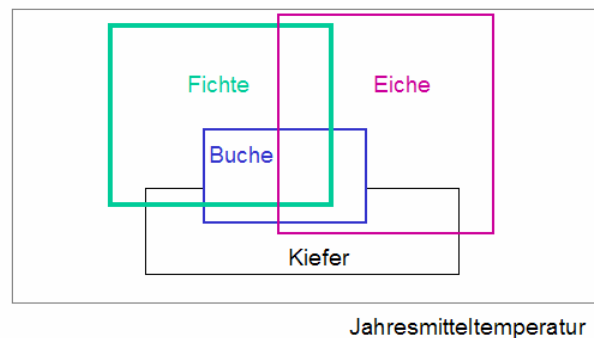
Durchgezogene Linien: positive Zusammenhänge
Strichlierte Linien: negative Zusammenhänge



Das Gedeihen von Bäumen hängt davon ab, inwieweit ihre Standortsansprüche erfüllt werden. Temperatur und Niederschlagsverhältnisse (Ordinate: Veränderung von Niederschlag minus Verdunstung) sind dabei wesentliche Standortsfaktoren. Abbildung 15-14 zeigt schematisch, dass bestimmte Baumarten unter veränderten Temperatur- und Niederschlagsbedingungen schlechtere Lebensbedingungen vorfinden können, etwa die Fichte bei einer Erhöhung der Temperatur. Bei einem Klimawechsel wird es langfristig zu einer Verschiebung der Baumartenzusammensetzung kommen.

Abbildung 15-14: Schematisches Ökogramm von Fichte, Eiche, Buche und Kiefer.

Niederschlag-Verdunstung



Prognostizierte Klimaerwärmung und Folgen

- Die mittlere globale Erwärmung an der Erdoberfläche für den Zeitraum 2090-2099 gegenüber 1980-1999 wird je nach Szenario zwischen etwa 1,1 und 6,4 °C liegen. Eine Verdoppelung der CO₂-Konzentration wird zu einer Erhöhung um 1,5 °C führen.
Die Tage und Nächte werden wärmer und kalte Tage seltener; heiße Tage und Nächte werden noch wärmer und häufiger. Hitzewellen nehmen zu.
- Das Schmelzen des Meereises und der Himalaya-Gletscher (3 Mio. Hektar; ihr Abschmelzen führt langfristig zu einer Gefährdung der Versorgung von mehreren 100 Mio. Menschen) und Abnahme der Albedo (Rückstrahlung) in der Arktis.

Das Schmelzen des Grönländischen Eisschildes leistet einen Beitrag zum Anstieg des Meeresspiegels. Als positiver Effekt könnte eine bessere Zugänglichkeit zu Ressourcen (Öl, Diamanten, Mineralien) angesehen werden.

- Der Meeresspiegel wird 2090 – 2099 gegenüber dem Zeitraum 1980 - 1999 je nach Szenario im globalen Mittel zwischen etwa 18 cm und 120 cm ansteigen, bei einem langfristig zu befürchteten Abschmelzen des Grönlandeises sogar bis 7 m. (Würde das gesamte Eis der Erde schmelzen, würde der Meeresspiegel um 80 m steigen.)
- Störung der ozeanischen Zirkulation im Nordatlantik, Verstärkung des El Niño-Phänomens, Störung des indischen Monsunregimes, Zunahme von Flutkatastrophen.
- Austrocknung und Kollaps des Amazonas-Regenwaldes (15 Mio. km² = mehr als 1/3 der globalen Waldfläche), Kollaps der borealen Wälder, erhöhte Anfälligkeit gegenüber Krankheiten und Parasiten bei verstärkter Trockenheit.
- Auftauen von Permafrostböden und damit Freisetzung von Methan und Kohlendioxid.

Weitere Folgen sind ein Rückgang der Nahrungsmittelproduktion, ein Aussterben von Pflanzenarten, eine Zunahme von Sturm- und Flutkatastrophen, eine Verknappung von Süßwasserreserven und umweltbedingte Migration sowie Verteilungskonflikte. Die Hauptbetroffenen werden nicht die Hauptverursacher sein.

(Mögliche) Folgen einer Klimaerwärmung für Europa

Temperatur

- Abnahme der Anzahl von Frosttagen.
- Zunahme der heißen Tage und der „Tropennächte“ (Temperaturen über 20 °C).
- längere Vegetationsperioden, längere Trockenperioden.
- geringere Niederschläge im Sommer.
- Zunahmen von Wetterextremen (häufigere Starkniederschläge und Stürme). Standorte mit geringer Wasserverfügbarkeit sind besonders gefährdet.

Niederschläge

- Stärkere Regenfälle in Nordeuropa; zusätzliche Regenfälle im Winter.
- häufigere Trockenperioden im Mittelmeerraum.
- abnehmende Niederschläge im Sommer und damit eine zunehmende Wasserknappheit.

Wald

- Höhere Ertragspotenziale durch längere Vegetationsperioden.
- Höhere Risiken und geringere Ertragsfähigkeit durch Wasserknappheit im Sommer.
- Erhöhung des Stresses durch Schädlingsbefall (Immigration wärmeliebender Arten, Zunahme der Generationszyklen, geringere Mortalität während milderer Winter).
- Erhöhte Brand- und Windwurfgefahr.
- Verschiebung der Vegetationszonen und Vordringen von Baumarten in polwärts (pro °C 200 m) und in größere Seehöhen.
Zum Beispiel könnte die Kiefer von 900 m auf 1400 m ansteigen; eichenreiche Mischwälder könnten auf ca. 1000 m angehoben werden. +2°C bewirkt eine Verschiebung der Höhenstufen um 300-400 m nach oben.
- Rückgang der Fichte in sekundären Fichtengebieten (außerhalb der natürlichen Verbreitung).

Waldökosysteme in Grenzlagen, Systeme mit eingeschränkter Diversität, stark spezialisierte Arten, montane und alpine Arten sowie Küsten- und Uferwaldsysteme sind am stärksten betroffen. Ein Rückgang potenzieller Waldgesellschaften steht bevor, wenn vertikale Ausbreitungsmöglichkeiten fehlen.

Rückkoppelungseffekte

Die Auswirkungen von Klimaänderungen sind wegen der möglichen positiven und negativen Rückkoppelungseffekte insgesamt schwer abschätzbar (Tabelle 15-5).

Tabelle 15-5a: Rückkopplungseffekte einer Temperaturerhöhung: Die positive Rückkopplung überwiegt

Allgemeine positive Rückkopplungseffekte durch erhöhte Temperatur (zusätzliches Anheizen)	Allgemeine negative Rückkopplungseffekte durch erhöhte Temperatur (Abkühlung)
Erhöhung der Aktivität der Bodenmikroorganismen → Zunahme der CO ₂ - und N ₂ O-Bildung.	Erhöhte CO ₂ -Gehalte der Luft können für die Vegetation förderlich sein.
Auftauen von Permafrostböden → Zunahme der CO ₂ - und N ₂ O-Bildung.	
Erwärmung der Ozeane → verringerte Absorptionsfähigkeit für CO ₂ . Eine Verlangsamung der Ozeanzirkulation verringert die biologische Produktivität, da Nährstoffe in geringerem Maße an die Oberfläche transportiert werden → Verringerung der CO ₂ -Absorption.	Die Ansäuerung der Ozean-Oberflächen durch CO ₂ führt zu einer Verringerung der Kalkproduktion z. B. durch Korallen. Beim Wachstum derselben wird Kalk aus Hydrogencarbonat und Ca gebildet und das dabei entstandene CO ₂ an das Meerwasser abgegeben; die Verkalkung reduziert sodann die Aufnahmekapazität der Ozeane für CO ₂ . Ein Rückgang der Korallenpopulation und mit ihm der Kalkeinlagerung würde die CO ₂ -Aufnahmekapazität der Ozeane geringfügig steigern.
CO ₂ kann als Kalk in tiefere Meeresschichten transportiert werden, das an abgestorbene Meerestiere angelagert wird. Dieser „Pumpeneffekt“ für CO ₂ macht eine höhere CO ₂ -Absorption an der Oberfläche möglich. Eine Versauerung der Meeresoberfläche hemmt diesen Prozess.	Die Gesteinsverwitterung wird durch höhere Temperaturen und verstärkten Niederschlag gefördert. Das CO ₂ der Luft bildet Kohlensäure und unterstützt den Verwitterungsprozess. Gesteigerte Verwitterung unterstützt somit die Entfernung von CO ₂ aus der Atmosphäre.
Vermehrte Bildung von Wasserdampf.	Vermehrte Bildung von Wolken.
Vermehrte Ozonbildung.	
Schmelzen von Eisoberflächen → vermehrte Rückstrahlung (Albedo).	

Tabelle 15-5b: Rückkopplungseffekte im Zusammenhang mit Wäldern.

Positive Rückkopplungseffekte	Negative Rückkopplungseffekte
Zuwachseinbußen durch Wetterextreme und ihre Folgen (Trockenschäden, Windwurf, Waldbrände, Veratmung von Bodenkohlenstoff im Zuge einer Bodenerwärmung sowie Lachgasemissionen und eine verminderte Methansenkenstärke aufgrund hoher Stickstoffeinträge.	Mögliche Waldzuwächse an der Baumgrenze, wachstumssteigernde Effekte durch „CO ₂ -Düngung“ und vermehrte Stickstoffeinträge.
Änderungen der Waldfläche (sie haben eine geringe Rückstrahlung, → Anheizen).	
Änderungen der Eisfläche (hohe Rückstrahlung → Abkühlung) wirken sich auf die Temperaturverhältnisse und den Wasserkreislauf aus.	
Waldbrände → vermehrte Bildung von CO ₂ , N ₂ O, CH ₄ .	Waldbrände → vermehrte Bildung von Aerosolen.

15.6. Die Rolle des Waldes beim Klimaschutz - Globale Aspekte und Konsequenzen

Wald als größter Biomassespeicher

- Die globale Waldfläche beträgt 3,5 Mrd. Hektar entsprechend einem Bewaldungsanteil von 31,3 %. 99,8 % der Biomasse stehen auf dem Festland, 80-90 % davon entfallen auf Wälder, der Rest auf Gras- und Strauchvegetation und nur 0,8 % auf die landwirtschaftlichen Kulturen. In den Ozeanen befinden sich nur 0,2 % der globalen Biomasse.
- Wälder sind nach den Ozeanen mit 1200 - 1400 Pg C (Pg = Mrd. Tonnen) der größte C-Speicher. Die jährliche Nettoaufnahme der Wälder von Kohlenstoff wird mit 60 Pg CO₂-C p. a. angegeben. Die theoretischen globalen C-Einbindungspotenziale durch Wälder betragen 2,6 ± 1,1 Pg C pro Jahr.
- Der Waldboden speichert mehr als die oberirdische Biomasse. In den gemäßigten Zonen wird etwa zweimal soviel, in borealen Wäldern bis über fünfmal soviel wie in der pflanzlichen Biomasse gespeichert.

Wald als Kohlenstoffsенke

- CO₂-Senken sind neben der Atmosphäre, den Ozeanen die tropische Vegetation (1,9 ± 1,2 Pg C p. a.) und die Vegetation der gemäßigten und borealen Zone, vor allem Wälder (1,3 ± 0,9 Pg C p. a.).
- Biota können die Emissionen von fossilen Brennstoffen nicht ausgleichen. Wälder als Kohlenstoffsенke sind global gesehen noch nicht ausgeschöpft, sie sind jedoch über ihre Bestandesentwicklung CO₂-neutral und können das Klima langfristig nicht retten.
- Die Wälder auf der Nordhemisphäre (gemäßigte Wälder Europas, Nordamerikas, Asiens) sind derzeit eine C-Senke. Ab 2050 wird der Wald global wahrscheinlich eine C-Quelle sein.

Der Wald ist dann eine Senke für Treibhausgase (CO₂-Fixierung, mikrobielle Methanoxidation), wenn die CO₂-Aufnahme größer ist als die bei der Atmung produzierten CO₂- und VOC-Menge. Tagsüber und im Sommer sind Waldbestände grundsätzlich eine Senke, nachts und im Winter eine Quelle für CO₂. Temperatur und Stickstoffeinträge haben einen großen Einfluss auf die Senkenfunktion des Waldes in Europa.

In einem Fichtenbestand werden 30 % des assimilierten C durch die Nadeln und 20 % vom Stamm veratmet. Die Bodenatmung beträgt rund 50 % des C-Gewinnes (davon entfallen 50 % auf die Wurzelatmung und 50 % auf die mikrobielle Atmung).

Wald als Kohlenstoffquelle

- Global werden rund 17 Mio. ha p. a. gerodet und 2,6 Mio. ha p. a. aufgeforstet. Durch Landnutzung werden jährlich 1-2 Pg C freigesetzt. Die Wälder auf der Südhalbkugel sind wegen der Entwaldungen eine C-Quelle. Ab 2050 wird der Wald global wahrscheinlich eine C-Quelle sein.
- Der Forstsektor produzierte 2004 global 17 % der Treibhausgase.
Zwischen 1855 und 1920 waren alle Wälder der Erde eine Netto-Kohlenstoffquelle. Das tropische Amerika und Südasien sind bis heute besonders starke Kohlenstoffquellen: Im Zuge der Entwaldung entstehen jährlich 6 Pg CO₂-Äquivalente, 3,3 Pg werden durch Aufforstung gebunden. 2000 – 2005 wurde eine Fläche, die jener von Irland entspricht, entwaldet.

Wirkungen des Klimawandels auf den Wald

- Der Wald kann sich nur langsam an Klimaänderungen anpassen. Er kann das Klima nicht regulieren; die mitteleuropäische Forstwirtschaft spielt nur eine Nebenrolle.
- Klimaänderungen auf der südlichen Halbkugel beeinflussen die globalen Nährstoff- bzw. Kohlenstoffkreisläufe in borealen und kühl temperierten Waldökosystemen stark.
- Die Primärproduktivität nimmt mit der Diversität der Pflanzenspezies zu. Ein Verlust von 50 % Pflanzenspezies entspricht einem Produktivitätsverlust von 20 %.

- Global gesehen ist in der Holzproduktion bei einer Klimaänderung kurz- bis mittelfristig ein mäßiger Anstieg der wirtschaftlichen Ertragsfähigkeit zu erwarten.
- Eine Erhöhung des Stresses durch Schädlingsbefall durch die Zunahme der Generationszyklen der Borkenkäfer und Fichtenblattwespe sowie milde Winter vermindern die Mortalität temperaturempfindlicher Insektenstadien, was einen Anstieg von Insektenkalamitäten zur Folge hat. Erhöhte Luftfeuchte fördert Pilzerkrankungen.

15.7. Perspektiven

Das Klimasystem ist extrem komplex und reagiert nur sehr langsam auf Emissionsminderungen von Treibhausgasen. Eine erste Minderung einer Temperaturerhöhung ist frühestens 20 Jahre nach einschneidenden Maßnahmen zu erwarten.

- Drastische Klimaänderungen könnten verhindert werden, wenn es gelingt, den Temperaturanstieg um 2 °C gegenüber der vorindustriellen Zeit zu begrenzen (das entspräche einem weiteren Anstieg von 1,2 °C). Dazu müsste die CO₂-Äquivalentkonzentration auf 400 ppm stabilisiert werden. Das bedeutet, dass die aktuellen Treibhausgas-Emissionen global um 60 % reduziert werden müssen.
- Die im Kyoto-Protokoll für die erste Vertragsperiode vereinbarten Reduktionen sind zu gering, um einen spürbaren Einfluss auf den Klimawandel zu haben.
- Trotz der bestehenden Unsicherheiten müssen jetzt Maßnahmen zum Schutz des Klimas getroffen werden. Durch Emissionsminderungen kann das Tempo des Klimawandels gebremst und die Wahrscheinlichkeit des Eintretens von abrupten Änderungen gemindert werden. Weiters sind Anpassungsmaßnahmen notwendig.
- Peak Oil, das Ende des billigen Öls, wird das Klimaproblem nicht lösen.

Möglichkeiten und Grenzen der Forstwirtschaft im Klimaschutz

Ein hohes CO₂-Reduktionspotenzial wird in der Erhaltung und in der Aufforstung der Wälder und in naturnaher Landwirtschaft gesehen. Die Waldbehandlung hat einen moderaten Einfluss auf das Klimageschehen. Folgende Vorgehensweisen wirken förderlich:

- Reduzierte Entwaldung und Neuaufforstungen - auch solche mit besser wärme-angepassten Baumarten.
- Forcierung der Naturverjüngung.
- Einrichtung eines Netzes von Naturwaldreservaten und Förderung eines größtmöglichen Strukturreichtums.
- Umwandlung standortswidriger Sekundärforste.
- Reichliche Strukturierung der Bestände.
- Herstellung eines möglichst hohen natürlichen Artenreichtums, Förderung von Pionierbaumarten.
- Weiterentwicklung von Baumarten zur Steigerung der Biomasseproduktivität und CO₂-Aufnahme.
- Erhöhung der Anpassungsfähigkeit der bestehenden und künftigen Waldbestände, Schaffung und langfristige Erhaltung (Erhöhung) einer genetischen Diversität (Variation) der Waldbaumpopulationen durch ausreichende Bestandesbeerntungen, Saatgutmischung mehrerer Erntejahre und Herkunftstransfer.

Anpassungsfähigkeit = Vermögen einer Population, sich an Umweltveränderungen durch Änderung ihrer Genhäufigkeiten dauernd anzupassen

Die Rolle des österreichischen Waldes

- Die Waldfläche (derzeit 3,893 Mio. Hektar) und der Holzvorrat in Österreich nehmen zu. Der C-Vorrat ist aus Tabelle 15-7 zu ersehen.

Tabelle 15-7: C-Vorrat in Österreichs Wald (Gg C; 1990; Weiss et al. 2000).

Waldbiomasse (ober- und unterirdisch)	Waldboden (Auflagehumus und Mineralboden 0 - 50 cm)	Summe Biomasse und Waldboden
320 ± 42	463 ± 185	783 ± 190

- Der österreichische Wald war 1961 - 1996 eine Netto-C-Senke (er nahm im Zuge der Photosynthese mehr CO₂-C auf als er bei der Atmung abgab; die mittlere jährliche Netto-C-Bindung betrug 2,527 Tg C (9,267 Tg CO₂). In diesem Zeitraum entspricht die Netto-C-Bindung etwa 14 % der gesamten österreichischen Brutto-CO₂-Äquivalentemissionen der Treibhausgase CO₂, CH₄ und N₂O.
- Zur Kompensation der in Österreich frei werdenden CO₂-Mengen müssten jährlich 1600 km² (ca. 1/3 der Fläche von Vorarlberg) mit reifem Wald besetzt werden. Insgesamt dürften jedoch nur 5000 ha zur Verfügung stehen.

Einem Nutzholzeinschlag von 12 Mio. fm (2,3 Tg C; 1 fm = 1 Festmeter = 1 Kubikmeter) entsprechen 1/7 des jährlichen Energiebedarfes (Stand 1992). Der Nutzholzeinschlag nimmt zu, 2006 betrug er 19,130.000 fm.

Resümee: Eine erhöhte atmosphärische CO₂-Konzentration kann zumindest vorübergehend die Kohlenstoffassimilation und das Wachstum von Waldbäumen bei guter Nährstoffversorgung erhöhen, den C-Gehalt des Bodens manchmal leicht steigern und verschiedene Baumarten unterschiedlich beeinflussen und somit die Konkurrenzverhältnisse in Ökosystemen verändern (möglicher Biodiversitätseffekt). Die Eigenschaften des Bodens bestimmen die Reaktionen entscheidend mit. Ein Zuwachs an Biomasse ist aber nicht gleichbedeutend mit einer langfristig verstärkten Festlegung in der Biomasse; schnelleres Wachstum kann mit kürzeren Verweilzeiten des C in der Biomasse verknüpft sein. Ein erhöhtes CO₂-Angebot - gegensätzlich zu erhöhtem Stickstoffeintrag - führt in Blättern von Buche und Fichte u. a. zu mehr Kohlenhydraten, weniger Proteinen, weniger Verdunstung, mehr N-Festlegung im Boden und mehr Mykorrhiza. Starke CO₂-Senken sind die gemäßigten Wälder Nordamerikas und Europas und Asiens, boreale Wälder sind schwache Senken.

Literatur: Bresinsky et al. (2008), DeKok und Stulen (1998), Geburek et al. (1994), Guderian (2001), Hock und Elstner 1995, Hyvönen et al. (2007), IPCC (2007), Kromp-Kolb und Formayer (2005), Larcher (2001), Mann und Kump (2008), Möller (2003), Müller et al. (2007), Österreichische Akademie der Wissenschaften (1992), Österreichischer Forstverein (1997), Schulze (2006), Verband Weihenstephaner Forstingenieure (1994), Weiss et al. (2000).

16. Metalle und Stäube – Nährstoffe und Schadstoffe

Unter den umwelttoxikologisch relevanten Metallen gibt es essentielle und nicht essentielle Elemente. Essentielle Metalle können Mikro- oder Makronährelemente sein. Als Stäube bzw. Aerosole wirken sie chemisch und physikalisch auf die Vegetation. Sie haben eine Tendenz zur Anreicherung in verschiedenen Kompartimenten der Ökosphäre. Überhöhte Dosen führen dort zu vielfältigen negativen Wirkungen.

16.1. Allgemeines

16.1.1. Mikro- und Makronährelemente

Makronährelemente: Kalium (K), Calcium (Ca) und Magnesium (Mg) sind metallische Makronährstoffe. Ihre Gehalte in Fichtennadeln liegen zwischen 0,1 und 0,4 %. Die nichtmetallischen Elemente Phosphor und Schwefel kommen in Blattorganen ebenfalls in relativ hohen Konzentrationen vor (rund 0,1 %), Stickstoff hingegen in deutlich höheren Konzentrationen (ca. 1,5 %).

Mikronährelemente kommen in Pflanzen in Konzentrationen bis 0,1 % (1000 ppm), Makronährelemente in Konzentrationen von etwa 0,1 % bis etwa 2 % vor (Tabelle 16-1).

Viele metallische Spurennährstoffe wirken bereits in geringen Konzentrationen als Nährelemente. Wichtige Mikronährelemente und ihre Hauptfunktionen sind:

- Eisen (Fe): Enzymbestandteil (Cytochrome, Ferredoxin, Katalase, Peroxidase, Nitratreduktase)
- Mangan (Mn): Cofaktor von Enzymen (Pyruvatcarboxylase)
- Zink (Zn): Enzymbestandteil (Carbonatdehydrogenase, Alkoholdehydrogenase)
- Kupfer (Cu): Enzymbestandteil (Cytochromoxidase, Phenoloxidasen)
- Molybdän (Mo): Enzymbestandteil (Nitratreduktase)

Metalle sind oft Kofaktoren für Enzyme, etwa Mn für die Mn-Superoxiddismutase, Mn-Peroxidase und Pyruvatcarboxylase.

Elemente ohne biologische Funktion sind z. B. die Schwermetalle Blei (Pb), Cadmium (Cd), Nickel (Ni), Quecksilber (Hg), das Halbmetall Arsen (As) und das Leichtmetall Aluminium (Al).

Makro- und Mikronährelemente beeinflussen je nach Dosierung den Pflanzenertrag (Abbildung 16-1).

Hinsichtlich der Beweglichkeit im Phloem unterscheiden sich die mineralischen Elemente wie folgt:

Beweglich: K, Cs, Na, Mg, P, S, Cl

Mäßig beweglich: Fe, Mn, Zn, Cu, Mo, Co

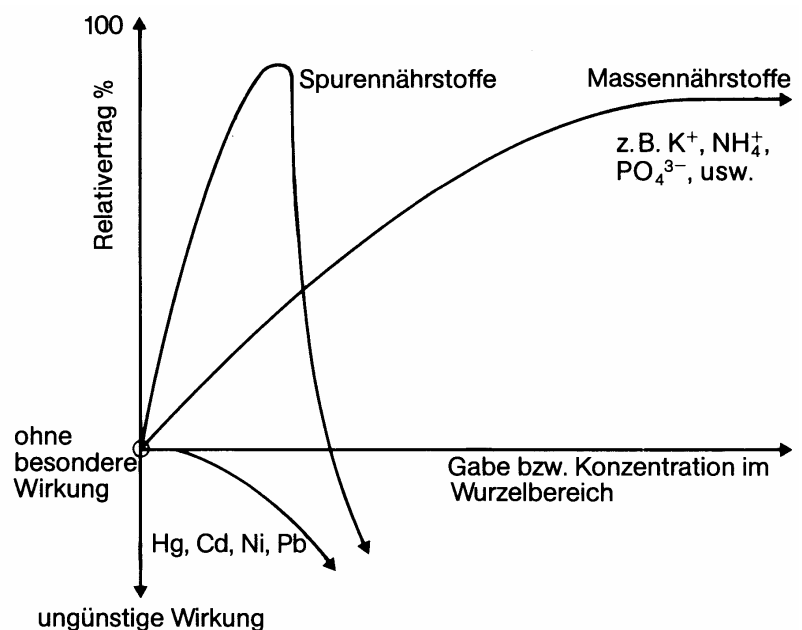
Unbeweglich: Li, Ca, Sr, Ba, B, Pb, Ag

Tabelle 16-1: Richtwerte für Gehalte (% in der Trockensubstanz) von essentiellen Elementen und Metallen bei Gefäßpflanzen (Raven et al. 2000) und Fichtennadeln.

Element	Gefäßpflanzen	Fichtennadeln
O, H	je 45	
C	6	
Makronährstoffe		
N	1,5	
K	1,0	0,4
Ca	0,5	0,4
S	0,2	
P	0,1	
Mg	0,1	0,1

Element	Gefäßpflanzen	Fichtennadeln
Mikronährstoffe		
Fe, Cl	0,01	
Mn	0,005	
B	0,002	
Zn	0,002	0,002
Cu		0,001
Co	0,0006	
Mo	0,00001	
Nicht essentielle Elemente		
Pb		bis > 0,003
Cd		bis > 0,00008

Abbildung 16-1: Wirkung von Nährstoffen (Hock und Elstner 1995).



16.1.2. Quellen und Senken von Metallen und Stäuben

Leichtmetalle K, Ca, Mg

Anthropogene Quellen sind Kalisalzwerke, Zementwerke, Magnesitwerke, Kraftwerke (Flugasche) und Verbrennungen. Eine natürliche Quelle ist z. B. der Bodenabrieb.

Schwermetalle (Metalle mit einer Dichte über 5 g cm⁻³)

Anthropogene Quellen sind Metallhütten (Flugstaub), der KFZ-Verkehr (Pb, Cd, Ni), Müll und Klärschlamm (Cd, Zn, Fe, Cu, Cr, Ni, Hg), Düngemittel sowie Verbrennungen fossiler Brennstoffe.

Natürliche Quellen sind Vulkane (Abbildung 16-2), Bodenabrieb und Waldbrände. Metalle werden im Boden durch Verwitterung freigesetzt („lithogene“ Schwermetalle) und durch biogene Prozesse (Streu, Aufnahme, Mineralisierung) in der Umwelt umverteilt.

Metalle werden in Form von Aerosolen verfrachtet; mengenmäßig von nachrangiger Bedeutung sind gasförmige Verbindungen wie z. B. bestimmte Carbonyle und Alkyle von Hg, Ni und Pb.

Box 16-1 fasst die wichtigsten anthropogenen Quellen sowie die physikalischen und chemischen Wirkungen von Stäuben und Aerosolen zusammen.

Senken für Schwermetalle sind Böden, Wasseroberflächen und die Vegetationsdecke. Dort werden Schwermetalle durch trockene, nasse und okkulte Deposition abgesetzt.

Abbildung 16-2: Ausbruch des Mt. St. Helens.

Vulkane sind eine natürliche Quelle von Luftschadstoffen – auch von Schwermetallen.

Beim Ausbruch des Mt. St. Helens (Washington) im Jahre 1980 wurden insgesamt 450 Tg (60.000 km^3 , $\frac{2}{3}$ des Berges) abgesprengt. Die frei gewordene Energie entsprach 27.000 Hiroshima-Atombomben. Im Umkreis von 30 km wurden alle Bäume vernichtet.



Box 16-1: Quellen und allgemeine Wirkungen von Stäuben und Aerosolen.

Art	Zusammensetzung der Stäube	Verwendung der Ausgangsmaterialien
Magnesit	Magnesiumcarbonat	Feuerfeste Auskleidungen
Zement	Kieselsäure-, kalk- und aluminiumhaltige Mineralien	Gebäudebau
Fluorhaltige Stäube	F-Mineralien	Al- und Glasindustrie
Flugasche	Arsen, Mikronährelemente, Ca, Mg, Silikat, Al, Fe, F	Kohlekraftwerke, Feuerungen
Chloride	Kalisalzförderung	Düngemittelherstellung
Phosphat	Verschiedene Phosphate	Phosphatdünger
Metallhüttenstäube	Metalloxide, häufig Schwermetalle	Universell

Stäube werden je nach Partikelgröße unterschiedlich weit verfrachtet

Stäube (Partikelgröße < 0,01 bis 500 µm) setzen sich je nach Partikelgröße unterschiedlich schnell und unterschiedlich weit von Emittenten ab. Während Grobstaub (Absetzstaub, z. B. Zement- oder Magnesitstaub) lediglich lokale Bedeutung hat und sich nur wenige 100 Meter ausbreitet, können Feinstäube bzw. Aerosole (luftgetragene Teilchen, Durchmesser unter 10 µm) regional und überregional verfrachtet werden. Sie werden trocken, nass oder durch okkulte Deposition bzw. durch Impaktion deponiert.

Stäube und Aerosole haben sehr unterschiedliche chemische Zusammensetzungen

- Stäube aus natürlichen Quellen haben häufig eine Partikelgröße zwischen 2 und 100 µm („Grobstaub“; z. B. Bodenabrieb, Vulkanemissionen, Meersalz, Pollen, Sporen) und sedimentieren relativ schnell.
- Stäube von anthropogene Quellen (KFZ-Abgase, Reifenabrieb) haben oft Partikelgrößen von < 2 µm („Feinstaub“) und werden als solche weit verfrachtet; der feine Anteil hat eine Verweilzeit von 3 – 7 Tagen und ist meist besser löslich als der grobe Anteil.
- Die Zusammensetzung der Stäube hängt naturgemäß von der jeweiligen Quelle ab.

Aerosole sind die Fraktion der luftgetragenen Teilchen. Sie sind meist ein heterogenes Gemisch und enthalten oft Silizium, Ca, Al und Fe, ferner Sekundärprodukte wie Ammonsulfat oder Schwefelsäure. Die Aufnahme durch das Blatt ist in beschränktem Maße möglich: Da die Stomata Öffnungsweiten zwischen etwa 5 und 30 µm haben, können Aerosole, die oft < 1 µm sind, durch diese in das Blattinnere eindringen.

Bei Stäuben und Aerosolen ist zwischen ihren physikalischen und chemischen Wirkungen auf physiologische Prozesse zu unterscheiden.

Physikalische Wirkungen

- Stäube, z. B. Magnesit, können auf Blattoberflächen verkrusten. Sie verringern so den Lichteinfall auf das Blatt und hemmen damit die Photosynthese.
- Ruß und andere Infrarot-Strahlung absorbierende Stäube erwärmen die Blattoberfläche und beeinflussen so physiologische Reaktionen.
- Ein Verkleben (Verstopfen) der Stomata durch Staubablagerungen stört den Wasserhaushalt. Aerosole mit einem entsprechend kleinen Durchmesser können Stomata passieren.

Chemische Wirkungen

Je nach ihrer Zusammensetzung können Stäube, zusammen mit dem Wasserfilm auf der Blattoberfläche, die Kutikula und das angrenzende Blattgewebe ätzen. Sie können essentielle Elemente in der Zelle bzw. in Enzymen verdrängen und diese damit unwirksam machen.

16.1.3. Aufnahme und Umsetzungen von Schwermetallen in Pflanzen

Schwermetalle werden vor allem über das Wurzelsystem aufgenommen. Entscheidend ist daher ihre Löslichkeit im Bodenwasser. Auf diese Weise werden auch nicht essentielle und giftige Schwermetalle in das Pflanzeninnere eingeschleust und dort verteilt. Allerdings werden Schwermetalle auch in den Wurzeln festgelegt. Meist genügen sehr geringe Konzentrationen im Boden bzw. Bodenwasser, um Schäden an Pflanzen zu erzeugen. Die meisten Schwermetalle sind bei niedrigeren pH-Werten besser löslich; bei den Oxy-Anionen von Mo, As und Cr ist es umgekehrt, sie lösen sich bei neutralem Boden-pH-Wert am besten.

Aufnahme über das Wurzelsystem

Die Aufnahme von Schwermetallen erfolgt prinzipiell auf drei Arten:

- Passiv durch Diffusion entlang eines Gradienten,
- durch erleichterte Diffusion (energieaufwändig) und
- aktiv gegen einen elektrochemischen Gradienten mit Hilfe eines Carriers.

Für die Bioverfügbarkeit spielt die Konzentration des jeweiligen Schwermetalls und nicht der Gesamtgehalt im Boden eine Rolle. Weiters beeinflussen der Boden-pH, die Kationenaustauschkapazität, der Humusgehalt, das Redoxpotenzial und Wurzel – Boden – Interaktionen die Aufnahme. Auch Wurzel-Exsudationen spielen eine Rolle (Kapitel 4.5).

Der Weg führt von der Wurzeloberfläche über die Rindenzellen, den Apoplast, den Symplast und das Xylem zu den oberirdischen Pflanzenteilen (Kapitel 2.2.4). Polyvalente Schwermetallkationen werden vorwiegend als Komplex mit organischen Bindungspartnern wie organischen Säuren und Cd auch als freies Ion transportiert. Die Konzentrationen nehmen meist von den Wurzeln in Richtung Spross und Samen ab.

Aufnahme- und Transferverhalten

- **Indikatorpflanzen** nehmen Schwermetalle auf und verlagern sie in die oberirdischen Teile mehr oder weniger proportional zur Konzentration im Boden.
- **Akkumulatorpflanzen** verlagern Schwermetalle in oberirdische Pflanzenteile und reichern sie an.
- **Exkluderpflanzen** nehmen über einen weiten Konzentrationsbereich im Boden nur geringe Schwermetallmengen auf.

Aufnahme über die Atmosphäre

Die Aufnahme ist auch über Blattorgane möglich, spielt aber abseits von einschlägigen Emittenten meist eine untergeordnete Rolle. Bei Pb und Hg ist hingegen der Wurzeltransfer sehr gering, sodass der Weg über die Blattorgane relativ bedeutsam wird.

Schwermetalle können an die Kutikula und an den äußeren Zellwänden der Epidermis adsorptiv gebunden werden, wo sie wenig stoffwechselaktiv sind. Auch ist ein Eindringen in das Pflanzeninnere durch Diffusion gelöster Komponenten über die Kutikula möglich. Pb wird relativ stark gebunden, Cd, Zn, und Cu können hingegen leichter in das Blattinnere eindringen. Die Aufnahme ist von der morphologischen Struktur der Blattoberfläche abhängig.

Das Plasmalemma ist der erste Angriffspunkt. Die in den Plasmamembranen lokalisierten Enzyme reagieren empfindlich, z. B. infolge der Bindung an SH- und COOH-Gruppen.

Schädigungen

Zunächst treten Schädigungen an den Wurzeln auf. Durch Schwermetalle wird das Wurzelsystem geschädigt, die Wurzeln verfärben sich braun und nehmen eine gestauchte Form an. Die Folge ist eine Beeinträchtigung der Nährstoffaufnahme und des Wasserhaushaltes (Aufnahme, Transport und Abgabe), etwa durch den Einfluss auf die Mykorrhizierung und die stomatäre Leitfähigkeit und damit auf die Transpirationsrate.

An oberirdischen Pflanzenteilen treten chlorotische Veränderungen durch Störung des Eisenstoffwechsels bzw. durch Chlorophyllmangel auf; weiters werden bräunliche Verfärbungen der Blätter bzw. Blattränder sichtbar. Schwermetallgehalte von Pflanzen sind ein Indikator für Intoxikationen (Vergiftungen).

16.1.4. Schwermetallgehalte im Boden

Richtwerte für Schwermetallgehalte im Boden sind in Tabelle 16-2 für vier Elemente beispielhaft angegeben (für jene, die in der Zweiten Verordnung gegen forstschädliche Luftverunreinigungen im Hinblick auf die Einträge berücksichtigt wurden).

Tabelle 16-2: Schwermetallgehalte im Boden (ppm), die auf eine Belastung hinweisen (Richtwerte).

	Cu	Zn	Pb	Cd
Boden, ÖNORM L1075, allgemeiner Richtwert	60	150	10	0,5
Waldboden, carbonat-unbeeinflusst	-	-	200	1,5
Waldboden, carbonat-beeinflusst	-	250	200	3
Waldboden gemäß Österreichischer Waldbodenzustandsinventur (WBZI)	50	150	100	1

16.1.5. Schädigungen durch Schwermetallen und ökotoxikologische Risiken

Direkte Wirkungen von Stäuben treten vor allem im unmittelbaren Einflussbereich von einschlägigen Betrieben bzw. Metallhütten mit veralteter Technologie auf. Die Giftwirkung beruht hauptsächlich auf der Hemmung von Enzymen und der Beeinträchtigung der Elektronentransporte, der Atmung und der Photosynthese.

- Hemmung von Enzymen durch zweiwertige Metallionen z. B. der Nitratreduktase (beteiligt an der Stickstoffassimilation, etwa durch Cu und Cd), der Glutamatdehydrogenase (durch Zn, Cd und Co) und der Rubisco (Ersatz des Mg^{++} durch Zn, Cu oder Co); Ersatz des Mn^{++} im Wasserabspaltungssystem des Photosystems II durch Zn^{++} . Die Hemmung erfolgt durch Reaktion mit SH-Gruppen in Aminosäuren bzw. Proteinen (Enzymen). Es kommt zu Enzymhemmungen, insbesondere, wenn die SH-Gruppe Bestandteil des aktiven Zentrums eines Enzyms ist:



Damit im Zusammenhang steht die Inaktivierung der Elektronentransportkette der Atmung und Photosynthese durch eine Reihe von Schwermetallen. Dadurch kommt es zu einer Beeinträchtigung des Energiestatus.

- Schädigung von Plasmamembranen in den Wurzelzellen und in der Folge Störung aktiver Ionen-transportsysteme. Folge: Hemmung der Aufnahme von Nährstoffen und damit Einschränkung des Wachstums.
- Beeinträchtigung der Stomatafunktion.
- Bildung von Sauerstoffradikalen bzw. ROS - z. B. durch die einwertigen Ionen Cu^+ , Hg^+ und Ag^+ - und infolge dessen oxidativer Stress (Kapitel 1). Die gebildeten Lipidperoxidradikale verändern die Permeabilitätseigenschaften der Membranen. Die Aktivitäten von Peroxidasen und Katalasen werden erhöht, weil sie diese Komponenten entgiften müssen.

Ökotoxikologische Risiken durch Schwermetalle

- **Boden:** Verminderte mikrobielle Biomasse und/oder Spezies-Diversität der Mikroorganismen und Pilze, Beeinflussung der mikrobiellen Aktivitäten. Verminderte Zahl, Diversität und Biomasse der Bodenfauna (Nematoden, Regenwürmer), in der Folge gehemmter Streuabbau, Störung der Nährstoffaufnahme und verschlechterte Freisetzung von Nährstoffen.
- **Landwirtschaftlich genutzte Pflanzen:** Wachstumsstörungen und Absterben der Vegetation, Ertragsverluste (Obst, Getreide) auf landwirtschaftlichen Flächen. Schäden an Zierpflanzen, Obst und Gemüse durch Verschmutzung.
- **Waldbäume:** Wurzeldepressionen, Schäden an den Mykorrhizen, Schädigung der Bodenvegetation, Zuwachsverluste. Magnesitstaub wirkt z. B. zunächst düngend, schädigt jedoch die Vegetation durch das einseitige Überangebot von Mg und durch die Alkalisierung des Bodens. Waldbäume sind, verglichen mit Kulturpflanzen, in der Regel toleranter als krautige Pflanzen, weil sie Schwermetalle besser immobilisieren können. Mykorrhizen schützen die Feinwurzeln, indem sie Schwermetalle in den Pilzhyphen okkludieren.
- **Mensch und Tier:** Anreicherung in der Nahrungskette (z. B. überhöhte Konzentrationen in Speisepilzen und Wildtieren).
- **Auswaschung in das Grundwasser.**

Für Hafer wird z. B. eine Toxizitätsreihung $\text{Hg} > \text{Pb} > \text{Cu} > \text{Cd} > \text{Ni} > \text{Zn}$ angegeben. Die Entwicklung von Schäden mit zunehmender Schwermetallbelastung der Umgebungsluft bzw. mit steigenden Gehalten in Pflanzen verdeutlicht Abbildung 16-3.

Steigende Gehalte
in der Pflanze

Kein Pflanzenwachstum
Kümmerwuchs
Sichtbare Symptome (Chlorosen, Nekrosen)
Wachstumsverringern und physiologische Prozesse sind betroffen
Gehalte erreichen Richt- bzw. Grenzwerte
Schwermetallgehalte in Pflanzen steigen über den „Normallevel“

Zunehmende Schwermetallbelastung im Boden bzw. in der Umgebungsluft

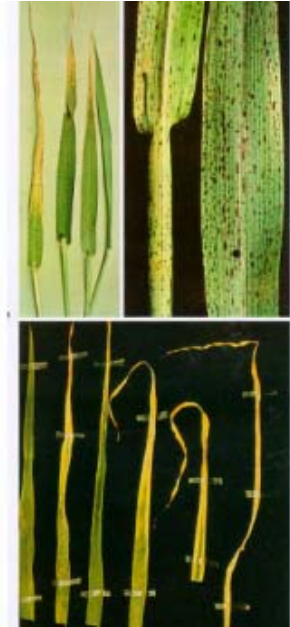
Abbildung 16-3: Schwermetallbelastung im Boden und Kategorien zur Wirkungsbewertung.

Abbildung 16-4 zeigt Beispiele für Schäden durch Mangel- und Überschuss an Blättern.

Abbildung 16-4: Blattschäden durch Mangel (links) und Überschuss (rechts) an Mangan.



Vergilbungen / Bräunungen



Flecken / Vergilbungen

Wie Beispiele aus Österreich (Arnoldstein/Ktn., Brixlegg/T.) zeigen, wirken sich Schwermetalldepositionen im unmittelbaren Einflussbereich von Schwermetall-Emittenten langfristig besonders negativ auf Waldstandorte aus. In Extremfällen kommt es zu schweren Schädigungen der Mykorrhiza (Abbildung 16-5) und zu einer Degradation der Böden.



Abbildung 16-5: Gesunde (links) und schwer geschädigte Mykorrhizen.
Mykorrhizen können auch durch Schwermetalle geschädigt werden.

Schäden können auch auftreten, wenn „nährstoffhaltige“ Stäube nach ihrer Lösung im Bodenwasser über das Wurzelsystem aufgenommen werden und in den Spross und insbesondere in die Blattorgane

transportiert werden. Durch das Abwaschen des Staubbelauges mit dem Regen kann es in extremen Fällen zu einer „Überdüngung“ der betroffenen Bestände kommen.

16.1.6. Schwermetallgehalte in Pflanzen

Für die hier beispielhaft angeführten Schwermetalle Pb, Cd, Cu und Zn, von denen die beiden ersten keine Mikronährelemente sind, werden die Gehalte in Pflanzen und die Transferfaktoren in Tabelle 16-3 gezeigt.

Tabelle 16-3: Gehalte in Pflanzen und Transferfaktoren.

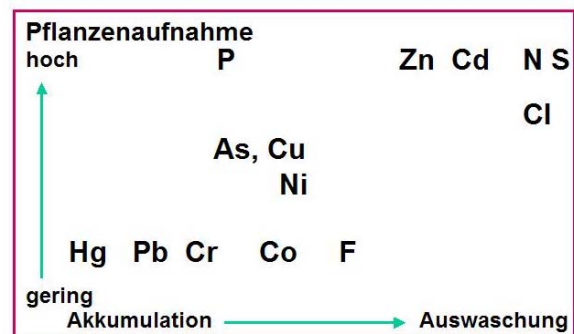
	Cu	Zn	Pb	Cd
Pflanzengehalte (ppm)	2 – 12 /20	15 - 100	0,1 - 5	0,05 – 0,2
Transferfaktor *) (dimensionslos)	0,06 – 0,5	0,5 – 2 relativ starke Aufnahme	0,003 – 0,05 geringe Aufnahme	0,5 - 2 relativ starke Aufnahme

Transferfaktor: Quotient aus dem Schwermetallgehalt der Pflanze (vegetative Teile) und dem Schwermetallgehalt des Bodens. Er liegt in der Regel zwischen 0,01 und 10 und ist elementspezifisch, hängt aber auch von der Pflanzenart ab. Hohe Transferfaktoren weisen auf hohe Mobilität hin; sie werden häufig auf gering kontaminierten Böden festgestellt.

Ein Transferfaktor von 0,003 bis 0,05 (Blei gemäß Tabelle 16-3) bedeutet zum Beispiel, dass der Bleigehalt in Pflanzen 0,3 % bis 5 % des Bleigehaltes im Boden erreicht.

Abbildung 16-6 zeigt das unterschiedliche Verhalten von Schwermetallen hinsichtlich der Aufnahme durch Pflanzen und Akkumulation bzw. Auswaschung.

Abbildung 16-6: Unterschiedliches Verhalten von Schwermetallen u. a. Elementen hinsichtlich der Aufnahme durch Pflanzen und der Akkumulation bzw. Auswaschung.



16.1.7. Metallkonzentrationen in der Luft, Einträge und Gehalte in Blattorganen

Konzentrationen und Einträge: Gehalte der Schwermetalle Pb, Cd, Cu und Zn in der Luft und in Depositionen sowie die Grenzwerte der Zweiten Verordnung gegen forstschädliche Luftverunreinigungen sind in Tabelle 16-4 wiedergegeben.

Tabelle 16-4: Gehalte in der Luft und Einträge (Werte für die DBR aus Kuntze et al. 1994) sowie Grenzwerte.

	Ca	Mg	Cu	Zn	Pb	Cd
	Konzentrationen ($\mu\text{g m}^{-3}$)					
Stadt			500	2000	4000	50
Ländlich			60	250	200	4
Hintergrund			10	10	60	1
	Einträge ($\text{g ha}^{-1} \text{a}^{-1}$)					
Stadt			1460	2190	25.500	110
Ländlich	5.000 – 15.000	1.000 – 5.000	292	2920	365	26
Hintergrund			18	110	37	3
Zulässige Einträge gemäß Zweiter Verordnung gegen forstschädliche Luftverunreinigungen			2.500	10.000	2.500	50
Gesetzlich zulässige Immissionen gemäß Düngemittel-Verordnung (DBR)	-	-	200	750	200	4
Gesetzlich zulässige Immissionen gemäß Technische Anleitung Luft (DBR)	-	-	-	-	913	18
Gesetzlich zulässige Immissionen gemäß Klärschlamm-Verordnung (DBR)			1360	4250 (3400 für saure Böden)	1530	17 (8,5 für saure Böden)

*) Originaleinheiten umgerechnet auf die Jahreseinträge der Elemente

Die Grenzwerte der Zweiten Verordnung gegen forstschädliche Luftverunreinigungen können durch Staubdepositionen im Nahbereich von Emittenten überschritten werden (die Überprüfung wird mit Bergerhoff-Bechern, das sind im Prinzip Weck-Gläser, durchgeführt, die jeweils einen Monat exponiert werden). Die Einträge durch nasse Depositionen (Regen, Schnee) liegen jedoch in der Regel weit unter diesen Grenzwerten.

16.1.8. Entgiftung von Schwermetallen

Schwermetalltolerante Pflanzen können hohe Konzentrationen im Boden und in der Pflanze verkräften. Die beiden grundsätzlichen Wege sind dabei – wie bei anderen Schadstoffen auch – die Vermeidung und die Entgiftung (Kapitel 3).

Die Schwermetalltoleranz ist genotypisch verankert und adaptiv modifizierbar. Chemoökotypen weisen charakteristische Isoenzymmuster auf und steigern elementspezifisch die Toleranz des Protoplasmas gegen erhöhte Schwermetallkonzentrationen im Gewebe. Die Kenntnis der genetischen und physiologischen Grundlagen der Schwermetalltoleranz ist die Voraussetzung für eine planvolle Artenwahl und Sortenzüchtung für die Begrünung und Rekultivierung stark kontaminierter Flächen (Abraumhalden, Deponien) und für das Auffinden geeigneter Schadstoffzeiger.

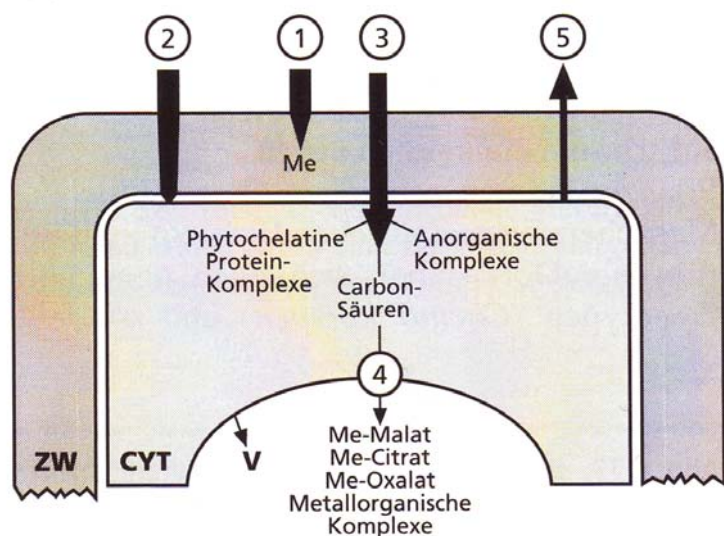
Abwehrmechanismen (Abbildung 16-7):

1. Immobilisierung in den Zellwänden: Dadurch wird der Kontakt mit den Protoplasten und der Weitertransport über den Apoplasten unterbunden.
2. Erschwerte Permeation durch die Plasma-Grenzschichten.
3. Chelatbildung im Cytoplasma an S-haltige Polypeptide (Glutathion und Glutathionderivate), an SH-reiche Proteine und an induzierte Stressproteine, die vor Metalltoxizität schützen.
4. Abtransport in Kompartimente fern vom Stoffwechselgeschehen: Kompartimentierung in der Vakuole unter Komplexbildung an anorganische und organische Säuren, Phenolderivate und Glykoside.
5. Aktiver Rücktransport

Eine weitere Form der „Entgiftung“ ist die Absonderung der Blattorgane durch den Streufall.

Abbildung 16-7:
Abwehrmechanismen der
Pflanzenzelle gegen
Schwermetalle (Larcher 2001).

CYT: Cytoplasma
 V: Zellvakuole
 ZW: Zellwand

**Entgiftung verbraucht Energie**

Die Entgiftung von Schwermetallen verbraucht – wie andere Entgiftungsreaktionen auch - Energie für den Weitertransport, für die Neubildung apoplastischer Bindungsstellen sowie für die Synthese von schwermetallbindenden Metaboliten. Die Folge ist, dass die Produktionsleistung reduziert wird.

16.2. Kalium, Calcium und Magnesium – im Überschuss alkalisieren sie den Boden**16.2.1. Quellen**

Das Alkalimetall K und die beiden Erdalkalimetalle Ca und Mg werden als Stäube von Kalisalz-, Kalk- und Zement bzw. Magnesitwerken emittiert. Gleichzeitig sind diese Industrien auch SO₂-Emittenten. Natürliche Quelle ist der Bodenabrieb.

16.2.2. Funktionen in der Pflanze und Mangelscheinungen**Kalium (K)**

Bedeutung: K dient der Regulation der Quellung in den Zellen bzw. der osmotischen Ionenbalance und damit auch dem Öffnen und Schließen der Stomata. K hat auch elektrochemische Wirkungen im Zusammenhang mit dem Membranpotenzial und aktiviert zahlreiche Enzyme. Es ist gut verlagerbar und spielt bei der Photosynthese bzw. beim Elektronentransport eine Rolle. Aus den Blättern wird es besonders leicht ausgewaschen. Synergisten sind Ammonium und Natrium, Antagonist ist Ca.

Mangelscheinungen: Nadelverfärbung und Triebspitzenschäden (Dürre) äußern sich als blassgelbe bis violettbraune Verfärbungen, die von den Nadelspitzen ausgehen und die vorwiegend an älteren Nadeln auftreten, welche vorzeitig abfallen. Baumkronen können innen verlichtet. Weitere Symptome sind gesprenkelte und chlorotische Blätter mit kleinen nekrotischen Flecken an den Spitzen und Rändern sowie schwache sich verjüngende Stengel.

Calcium (Ca)

Bedeutung: Ca ist an der Regulation der Quellung und der Stomataöffnung beteiligt. Es aktiviert Enzyme (Amylasen, Ca^{++} -ATPase), stabilisiert Chloroplasten und regelt das Streckungswachstum. Als Zellwandkomponente ist Ca für die Regulierung der Membranpermeabilität wichtig. Antagonisten sind K und Mg.

Mangelscheinungen sind auf sehr sauren Böden möglich. Die Spitzen der Sprosse und Wurzeln sterben ab, junge Blätter werden zunächst hakenförmig, werden spitzendürr und sterben dann an den Spitzen und Rändern ab, sodass sie wie ausgeschnitten aussehen. Bei Nadelhölzern sterben junge Triebe ab, Kiefern zeigen Spitzenchlorosen.

Magnesium (Mg)

Bedeutung: Mg ist an der Regulation der Quellung, am Betriebsstoffwechsel bzw. der Photosynthese (Chlorophyllbestandteil!) und am Phosphattransfer (Cofaktor bei der CO_2 -Fixierung) beteiligt. Synergisten sind Mn und Zn, Antagonist ist Ca.

Mangelscheinungen: Blätter werden gefleckt und chlorotisch, sie können auch rötlich werden, manchmal treten nekrotische Flecken auf. Die Blattspitzen und Ränder sind fallweise nach oben gebogen, meist sind ältere Blätter betroffen. Auch Kümmerwuchs ist möglich. An Fichten sind Chlorosen der zwei- und mehrjährigen Nadeln typisch, während der jüngste Nadeljahrgang grün bleibt; dies kommt zustande, weil der Baum das gut verlagerbare Mg in den jüngsten und somit photosynthetisch aktivsten Nadeljahrgang „pumpt“.

Nährelementquotienten (Hauptnährelemente): Nicht nur die Absolutgehalte der Makronährstoffe, sondern auch ihre Relationen zueinander sind entscheidend: So soll in Fichtennadeln 7-10 x soviel N wie P, 8-14 x soviel N wie Mg und 14 x soviel Schwefel wie Stickstoff vorhanden sein.

Schädigungen durch K-, Ca- und Mg-Überschuss: Überhöhte Staubeinträge im Nahbereich einschlägiger Emittenten sind ein einseitiges Nährstoffangebot, das zu Nährstoffimbilanzen führt. Alkalische Stäube erhöhen den Boden-pH-Wert. Abbildung 16-8 zeigt massive Waldschäden im Nahbereich eines Magnesitwerkes, Abbildung 16-9 den Erfolg emissionsmindernder Maßnahmen im Nahbereich eines Magnesitwerkes.

Grenzwerte für Ca- und Mg-Einträge sind im Anhang angeführt.

Abbildung 16-8: „Rauchschadensgebiet“ Breitenau (Stmk.).

Der durch das Magnesitwerk schwer geschädigte Prallhang musste bereits abgeholzt werden.



Abbildung 16-9: „Rauchschadensgebiet“ Hochfilzen (Tirol).

Die geschädigten Fichtenbestände im Einflussbereich des Magnesitwerkes Hochfilzen/Tirol (links) konnten nach emissionsmindernden Maßnahmen weitgehend saniert werden (rechts).

16.3. Kupfer – ein oft pflanzentoxisches Mikronährelement

Quellen

Kupfer (Cu) wird bereits seit 10.000 Jahren verwendet. Quellen sind heute Metallhütten, der KFZ-Verkehr und die Verbrennung von Kohle. In Klärschlämmen sind etwa 1200 ppm enthalten, Cu kommt auch in Düngern vor.

Die **Konzentrationen im Boden** liegen zwischen 5 und 50 ppm (60 ppm in Waldböden sind bereits kritisch für Mikroorganismen) und in Pflanzen zwischen 2 und 20 ppm (mittelhoher Transferfaktor). Cu-Mangel führt an Blättern zu Spitzendürre, Welketracht und Fleckenchlorosen junger Blätter. An Nadeln tritt Spitzenbräune auf. Erhöhte Konzentrationen im Boden führen zu einer Anreicherung in Pflanzen (Korn, Knolle, Blatt).

Critical Loads liegen bei 2,7 bzw. 12,5 g Cu ha⁻¹ a⁻¹ (Näheres siehe Anhang).

Physiologische Bedeutung

Cu ist essentiell und Bestandteil der Cytochromoxidase (ein Enzym des Redoxsystems der Atmungskette), des Plastocyanins (Redoxsystem der photosynthetischen Elektronentransportkette), der Ascorbatperoxidase und von Phenoloxidasen. Es ist auch Kofaktor der Enzyme, die an der Nitrifikation und Denitrifikation beteiligt sind. Es spielt somit im Betriebsstoffwechsel, aber auch im N- und Sekundärstoffwechsel eine Rolle. Bei Weichtieren ist es Bestandteil des Blutfarbstoffes Hämocyanin.

Schädigungen durch Cu

- Cu reagiert mit Thiolgruppen und kann die C=C-Doppelbindungen von Lipiden (Membranstrukturen) peroxidieren, wodurch Radikale entstehen, die ihrerseits die DNA schädigen können. Cu wird bevorzugt in verholzten Sprossachsen angereichert.
- Cu beeinflusst den Nährstoffhaushalt von Fe, Mg und Zn.
- Cu hemmt die Stickstoff-Fixierung und das Wachstum.
- Cu-Überschuss erzeugt Chlorosen, die durch Verdrängung von Fe aus stoffwechselphysiologisch wichtigen Zentren entstehen, und eine Braunfärbung der Blätter. Blattadern und -ränder werden rötlich verfärbt. Auch ein gestauchtes Sprosswachstum kann eintreten.
- Veränderungen an Wurzeln führen zur Stimulierung der Ausbildung zahlreicher brauner, kurzer Nebenwurzeln, aber auch zur Hemmung des Wurzelwachstums durch Zerstörung des Plasmalemmas. Weiters wird eine geregelte K-Aufnahme gestört.

Extreme Immissionsbelastungen können zu einer vollkommenen Degradierung von Böden führen. Abbildung 16-10 zeigt eine durch Kupferemissionen entwaldete und vegetationslose Zone in Copperhill (Tennessee, U.S.).



Abbildung 16-10: Kupferwüste (Odum 1999).

16.4. Zink – ein relativ wenig toxisches Mikronährelement

Quellen

Quellen sind Feuerungen, der KFZ-Verkehr, die Industrie, Batterien und Dünger. Klärschlämme enthalten etwa 3000 ppm. Zn ist auch Bestandteil einiger Pflanzenschutzmittel.

Physiologische Bedeutung

Zn ist Bestandteil von zahlreichen Enzymen, z. B. von Carbonatanhydratase (ein Enzym, das die Hydratisierung von CO_2 katalysiert), RNA-Polymerase (Synthese von RNA) und Glutathionperoxidase. Es ist am Fett-, Eiweiß- und Kohlenhydratstoffwechsel, Zellwachstum sowie an der Chlorophyll- und Wuchsstoffbildung (IES = Indolylessigsäure) beteiligt.

Im Boden ist Zn als Amino-, Organo- und Fulvosäurekomplex löslich und beweglich, in der Bindung an Huminsäuren jedoch unlöslich. Beweglichkeit und Pflanzenverfügbarkeit im Boden sind gering und nehmen mit abnehmendem pH-Wert zu. Mangel tritt bei Gehalten von 10 bis 20 ppm im Boden auf. Die Aufnahme, die durch Cu, Fe und Mn gehemmt wird, ist teilweise über die Stomata möglich. Die Beweglichkeit in der Pflanze ist gering.

Abbildung 16-11: Zinkwüste.

Absterben der Vegetation durch massiven Zinküberschuss: Im Nahbereich von Zinkhütten ist keine landwirtschaftliche Nutzung möglich (Abbildung 16-11). Zn ist noch in 12 km Entfernung von der Hütte nachweisbar. Die „Galmeiflora“ (Galmei: ZnCO_3) ist an hohe Zn-Gehalte (600 bis 7000 ppm) im Boden angepasst.



Zn-Mangel äußert sich an Laubgehölzen in einer Wachstumshemmung (Strauch- bzw. Zwergwuchs an Blättern und Internodien), einer weißgrünen Verfärbung älterer Blätter und in Fruktifikationsstörungen. An Nadelhölzern treten Chlorosen, gefolgt von Nekrosen, an jungen Nadeln auf.

Symptome

Die Symptome der Zn-Toxizität ähneln jenen der Phosphat-Toxizität. Hohe Phosphatgaben rufen andererseits Zn-Mangel hervor. Einwirkungen toxischer Zinkmengen haben einen erhöhten Zn-Gehalt zur Folge.

- Beeinträchtigung der CO_2 -Fixierung, der N-Fixierung und des photosynthetischen Elektronentransports.
- Beeinflussung des Nährstoffhaushaltes von Cu und P.
- Störung des Phloemtransportes; dabei wird der Kohlenhydrattransport vom Blatt in Richtung Wurzel gehemmt und Stärke in den Blättern akkumuliert. Wurzeln werden stärker gehemmt als Blätter.
- Beeinträchtigung der Membranpermeabilität, Verluste der Turgeszenz und schwaches Wachstum der ganzen Pflanze.
- Blattveränderungen: Chlorotische Blattflecken und –spitzen sowie rotbraune Pigmentierung in Bohnenblättern (auch bei Cd) und Nekrosen an älteren Blättern. Gestauchtes Sprosswachstum.

Die Toleranz gegenüber Zn scheint – ähnlich wie beim Cd – auf der Bildung von Phytochelatinen zu beruhen. Das sind metall-bindende, cysteinreiche Peptide, welche Schwermetallionen durch Thiolbindung fest binden und in der Vakuole „deponieren“.

Toxische Konzentrationen im Waldboden liegen bei 170 ppm, Critical Loads bei 11,2 bzw. 20,7 $\text{g ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ (Anhang 7d).

16.5. Blei – ein Akkumulationsgift

Quellen

Blei wird u. a. für Batterien, Farben, Projektile und wegen seiner Säurestabilität für Säurebehälter verwendet. Es wurde schon in der Bronzezeit eingesetzt (Ende des 3. Jahrtausends v. Chr. bis zum Beginn des 1. Jahrtausends v. Chr.).

Bis zum Verbot von Tetraethylblei als Antiklopfmittel in Treibstoffen (1994) war der KFZ-Verkehr die Hauptquelle für „emittiertes“ Pb – der Gehalt an Antiklopfmittel betrug bis 500 mg L^{-1} –, gefolgt von industriellen Emissionen. Dabei entstehen u. a. PbBr_2 und PbBrCl , die an der Luft weiter in Oxide und Carbonate umgewandelt werden. Die Emissionen betrugen in Österreich 1985 327 Mg und 2007 nur

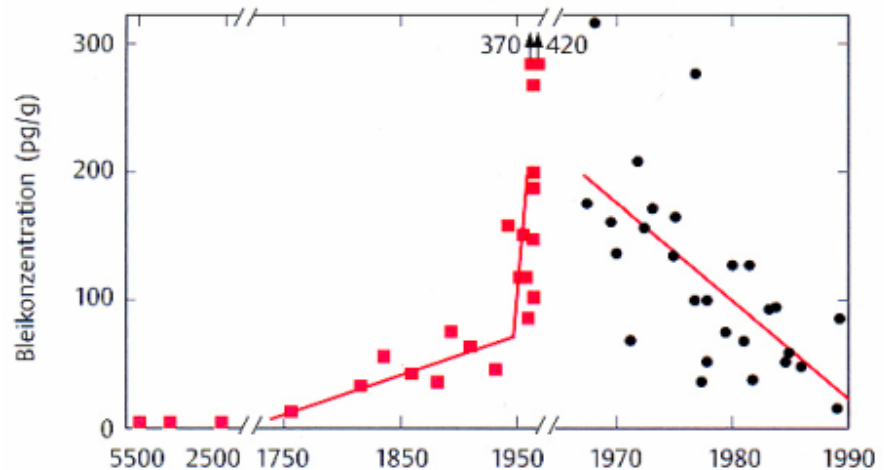
mehr 15 Mg. Im Boden kann Pb auch von Klärschlämmen (10 ppm) und von Düngern stammen. Pb ist ein Enzymhemmer und verhindert den Einbau von Eisen in das Hämoglobin. In der Nahrungskette wird es angereichert.

Im Grönlandeis ist ein Anstieg vom Ende des 18. Jahrhunderts bis Mitte des 20. Jahrhunderts und dann ein Abfall bis 1990 festzustellen (Abbildung 16-12).

Abbildung 16-12: Entwicklung der Bleigehalte im Grönlandeis. Maßstab: Vorchristliche Zeit und Zeit nach 1750.

Im Grönlandeis konnte der Anstieg der Pb-Konzentrationen anhand von Eisbohrkernen bis etwa 1960 verfolgt werden. Nach den 1970er Jahren gingen die Konzentrationen wieder zurück.

Man beachte die geringen Konzentrationen: $1 \text{ pg} = 10^{-12} \text{ g}$;
 $1 \text{ pg g}^{-1} = 0,001 \text{ mg Tonne}^{-1}$.



Physiologische Bedeutung

Eine Pb-Aufnahme in den Spross ist nur beschränkt möglich: Pb ist ein nicht essentielles Schwermetall, das zahlreiche toxische Salze bildet. Im Boden wird Pb an die organische Substanz gebunden und ist dann wenig mobil. Im sauren Boden ist der Anteil an löslichem („beweglichem“) Pb höher als etwa oberhalb von $\text{pH}=6$. Eine Aufnahme in die Wurzel ist bei einigen Pflanzen nachgewiesen worden, Pb wird aber meist in der Wurzel bzw. in der Mykorrhiza immobilisiert. Der Weitertransport in der Pflanze spielt eine untergeordnete Rolle. Eine Chelatbildung mit Aminosäuren macht einen Weitertransport im Phloem möglich. In der unlöslichen Form bleibt Pb an der Pflanzenoberfläche haften, gelöst kann es u. U. und in geringem Ausmaß auch über die Stomata aufgenommen und transloziert werden.

Untersuchungen in den Nordtiroler Kalkalpen haben gezeigt, dass Pilze Pb (sowie auch Zn, Cu und Cd) aus dem Boden aufnehmen und akkumulieren. Weiters zeigte sich, dass auch in einem Reinluftgebiet Konzentrationen in Fruchtkörpern auftreten können, die lebensmittelhygienisch bedenklich sind. In Moosen, die Pb vor allem über die Luft aufnehmen, wurden in Reinluftgebieten ebenfalls relativ hohe Konzentrationen gefunden. Aber auch Bodenanalysen, die im Rahmen der Österreichischen Waldbodenzustandsinventur durchgeführt wurden und sogar die Analysen von Polareis haben eindeutig gezeigt, dass Pb großräumig verteilt wird. Das Ende der Verwendung von Bleitetraethyl als Antiklopffmittel führte zu einem starken Rückgang der Bleiemissionen. Dies konnte sowohl in Messreihen von österreichischen Niederschlagsproben als auch von Fichtennadelproben nachgewiesen werden.

Pb stört wichtige Stoffwechselprozesse:

- Schwellung von Mitochondrien.
- Hemmung funktioneller Gruppen: Pb blockiert bereits in $100 \mu\text{molarer}$ Bodenlösung SH- und Carboxylgruppen ($-\text{COOH}$). So werden auch etliche Enzyme gehemmt, z. B. die Carboxylase (sie katalysiert die Reaktion mit CO_2) und die Lactatdehydrogenase (sie katalysiert die Umwandlung von Brenztraubensäure in Milchsäure).
- Hemmung der Photosynthese bzw. des Elektronentransportes: Die CO_2 -Fixierung in isolierten Chloroplasten von Spinat wird gehemmt und die ATP-Synthese herabgesetzt.

- Eine Hemmung des Wurzelwachstums ist bei Getreide möglich; die Wurzeln werden braun und gestaucht.
- Spross: Dunkelgrüne Blätter, Welken der älteren Blätter, gestauchtes Blattwachstum; an Gerste und Bohnenblättern Chlorosen. Demgegenüber wurden in Freilandversuchen an Mais in künstlich mit Pb angereicherten Böden trotz erhöhter Gehalte keine Schäden festgestellt.
- Pb beeinflusst den Nährstoffhaushalt von Ca, Fe, Mg, Mn, Zn und K.
- Die Konzentrationen von Acetyl-Coenzym A (Acetylrest $\text{CH}_3\text{CO-}$ am Coenzym A, Vorstufe der Zitronensäure im Zitronensäurezyklus), Malat (Salz der Äpfelsäure) und von organischen Säuren werden abgesenkt.
- Die Aktivität der Pyruvatkinase (sie katalysiert im Zuge der Glykolyse die Umwandlung von Phosphoenolpyruvat in Pyruvat) wird unter bestimmten Voraussetzungen verstärkt.

Kritische Konzentrationen in Waldböden liegen oberhalb von 500 ppm, Critical Loads bei 5,8 bzw. 10 $\text{g Pb ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ (Anhang).

Im Rahmen der ersten Beprobung im Rahmen der Österreichischen Waldbodenzustandsinventur Ende der 1980er Jahre ergab sich für Blei eine Anreicherung in den oberen Bodenschichten über das gesamte Bundesgebiet bzw. über alle Höhenstufen („Grauschleier“). Für die Länder der ARGE-ALP (Österreich, Bayern, Südtirol, Schweiz) wurde auf der Basis der Waldbodenzustandsinventuren ein Akkumulationsindex definiert; es ist dies der Quotient aus dem Bleigehalt im Oberboden und dem Bleigehalt im Mineralboden (10 cm Tiefe). Er gibt Auskunft über anthropogen eingetragenes Pb. Mittelhohe und hohe Werte ($> 2,01$ bis > 4) wurden vor allem in den Nordstaulagen der Alpen gefunden. Eine akute Gefährdung der im Vergleich zu landwirtschaftlichen Kulturen wenig schwermetallempfindlichen Wälder kann nach heutigem Wissensstand jedoch ausgeschlossen werden.

16.6. Cadmium – ein mobiles und hoch toxisches Schwermetall

Quellen

Verbindungen von Cadmium (Cd) sind Nebenprodukte der Zn-, Pb- und Cu-Verhüttung und Bestandteil von Farben und Legierungen. Sie entstehen auch bei der Verbrennung von Kohle, Öl, Holz, Papier und organischen Abfällen und im KFZ-Verkehr (Reifen- und Bremsbelagabrieb). Cd ist im Phosphatdünger (Ausbringungsmengen $3 \text{ g Cd ha}^{-1} \text{a}^{-1}$) und in Klärschlämmen (Ausbringungsmengen $33 \text{ g ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ bzw. Konzentrationen im Klärschlamm 30 ppm) enthalten. Die Emissionen betrugen in Österreich 1985 3 Mg und 2007 1,2 Mg.

Physiologische Bedeutung

Cd ist nicht essentiell. Es ist ein Akkumulationsgift, das auch für den Mensch hoch toxisch ist und die Itai-Itai-Krankheit hervorruft (diese äußert sich in Knochenerweichung und Nierenversagen). Die Anreicherung erfolgt vornehmlich in oberen Bodenschichten an organischen Bodenbestandteilen. Es ist im Boden eines der mobilsten Schwermetalle und wie andere Schwermetalle bei niedrigerem Boden-pH besser löslich als bei höherem. Es wird v. a. über die Wurzeln aufgenommen, kann aber auch über Blattorgane - besonders über jüngere Blätter, bei denen die Transpiration relativ hoch ist - in das Pflanzeninnere eindringen, wo es stärkere Wirkungen entfaltet als über die Wurzeln. In der Pflanzenzelle verdrängt es Zn in wichtigen Proteinen. Im Boden und in Pflanzen ist es beweglicher als Pb. Cd kann in der Nahrungskette angereichert werden. Eine Ablagerung in unlöslicher Form in den Zellwänden ist möglich, etwa im Gras *Agrostis tenuis* und anderen Monokotylen, die dadurch sehr resistent sind. Cd ist viel toxischer als Pb.

Niederschlagsuntersuchungen in den Nordtiroler Kalkalpen haben gezeigt, dass der Nebel oft stark mit Cd angereichert ist; in den nebelreichen Regionen der Hochlagen kann der Gesamteintrag (nasse + trockene + okkulte Deposition) an Bestandesrändern sogar den Schweizerischen Grenzwert ($7 \text{ g Cd ha}^{-1} \text{a}^{-1}$) überschreiten.

- Hemmung von Enzymen: Die Aktivität der DNase (das Enzym, das den DNA-Abbau katalysiert) und der Peroxidasen (Enzyme, die den Abbau von H_2O_2 katalysieren und deren Aktivität bei Stress und Alterung erhöht sind) sowie die Nitratreduktase (das Enzym, das die Reduktion des Nitrats zu Nitrit katalysiert) und die Proteinsynthese werden gehemmt.
- Cd beeinflusst den Nährstoffhaushalt von Ca, Fe, Mg und Mn.
- Verschiebungen der Gehalte von Inhaltsstoffen: Noch bevor Ertragsminderungen eintreten, lassen sich Veränderungen feststellen, z. B. Verschiebungen in den Gehalten freier Aminosäuren und das Verhältnis Saccharose/Fructose, welches bei Cd-Einwirkung abnimmt.
- Hemmung der Transpiration, der Wasseraufnahme und des Wassertransportes im Xylem als Folge der Störung des Ionengleichgewichtes.
- Hemmung der Photosynthese: Die Chlorophyllsynthese wird durch Blockade von SH-Enzymen verringert und damit unter anderem die Photosynthese gehemmt, während die Transpiration erhöht wird.
- Hemmung der Atmung und Veränderungen der Struktur der Mitochondrien (Anschwellen), Hemmung des Elektronentransportes.
- Beschleunigung der Alterung: Cd induziert die Bildung des „Alterungshormons“ Ethen.

Sichtbare Symptome an Pflanzen

- Spross: Intensiv gelbe Streifung bei älteren Blättern (Eisenmangelchlorosen treten im Gegensatz dazu bei jüngeren Blättern auf) und Chlorosen. Kleine Blätter, Braunverfärbung der der Blattränder, rötliche Verfärbung der Blattadern und –ränder, eingerollte Blätter, gestauchtes Sprosswachstum bei erhöhten Gehalten im Boden.
- Wurzel: Braune Wurzelverfärbung, gestauchtes Wurzelwachstum.
- Ertragsverluste sind schon ab 4 ppm im Boden festzustellen, bei Mais, Sojabohne und Weizen treten solche schon bei 13 - 35 ppb auf. Der Ertrag ist vom Gehalt im Boden und in weiterer Konsequenz vom Gehalt in den Pflanzen abhängig. Bei Pilzen besteht eine enge Korrelation zwischen den Gehalten im Boden und in den Fruchtkörpern.

Kritische Konzentrationen in Waldböden liegen wesentlich niedriger als jene von Pb (500 ppm), nämlich bei 3,5 ppm, Critical Loads bei 0,55 bzw. 1,3 g Pb ha⁻¹ a⁻¹ (Anhang).

16.7. Aluminium schädigt Feinwurzeln

Quellen

Das Leichtmetall Aluminium (Al) ist das dritthäufigste Element und das häufigste Metall der Erdkruste. Bei seiner Gewinnung, die mit einem sehr hohen Energieaufwand verbunden ist, wird Fluorwasserstoff frei. Quelle von Al im Boden ist das Grundgestein.

Physiologische Bedeutung

Al kann den Stoffwechsel von Ca, Fe, Cu, Mg und Phosphat stören. Dabei wird die Zellteilung der Wurzeln und das Zellwachstum gehemmt. Die Al-Toxizität hängt stark von seiner Bindungsform ab. Unterhalb von pH 4,5 des Mineralbodens nimmt die Al-Konzentration der Bodenlösung zu und kann dann sehr pflanzentoxisch wirken. In Extremfällen kann es zu Blattrandnekrosen und Entlaubung kommen. Kulturpflanzen sind besonders empfindlich. Widerstandsfähige Pflanzen sind in der Lage, Chelatbildner auszuschcheiden.

Im Zuge der Diskussion um die Ursachen der „Neuartigen Waldschäden“ Anfang der 1980er Jahre wurde auch die Freisetzung von Al im Boden durch den „Sauren Regen“ mit der Schädigung des Feinwurzelswachstums in Zusammenhang gebracht. Al kann Chlorosen und Nekrosen an Blattorganen hervorrufen.

16.8. Quecksilber – in Salzform hochtoxisch

Quellen

Quellen von Quecksilber (Hg) sind Zementwerke, die Erzaufbereitung (Sinterung von Eisenerz) und Erzschnmelzen, die Chlor/Alkalielektrolyse, die Müllverbrennung, Kohlekraftwerke, Altlasten (Bodenausgasung) und Klärschlamm. Früher waren auch Beizmittel und Pestizide Hg-Quellen. Quecksilber wird als Hg-Dampf und als Methylquecksilber über die Luft verbreitet. Die Emissionen betrugen in Österreich 1985 3,7 Mg und 2007 1,1 Mg.

Physiologische Bedeutung

Für die Wurzeln ist Hg erst bei sehr hohen Konzentrationen im Boden verfügbar. Pilze und Moose nehmen es jedoch, vergleichbar mit Zn, Cu, Cd, Pb, verstärkt auf. Pflanzen können es über die Spaltöffnungen aufnehmen. Hg wird stabil an SH-Gruppen gebunden und hemmt so z. B. die Elektronentransportkette. Zwischen den Blattspreiten können nekrotische Flecken auf der Blattunterseite entstehen. Im Fichtennadelproben des Österreichischen Bioindikatornetzes wurden Gehalte bis über $0,050 \text{ mg kg}^{-1}$ gefunden.

16.9. Arsen – ein toxisches Halbmetall

Quellen

Arsen (As), ein Halbmetall, war früher Bestandteil von Pflanzen- und Holzschutzmitteln und wird heute für Halbleiter verwendet. Es entsteht bei der Bleiverarbeitung. Im Haar des „Ötzi“ wurden hohe As-Konzentrationen gefunden, was als Hinweis auf eine Tätigkeit in der Kupferverarbeitung interpretiert wurde; der Tod Napoleons wurde mit Arsen in Verbindung gebracht.

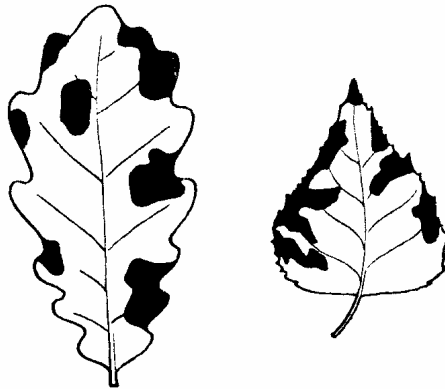
Physiologische Bedeutung

As erhöht den Kohlenhydratumsatz, verdrängt Zink und hemmt die DNA-Reparatur, die ATP-Bildung, den Energiestoffwechsel und das Wurzelwachstum. Weitere Folgen können Nadelabwurf, Absterben von Feinwurzeln bei bestimmten Koniferen und eine schlechte Entwicklung der Mykorrhiza sein.

Pflanzen nehmen As leicht auf. Der schnell wachsende Gebänderte Saumfarn kann As aus dem Boden auf bis zu 5 % des Trockengewichtes anreichern und so einen As-verseuchten Boden dekontaminieren. As ist ein Mikronährelement für viele Tiere. Blattschäden durch As werden in Abbildung 16-13 gezeigt.

Abbildung 16-13:
Blattschäden durch
Arsen.

Links: Schäden an Eiche und Birke nahe einer Buntmetallhütte (schematisch; Dässler 1991), rechts: Nekrosen an Flieder durch Arsentrioxid.



Resümee: Atmosphärische Schwermetalleinträge sind heute in europäischen Waldgebieten meist nicht mehr sehr hoch. Einige Schwermetalle – z. B. Pb, aber auch Mikronährelemente – akkumulieren in Ökosystemen. Ein genereller Toxizitätsmechanismus ist nicht erkennbar. In höheren Lagen führen die hohen Luftdurchsätze zu hohen Einträgen, die auf lange Sicht schädigend wirken können. Die Gehalte im Boden bewirken, dass sogar in Reinluftgebieten in Speisepilzen lebensmittelhygienisch bedenkliche Konzentrationen nachzuweisen sind.

Literatur: Guderian (2001), Hock und Elstner (1995), Larcher (2001/2003), Markert et al. 2003, Nover und Weiler (2008), Treshow (1986).

Wirkungen von Luftschadstoffen auf Pflanzen

Anhang

- 1 Einfache chemische Formeln
- 2 Umrechnungsfaktoren für Luftschadstoffe und Verweilzeiten
- 3 Konzentrationen von Luftschadstoffen
- 4 Einige wichtige Einheiten
- 5 Globale Spurenstoffbudgets
- 6 Emissionen in Österreich
- 7a Gesetzliche Grenzwerte für Gase
- 7b Gesetzliche und nicht gesetzliche Grenzwerte für Gase
- 7c Gesetzliche Grenzwerte für Absetzstäube
- 7d Grenzwerte und Beurteilungswerte für Cu und Zn
- 7e Grenzwerte und Beurteilungswerte für Pb und Cd
- 8a Gesetzliche Grenzwerte für Blattorgane und Konzentrationseinheiten
- 8bc Bandbreiten für physiologische Parameter (Fichten)
- 9abc Grenzwerte Böden
- 10ab Weitere gesetzliche Rechtsnormen und Leitlinien (Stand 2009)
- 11a-f Abkürzungen und Begriffe
- 12 Enzyme
- 13 Zitierte und weiterführende Literatur
- 14 Links

Anhang 1

Einfache chemische Formeln

C_2H_4	Ethen
$CaCl_2$	Calciumchlorid
$CBrClF_2$	Halon 1211
$CBrF_3$	Halon 1301
CCl_4	Tetrachlorkohlenstoff
CCl_3F	FCKW 11 (Frigen 11)
$C_2Cl_3F_3$	FCKW 113 (Frigen 113)
$C_2Cl_2F_4$	FCKW 114 (Frigen 114)
C_2ClF_5	FCKW 115 (Frigen 115)
CF_2Cl_2	FCKW 12
CF_3Cl	FCKW 13
CH_2OO^{**}	Criegee-Biradikal
CH_3CO^*	Acetylradikal
CH_3COO^*	Acetylperoxyradikal
CH_3CHO	Acetaldehyd
CH_3Cl	Methylchlorid
$CHClF_2$	H-FCKW 22
CH_2O	Formaldehyd
CH_3COO^-	Acetat
CH_3COOH	Essigsäure
CH_3Cl	Methylchlorid
CH_3CO^*	Acetylradikal
CH_3COO^*	Acetylperoxyradikal
CH_4	Methan
$CH_3COO(O)N$	Peroxyacetylnitrat, PAN
O_2	
Cl_2	Chlor
Cl^-	Chlorid
CO	Kohlenmonoxid
CO_2	Kohlendioxid
COS	Carbonylsulfid
CS_2	Schwefelkohlenstoff
F^-	Fluorid
HO_2^*	(Hydro-)peroxylradikal
H_2O_2	Wasserstoffperoxid
H_2S	Schwefelwasserstoff
H_2SO_3	Schwefelige Säure
H_2SO_4	Schwefelsäure
HCl	Chlorwasserstoff
HCN	Cyanwasserstoff
$HCOO^-$	Formiat (Ameisensäure)
$HCOOH$	Ameisensäure

HF, F^-	Fluorwasserstoff, Fluorid
HNO_2	Salpetrige Säure
HNO_3	Salpetersäure
$MgSO_4$	Magnesiumsulfat
$NaCl$	Natriumchlorid
Na_2SO_4	Natriumsulfat
$(NH_4)_2SO_4$	Ammoniumsulfat
NH_y	Reduzierter Stickstoff, $NH_3 + NH_4^+$
N_2O	Lachgas
N_2O_2	Dimeres des NO
N_2O_3	Distickstofftrioxid
N_2O_4	Dimeres des NO_2
N_2O_5	Distickstoffpentoxid
NO_3^-	Nitrat
NH_3	Ammoniak
NH_4^+	Ammonium
NH_4NO_3	Ammoniumnitrat
NO	Stickstoffmonoxid
NO_2	Stickstoffdioxid
NO_x	Stickstoffoxide ($NO + NO_2$)
NO_y	Summe aller Stickstoffoxide ohne N_2O
$^1O_2$	Singuletsauerstoff
O_2^{*-}	Superoxidanion-Radikal
O_3	Ozon
OH^*	Hydroxylradikal
OH^-	Hydroxidion
R	organischer Rest (z. B. CH_3-)
RO^*	Alkoxyradikal, R-Oxylradikal
RO_2^*	Peroxyradikal, Alkyldioxyradikal
$ROOH$	Hydroperoxid
$-SH$	Sulfhydrylgruppe
SiF_4	Siliziumtetrafluorid
SO_2	Schwefeldioxid
SO_3	Schwefeltrioxid
SO_4^{--}	Sulfat
SO_y	Oxidierter Schwefel
$*$	Radikale

Anhang 2

Umrechnungsfaktoren für Luftschadstoffe und Verweilzeiten

Komponente	Formel	Molgewicht	Umrechnungsfaktor $\mu\text{g m}^{-3}$ in ppb (20 °C)	Verweilzeit in der Atmosphäre
Acetaldehyd	CH ₃ CHO	44,05	0,55	Tage
Ammoniak	NH ₃	17,03	1,43	2 – 14 Tage
Chlorwasserstoff	HCl	36,46	0,67	Tage
Ethen	C ₂ H ₄	28,05	0,87	Tage
FCKW12	CF ₂ Cl ₂	120,91	0,20	Jahre
FCKW11	CFCI ₃	137,37	0,18	Jahre
Fluorwasserstoff	HF	20,01	1,22	Tage
Formaldehyd	CH ₂ O	30,03	0,81	Tage
Kohlendioxid	CO ₂	44,01	0,55	100/120 Jahre
Kohlenmonoxid	CO	28,01	0,87	2 – 6 Monate
Lachgas	N ₂ O	44,01	0,55	150/200 Jahre
Methan	CH ₄	16,04	1,52	150/200 Jahre
Ozon	O ₃	48,00	0,51	Tage
Perchlorethen	C ₂ Cl ₄	165,83	0,15	Monate
Peroxyacetylnitrat	CH ₃ COONO ₂	121,05	0,20	Tage
Salpetersäure	HNO ₃	49,01	0,50	Tage
Schwefeldioxid	SO ₂	64,06	0,38	Tage
Schwefelsäure	H ₂ SO ₄	98,08	0,25	Tage
Schwefelwasserstoff	H ₂ S	34,08	0,72	bis 2 Tage
Stickstoffdioxid	NO ₂	46,01	0,53	5 – 10 Tage
Stickstoffmonoxid	NO	30,01	0,81	3 – 6 Tage
Tetrachlorkohlenstoff	CCl ₄	153,82	0,16	Jahre
1,1,1-Trichlorethen	C ₂ HCl ₃	131,39	0,19	Jahre
1,1,2-Trichlorethen	C ₂ HCl ₃	131,39	0,19	Tage
Wasserstoffperoxid	H ₂ O ₂	34,01	0,72	Tage

Umrechnung von $\mu\text{g m}^{-3}$ in ppb:

$$\text{ppb} = \mu\text{g m}^{-3} * 0,0832 * (273 + t) * M^{-1} * p^{-1}$$

$$\text{für } 20^\circ\text{C und } 1 \text{ bar: } \text{ppb} = (\mu\text{g m}^{-3} * 24,38) * \text{Molekulargewicht}^{-1}$$

M: Molgewicht, p: Druck (bar); t: Temperatur (°C)

Anhang 3

Konzentrationen von Luftschadstoffen (ppb)

Gas	Hintergrund	ländlich	mäßig verunreinigt	stark verunreinigt
CO	< 200	200 - 1000	1000 – 10.000	10.000 – 50.000
HNO ₃	0,03 – 0,1	0,1 – 4,0	1 - 10	10 - 50
NH ₃	0,015	1 - 10	1 - 10	10 - 100
NMHC (ppbC)	< 65	100 - 500	300 – 1.500	> 1.500
NO	0,05	0,05 - 20	20 - 100	1000 - 2000
NO ₂	< 1	1 - 20	20 - 200	20 - 500
O ₃	< 50	20 - 80	100 - 200	200 - 500
OH*-Radikal	$4 - 40 \cdot 10^{-6}$	0,00001 – 0,0001	0,00005 – 0,0004	> 0,0004
PAN	0,05	2	2 - 20	20 - 70
SO ₂	< 1	1 - 30	30 - 200	200 – 2000

Quelle: Krupa 1997

Anhang 4

Einige wichtige Einheiten

Zehnerpotenzen

$10^0 = 1$	
$10^1 =$ Deka, Zehn, da	$10^{-1} =$ Zehntel, deci, d
$10^2 =$ Hekto, Hundert, h	$10^{-2} =$ Hundertstel, zenti, c
$10^3 =$ Kilo, Tausend, k	$10^{-3} =$ Tausendstel, milli, m
$10^6 =$ Millionen, Mega, M	$10^{-6} =$ Millionstel, mikro, μ
$10^9 =$ Milliarden, Giga, G	$10^{-9} =$ Milliardstel, nano, n
$10^{12} =$ Billionen, Tera, T	$10^{-12} =$ pico, p
$10^{15} =$ Billionen, Peta, P	$10^{-15} =$ femto, f
$10^{18} =$ Trillionen, Exa, E	$10^{-18} =$ atto, a

Masse-Einheiten

10^3 g	1 kg			
10^6 g	10^3 kg	1 Mg	1 t	
10^9 g	10^6 kg	1 Gg	1 kt	1000 t
10^{12} g	10^9 kg	1 Tg	1 Mt	1 Mio. t
10^{15} g	10^{12} kg	1 Pg	1 Gt	1 Mrd. t

Konzentrations-Einheiten (wässrige Lösungen, Luft)

Molarität	Mol kg ⁻¹ Lösung			
Molalität	Mol kg ⁻¹ Lösungsmittel			
part per million 1 ppm (= 1000 ppb)	10^{-6} mol mol ⁻¹	1 μg g ⁻¹	1 μl L ⁻¹	$2,46 \cdot 10^{12}$ Moleküle cm ⁻³
part per billion *) 1 ppb	10^{-9} mol mol ⁻¹	1 ng g ⁻¹	1 nl L ⁻¹	
1 mol L ⁻¹	$6,02 \cdot 10^{20}$ Moleküle cm ⁻³			

*) billion im Englischen bedeutet im Deutschen Milliarde!

Anhang 5a

Globale Spurenstoffbudgets

Komponenten		Natürliche Quellen	Anthropogene Quellen	Gesamt	Senken gesamt	Autoren
Aerosole	Tg p.a.	2015	467	2482		Warneck 1998
Aerosole	Tg p.a.	3040	229	3269		Nainavaie et al. 2000
Ammoniak	Tg N p.a.			26 - 53	100 - 265	Söderlund & Swensson 1976
Ammoniak	Tg N p.a.			22 - 34	24 +- 13	Böttger et al. 1978
Ammoniak	Tg N p.a.			83	83	Stedman & Shetter 1983
Ammoniak	Tg p.a.	28				Schlesinger & Hartley 1992
Ammoniak	Tg N p.a.			113,2	40	Dentener & Crutzen 1994
Ammoniak	Tg p.a.	20				Friedrich & Obermeier 2000
Kohlendioxid	Pg CO ₂ -C p.a.	111 + 102 Gew.	5 fossil			Jarvis 1989
Kohlendioxid	Pg CO ₂ -C p.a.	120 + 90 Gew.	6 (fossil + Landnutzung)			Nentwig et al. 2004 Schlesinger 1997
Kohlendioxid	Pg CO ₂ -C p.a.	61 44 Gew.	5-6 foss. 1-2 Landn.			Bresinsky et al. 2008
Kohlenmonoxid	Tg CO p.a.			3300 +- 1700	2500 +- 30	Seiler & Conrad 1987
Kohlenmonoxid	Tg CO p.a.			2800 +- 900	2800 +- 800	Volz et al. 1981
Kohlenmonoxid	Tg CO p.a.			445		Warneck 1988
Kohlenmonoxid	Tg CO p.a.			2700 +- 1000	2400 +- 750	Grädel & Crutzen 1994
Kohlenmonoxid	Tg CO p.a.			1280 - 3160		IPCC 2000
Lachgas	Tg N ₂ O p.a.	6,6 - 12,2	1,4 - 6,6		bis etwa 20,5	Rhömpp-Lexikon 1993
Lachgas	Tg N ₂ O p.a.	8,1	3,6 - 5,1			Grädel & Crutzen 1994
Lachgas	Tg N ₂ O -N p.a.	?	3,7 - 7,7			IPCC 2000
Lachgas	Tg N ₂ O -N p.a.	?	3,7 - 7,7	25,4		IPCC 2004
Lachgas	Tg N ₂ O -N p.a.	0 bis 10				Khalil & Rasmussen 1995
Lachgas	Tg N ₂ O -N p.a.	6,1 - 9,5				Schlesinger 1997
Lachgas	Tg N ₂ O -N p.a.			40,7		Warneck 1988
Lachgas	Tg N ₂ O -N p.a.	9	5,7	14,7	12,3	Reinecke & Schlömann 2007
Methan	Tg CH ₄ p.a.			533		Ehhalt 1974
Methan	Tg CH ₄ p.a.			1210		Sheppard et al. 1982
Methan	Tg CH ₄ p.a.			170 - 620		Crutzen 1983
Methan	Tg CH ₄ p.a.			225 - 395		Seiler 1984
Methan	Tg CH ₄ p.a.	740 - 1080				Fabian 1987
Methan	Tg CH ₄ p.a.			553		Khalil & Rasmussen 1983
Methan	Tg CH ₄ p.a.	68 - 453	260 - 580		432 - 662	Houghton et al. 1990
Methan	Tg CH ₄ p.a.	80	410		546	Bliefert 1994
Methan	Tg CH ₄ p.a.	115 - 275	235 - 500		399 - 595	Grädel & Crutzen 1994
Methan	Tg CH ₄ p.a.	160	375	535	560	IPCC 1994/1996
Methan	Tg CH ₄ p.a.	80 - 290	160 - 460	435		IPCC 1995
Methan	Tg CH ₄ p.a.	110 - 210	300 - 450			IPCC 2000
BVOC	Tg C p.a.	700-1000				Laothawornkitkul et al. 2009
BVOCs, andere reaktive	Tg C p.a.	Ca. 260				Laothawornkitkul et al. 2009
BVOCs, andere weniger reaktive	Tg C p.a.	Ca. 260				Laothawornkitkul et al. 2009

Anhang 5b

Globale Spurenstoffbudgets

Komponenten		Natürliche Quellen	Anthropogene Quellen	Gesamt	Senken gesamt	Autoren
Ethen	Tg C p.a.	8-25				Laothawornkitkul et al. 2009
Isopren	Tg p.a.	350				Rasmussen et al. 1975
Isopren	Tg C p.a.	503				Günther et al. 1995
Isopren	Tg C p.a.	412-601				Laothawornkitkul et al. 2009
Monoterpene+Isopren	Tg C p.a.	302 - 1643				Riba & Torres 1997, Steinbrecher 1997, Kesselmeier & Staudt 2000
NMHC	Tg p.a.		56			Ehhalt et al. 1986
NMHC	Tg p.a.			ca. 980		Warneck 1988
NMHC (Erdöl/Kohle/Erdgas/ Lösungsmittel)	Tg p.a.		85,8			Cullis & Hirschler 1989
NMHC, reaktive und nichtreaktive	Tg p.a.		88			Stern et al. 1973
Kohlenwasserstoffe	Tg p.a.		20			Elstner 1984
Kohlenwasserstoffe, reaktive	Tg p.a.	175				Rasmussen 1972
Kohlenwasserstoffe, gesamt	Tg p.a.	830				Zimmermann et al. 1978
Kohlenwasserstoffe, andere reaktive	Tg C p.a.	260				Günther et al. 1995
Terpene	Tg p.a.	480				Rasmussen et al. 1975
Terpene	Tg p.a.	1000				Rhömpf 1988
Halogenkohlen- wasserstoffe (1980)	Tg p.a.		ca. 2,7			Frank 1990
Monoterpene	Tg C p.a.	127				Günther et al. 1995
Monoterpene	Tg C p.a.	33-480				Laothawornkitkul et al. 2009
Gesamt-NMVOCs	Tg C p.a.	1150				Günther et al. 1995
Ameisensäure	Tg C p.a.			1,4 - 3		Bohde et al. 1997
Essigsäure	Tg C p.a.			5,3 - 18,5		Bohde et al. 1997
Ozon	Tg p.a.			4500	4500	Wang et al. 1998
Ozon	Tg p.a.			4420	4420	Crutzen 1999
Schwefel	Tg S p.a.	311	39	350		Eriksson 1960
Schwefel	Tg S p.a.	142	73	215		Robinson & Robbins 1970
Schwefel	Tg S p.a.	90	140	185		Kellog et al. 1972
Schwefel	Tg S p.a.	152	65	217		Friend 1975
Schwefel	Tg S p.a.	79	65	144		Granat et al. 1976
Schwefel	Tg S p.a.	229	113	342		Ryaboshapko 1983
Schwefel	Tg S p.a.	247	75	322		Möller 1984
Schwefel	Tg S p.a.	203	103	306		Warneck 1988
Schwefel	Tg S p.a.			147		Houghton et al. 1990
Schwefel	Tg S p.a.	ca. 70	ca. 100			Andreae 1990
Schwefel	Tg S p.a.	ca. 51,5				Möller 1995
Stickstoffoxide	Tg N p.a.			39		Ehhalt & Drummond 1982
Stickstoffoxide	Tg N p.a.			48,4		Logan 1983
Stickstoffoxide	Tg N p.a.			25 - 99		Houghton et al. 1990
Stickstoffoxide	Tg N p.a.	16 - 20	22 - 27			Kuttler 1995

Anhang 6

Emissionen in Österreich

Jahr	SO ₂	NO _x	NH ₃	CO	CO ₂	CH ₄	NMVOC	N ₂ O	Pb	Cd
	Gg	Gg	Gg	Gg	Tg	Gg	Gg	Gg	Mg	Mg
1985	179,1	216,8	66,9	1791,0			364,7		326,7	3,1
1990	74,3	192,5	71,2	1432,6	62,1	437,3	273,6	19,9	207,2	1,6
1991	71,4	202,3	73,7	1503,2	65,7	436,3	265,3	21,0	171,6	1,5
1992	55,1	191,3	72,2	1470,2	60,2	422,6	239,7	19,7	119,7	1,3
1993	53,4	185,5	72,9	1437,6	60,5	421,5	239,9	19,1	86,1	1,2
1994	47,8	179,0	74,1	1368,0	60,9	412,3	222,0	20,6	59,6	1,1
1995	47,4	179,2	75,5	1256,9	64,0	406,8	222,0	21,0	16,1	1,0
1996	44,7	201,2	73,2	1236,3	67,4	397,7	213,8	20,0	15,5	1,0
1997	40,2	189,3	73,0	1144,5	67,2	384,5	199,7	20,0	14,5	1,0
1998	35,6	204,3	73,1	1100,2	66,8	378,7	184,5	20,4	13,0	0,9
1999	33,9	196,7	71,2	1026,8	65,6	370,5	171,1	20,3	12,5	1,0
2000	31,6	204,5	69,3	955,3	66,0	362,9	176,0	20,0	12,0	1,0
2001	32,8	215,0	68,9	947,3	70,1	358,4	180,3	19,6	12,3	1,0
2002	31,7	225,3	67,8	931,2	72,0	353,0	185,4	19,7	12,7	1,0
2003	32,6	236,9	67,4	953,9	78,1	355,3	188,8	19,5	13,1	1,1
2004	27,6	236,0	66,6	912,3	77,6	348,2	170,5	17,2	13,5	1,1
2005	27,2	239,6	66,1	869,8	79,0	341,8	178,7	17,2	14,1	1,2
2006	28,9	227,5	66,0	838,8	77,6	337,1	186,7	17,3	14,8	1,2
2007	25,6	220,1	66,4	769,0	74,2	331,2	179,8	17,3	15,3	1,2
Trend	↓↓	↑	↓	↓	↑	↓	↓	↓	↓↓	↓

	Treibhausgase	F-Gase	Versauerung
	Tg	Gg	Gg
	CO ₂ -Äquivalente	CO ₂ -Äquivalente	Versauerungs-äquivalente
1990	79,0	1604,9	10,7
1991	83,1	1785,7	11,0
1992	76,4	1209,2	10,1
1993	76,3	1003,9	10,0
1994	77,2	1251,1	9,7
1995	80,5	1475,2	9,8
1996	83,6	1631,1	10,1
1997	83,1	1644,3	9,7
1998	82,5	1447,5	9,9
1999	80,9	1290,6	9,5
2000	81,1	1301,8	9,5
2001	85,1	1413,1	9,7
2002	87,0	1508,8	9,9
2003	93,1	1558,9	10,1
2004	91,8	1535,8	9,9
2005	92,8	1319,6	9,9
2006	91,5	1476,6	9,7
2007	88,0	1452,9	9,5
Trend	↑	=	↓

Umweltbundesamt 2009.

Anhang 7a

Gesetzliche Grenzwerte für Gase

Schadstoff	Grenzwert/Zielwert	Gesetz
SO ₂	Immissionsgrenzwert Veg.-Zeit: <u>Halbstundenmittel:</u> IV-IX: 70 µg SO ₂ m ⁻³ (97,5 Perzentil); die zulässige Überschreitung, die sich aus der Perzentilregelung ergibt, darf höchstens 100% betragen <u>Tagesmittel:</u> IV-X: 50µg SO ₂ m ⁻³	Forstgesetz 2. VO gegen forstschädliche Luftverunreinigungen, BGBl. 199/1984
SO ₂	Immissionsgrenzwert Vegetationsruhe: <u>Halbstundenmittel:</u> XI-III: 150 µg SO ₂ m ⁻³ (97,5 Perzentil); die zulässige Überschreitung, die sich aus der Perzentilregelung ergibt, darf höchstens 100% betragen <u>Tagesmittel:</u> XI-III: 100µg SO ₂ m ⁻³	Forstgesetz 2. VO gegen forstschädliche Luftverunreinigungen, BGBl. 199/1984
SO ₂	Immissionsgrenzwert: 20 µg SO ₂ m ⁻³ für das Kalenderjahr und das Winterhalbjahr (1. Oktober bis 31. März)	Immissionsschutzgesetz Luft VO des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über Immissionsgrenzwerte und Immissionszielwerte zum Schutz der Ökosysteme und der Vegetation, BGBl. 298/2001
SO ₂	Zielwert: 50 µg SO ₂ m ⁻³ als Tagesmittelwert	Immissionsschutzgesetz Luft VO des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über Immissionsgrenzwerte und Immissionszielwerte zum Schutz der Ökosysteme und der Vegetation, BGBl. 298/2001
NO _x	Immissionsgrenzwert: 30 µg NO _x m ⁻³ für das Kalenderjahr	Immissionsschutzgesetz Luft VO des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über Immissionsgrenzwerte und Immissionszielwerte zum Schutz der Ökosysteme und der Vegetation, BGBl. 298/2001
NO ₂	Zielwert: 80 µg NO ₂ m ⁻³ als Tagesmittelwert	Immissionsschutzgesetz Luft VO des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über Immissionsgrenzwerte und Immissionszielwerte zum Schutz der Ökosysteme und der Vegetation, BGBl. 298/2001
Ozon	Zielwert ab dem Jahr 2010: AOT40 von 18 000 µg m ⁻³ .h ⁻¹ , berechnet aus den Einstunden-mittelwerten von Mai bis Juli, 8.00-20.00 MEZ, gemittelt über fünf Jahre	Ozongesetz Bundesgesetz, mit dem ein Bundesgesetz über nationale Emissionshöchstmengen für bestimmte Luftschadstoffe (Emissionshöchstmengengesetz-Luft, EG-L) erlassen sowie das Ozongesetz und das Immissionsschutzgesetz Luft geändert werden. Artikel II: Änderung des Ozongesetzes (Anlage 2) BGBl. 34/2003 u. a.
Ozon	Langfristiges Ziel für das Jahr 2020: AOT40 von 6 000 µg m ⁻³ .h ⁻¹ , 8.00-20.00 MEZ, berechnet aus den Einstundenmittelwerten von Mai bis Juli	Ozongesetz (Anlage 3) BGBl. 34/2003 u. a.

Anhang 7b

Gesetzliche und nicht gesetzliche Grenzwerte für Gase

Gesetzliche Grenzwerte für Gase

Gas	Mittelungszeiten / Grenzwerte $\mu\text{g m}^{-3}$	Gesetz / Quelle
HF	HMW *): 6 / 4 / 0,9 TMW *): 3 / 3 / 0,5	Zweite Verordnung gegen forstschädliche Luftverunreinigungen (BGBl. 199/1984)
HCl	HMW *): 400 / 600 / 600 TMW *): 100 / 200 / 250	Zweite Verordnung gegen forstschädliche Luftverunreinigungen (BGBl. 199/1984)
NH ₃	HMW **): 300 / 300 TMW **): 100 / 100	Zweite Verordnung gegen forstschädliche Luftverunreinigungen (BGBl. 199/1984)

*) April bis Oktober / Laubbestände / November bis März

**) Jänner bis Dezember / April bis Oktober

Nicht gesetzliche Grenzwerte für Gase

Gas	Mittelungszeiten / Grenzwerte $\mu\text{g m}^{-3}$	Gesetz / Quelle
HF	JMW: 0,3	IUFRO 1979
NH ₃	1hMW: 3300 TMW: 270 MMW: 23 JMW: 8	UN-ECE 1992 UN-ECE 1992 UN-ECE 1992 WHO 2000
Ethen	JMW: 10	ÖAW 1996
Formaldehyd	JMW: 20	ÖAW 1996

HMW: Halbstundenmittelwert
1hMW: Einstundenmittelwert
TMW: Tagesmittelwert
MMW: Monatsmittelwert
JMW: Jahresmittelwert

ÖAW 1996

Österreichische Akademie der Wissenschaften 1996: Luftqualitätskriterien VOC. Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie, Wien

IUFRO 1979

Resolution über maximale Immissionswerte zum Schutz der Wälder.
IUFRO-News 25 (3/1979)

WHO (World Health Organization, 2000)

Air Quality Guidelines for Europe. Second Edition.
WHO Regional Publications, European Series, No. 91

Anhang 7c

Gesetzliche Grenzwerte für Absetzstaub

	Komponente	Monatsmittelwert (g m ⁻² Tag ⁻¹)	Jahresmittelwert
Österreich: Zweite VO gg. forstschädliche Luftverunreinigungen (BGBl. 199/1984) <i>Schutzgut: Forstliche Kultur</i>	CaO	0,08	0,05 g m ⁻² Tag ⁻¹ (183 kg CaO ha ⁻¹ a ⁻¹)
	MgO	0,60	0,40 g m ⁻² Tag ⁻¹ (1460 kg MgO ha ⁻¹ a ⁻¹)
	Pb		2,50 kg ha ⁻¹ Jahr ⁻¹
	Zn		10,0 kg ha ⁻¹ Jahr ⁻¹
	Cu		2,50 kg ha ⁻¹ Jahr ⁻¹
	Cd		0,05 kg ha ⁻¹ Jahr ⁻¹
Schweiz: Schweizerische Luftreinhalteverordnung 1985 <i>Schutzgut: Vegetation</i>			Arithmetischer Mittelwert
	Staub insgesamt		200 mg m ⁻² Tag ⁻¹
	Pb		100 µg m ⁻² Tag ⁻¹
	Cd		2 µg m ⁻² Tag ⁻¹
	Zn		400 µg m ⁻² Tag ⁻¹
	Tl		2 µg m ⁻² Tag ⁻¹

Anhang 7d

Grenzwerte und Beurteilungswerte für Cu und Zn

Grenzwerte und Beurteilungswerte für Kupfer.

Gehalte in Waldböden	Grenzwert
Kritische Konzentrationen in Waldböden im Hinblick auf Mikroorganismen	60 ppm
Grenzwerte für Einträge	
Gesetzlicher Grenzwert für Staubdeposition (Zweite Verordnung gegen forstschädliche Luftverunreinigungen)	2500 g ha ⁻¹ a ⁻¹
Critical Load auf der Basis No Effect Concentration (CL-NOEC) *)	12,5 g ha ⁻¹ a ⁻¹
Critical Load auf der Basis Lowest Observed Effect Concentration (CL-LOEC) *)	2,7 g ha ⁻¹ a ⁻¹

*) Smeets et al. (2000).

Grenzwerte und Beurteilungswerte für Zink.

Gehalte in Waldböden	Grenzwert
Kritische Konzentrationen in Waldböden im Hinblick auf Mikroorganismen	170 ppm
Phytotoxischer Grenzwert, ab dem Ertragseinbuße eintritt	190 - 450 ppm
Grenzwerte für Einträge	
Gesetzlicher Grenzwert für Staubdeposition (Zweite Verordnung gegen forstschädliche Luftverunreinigungen)	10.000 g ha ⁻¹ a ⁻¹
Schweizerische Luftreinhalteverordnung Originaleinheit:	1460 g ha ⁻¹ a ⁻¹ 400 µg m ⁻² Tag ⁻¹
Critical Load auf der Basis No Effect Concentration (CL-NOEC) *)	11,2 g ha ⁻¹ a ⁻¹
Critical Load auf der Basis Lowest Observed Effect Concentration (CL-LOEC) *)	20,7 g ha ⁻¹ a ⁻¹
Grenzwerte für Nadelgehalte	
Nadelgehalte (Mangel)	15 ppm
Nadelgehalte (ausreichende Versorgung)	30 – 60 ppm

*) Smeets et al. (2000).

Anhang 7e

Grenzwerte und Beurteilungswerte für Pb und Cd

Grenzwerte und Beurteilungswerte für Blei.

Gehalte in Waldböden	Grenzwert
Kritische Konzentrationen in Waldböden im Hinblick auf Mikroorganismen (Humusschicht)	(<) 500 ppm
Grenzwerte für Einträge	
Gesetzlicher Grenzwert für Staubdeposition (Zweite Verordnung gegen forstschädliche Luftverunreinigungen)	2.500 g ha ⁻¹ a ⁻¹
Schweizerische Luftreinhalteverordnung Originaleinheit:	365 g ha ⁻¹ a ⁻¹ 100 µg m ⁻² Tag ⁻¹
Critical Load auf der Basis No Effect Concentration (CL-NOEC) *)	5,8 g ha ⁻¹ a ⁻¹
Critical Load auf der Basis Lowest Observed Effect Concentration (CL-LOEC) *)	10,0 g ha ⁻¹ a ⁻¹
Grenzwerte für Nadelgehalte	
Nadelgehalte (Fichte; schwach belastete Gebiete)	bis 8 ppm
Nadelgehalte (Fichte; mittel belastete Gebiete)	8 – 32 ppm
Nadelgehalte (Fichte; stark belastete Gebiete)	> 32 ppm

*) Smeets et al. (2000).

Grenzwerte und Beurteilungswerte für Cadmium.

Gehalte in Waldböden	Grenzwert
Kritische Konzentrationen in Waldböden im Hinblick auf Mikroorganismen (Humusschicht)	3,5 ppm
Grenzwerte für Einträge	
Gesetzlicher Grenzwert für Staubdeposition (Zweite Verordnung gegen forstschädliche Luftverunreinigungen)	50 g ha ⁻¹ a ⁻¹
Schweizerische Luftreinhalteverordnung Originaleinheit:	7,3 g ha ⁻¹ a ⁻¹ 2 µg m ⁻² Tag ⁻¹
Critical Load auf der Basis No Effect Concentration (CL-NOEC) *)	0,55 g ha ⁻¹ a ⁻¹
Critical Load auf der Basis Lowest Observed Effect Concentration (CL-LOEC) *)	1,3 g ha ⁻¹ a ⁻¹
Grenzwerte für Nadelgehalte	
Nadelgehalte (Fichte; schwach belastete Gebiete)	bis 0,6 ppm
Nadelgehalte (Fichte; mittel belastete Gebiete)	0,6 – 0,8 ppm
Nadelgehalte (Fichte; stark belastete Gebiete)	> 0,8 ppm

*) Smeets et al. (2000).

Anhang 8a

Gesetzliche Grenzwerte für Blattorgane und Konzentrationseinheiten

Zweite VO gg. forstschädliche Luftverunreinigungen (BGBl. 199/1984).

Element	Indikator- baumart	Nadeljahrgang 1	Nadeljahrgang 2	Nadeljahrgang 3
Sulfat-S	Fichte	0,08 %	0,11 %	0,14 %
Gesamt-S	Fichte	0,11 %	0,14 %	0,17 %
Gesamt-S	Buche	0,08 %		
Fluor	Fichte	0,8 mg %	1,0 mg %	1,0 mg %
Fluor	Buche	0,8 mg %		
Chlor	Fichte	0,1 %	0,1 %	0,1 %
Chlor	Buche	0,1 %		
Stickstoff	Fichte	2,2 %		
Phosphor	Fichte	0,3 %		
Kalium	Fichte	0,85 %		
Kalzium	Fichte	0,9 %		
Magnesium	Fichte	0,2 %		

Konzentrations-Einheiten (Elementgehalte von Blattorganen)

1 mg% *)	1 mg 100g ⁻¹ =	10 ppm	
1 ppb =	1 µg kg ⁻¹ =	1 µg 1000 g ⁻¹	
1 ppm =	1 mg kg ⁻¹ =	1 mg 1000 g ⁻¹ =	1000 ppb
1 ppm =	1 mg 1000 g ⁻¹ =	0,1 mg 100g ⁻¹	
1 ppm =	0,0001 %		
1000 ppm =	0,1 g 100 g ⁻¹		
1 % =	1 g 100 g ⁻¹ =	10.000 ppm =	10.000.000 ppb

* Eine ansonsten unübliche Konzentrationsangabe, die aber in der Zweiten Verordnung gegen forstschädliche Luftverunreinigungen für Fluorgehalte in Blattorganen festgeschrieben ist.

Anhang 8b

Bandbreiten für physiologische Parameter (Fichten)

Pflanzenphysiologische Parameter (Fichtennadeln und -feinwurzeln).

Parameters	Bereiche		Literatur
Photosynthetische Kapazität F_v/F_m (Verhältnis variabler zu maximaler Fluoreszenz)	0,85 0,72 < 0,60 < 0,30	normal Untergrenze der natürlichen Variation starke, reversible Störungen starke, auch strukturelle Störungen	Bolhar - Nordenkampf und Lechner, 1989; Bolhar - Nordenkampf and Götzl, 1992
Thiole Ascorbinsäure Peroxidase - Aktivität Glutathionreductase Gesamt - Chlorophyll	0,25 - 0,70 - 3,9 5 - 50 0,6 - 1,5 60 - 1500	$\mu\text{mol/g}$ Trockensubstanz (Nadeljahrgang 1) mg/g Trockensubstanz (Nadeljahrgang 1) units/g Trockensubstanz (Nadeljahrgang 1) units/g Trockensubstanz (Nadeljahrgang 1) $\mu\text{g/g}$ Trockensubstanz (Nadeljahrgang 1)	Bermadinger - Stabentheiner, 1994
Glutathion - S - transferase	0,1 - 1,0	nkat/mg Protein	Plümacher und Schröder, 1994
Gesamtfettsäuren Ungesätt. Fettsäuren Linolsäure Ölsäure Sterole Triglyceride	< 0,6 - > 0,8 < 50 - > 60 < 25 - > 30 < 8 / > 8 < 0,25 - > 0,35 < 0,15 - > 0,25	% Trockensubstanz (total) rel. % der Gesamtfettsäuren rel. % der Gesamtfettsäuren rel. % der Gesamtfettsäuren % Trockensubstanz (total) % Trockensubstanz (total)	Puchinger and Stachelberger, 1994
Feinwurzeln; cytogenetische Bioindikation der Chromosomen-aberrationen	Cytogenetischer Standortsindex (CSI) > 1,4		Müller und Bermadinger - Stabentheiner, 1996

Anhang 8c

Bandbreiten für physiologische Parameter (Fichten)

Biochemische Schadindices.

FG: Frischgewicht, TS: Trockensubstanz (Wild et al. 1996).

Parameter	Einheit	Normbereich	Schwellenwert 1	Schwellenwert 2
Chlorophyll	mg g ⁻¹ TS	> 2,5	≤ 2,5	≥ 2,0
Ascorbat	mg g ⁻¹ TS	< 4,0	≥ 4,0	≥ 5,0
α - Tocopherol	μg mg ⁻¹ Chlorophyll	< 150	≥ 150	≥ 200
Putrescin	nmol g ⁻¹ TS	< 500	≥ 500	≥ 1000
Catechin	μmol g ⁻¹ TS	< 40	≥ 40	≥ 60
PEPC - Aktivität	μmol g ⁻¹ TS h ⁻¹	< 30	≥ 30	≥ 60
Osmolalität des Nadelpress - Saftes	osmol kg ⁻¹	< 0,80	≥ 0,80	≥ 0,98
Prolin	μmol g ⁻¹ TS	< 0,25	≥ 0,25	≥ 0,50
ACC	nmol g ⁻¹ FG	< 0,24	≥ 0,24	≥ 0,75
MACC	nmol g ⁻¹ FG	< 10	≥ 10	≥ 20

Bandbreiten verschiedener biochemischer Parameter in Fichtennadeln (Tirol; 1- und 2- jährige Nadeln). Die Relativwerte beziehen sich auf die Summe beider Nadeljahrgänge (Herman und Smidt 1994).

Parameter	Dimension	Untergrenze	Obergrenze
Chlorophyll (gesamt)	mg g ⁻¹ TS	0,6	2,2
Ascorbat	mg g ⁻¹ TS	1,0	5,5
Peroxidase	Units g ⁻¹ TS	5	55
Glutathionreduktase	Units g ⁻¹ TS	0,5	2,8
Wasserlösliche Thiole	μmol g ⁻¹ TS	0,1	0,7
Gesamtcarotin	mg g ⁻¹ TS	0,075	0,14
Gesamt-xanthophyll	mg g ⁻¹ TS	0,19	0,31
α/β - Carotin	-	0,4	1,2

Anhang 9a

Grenzwerte für Böden

Schwermetallkonzentrationen im Boden (Blum et al. 1997).

	sehr niedrig	niedrig	mittel	hoch	sehr hoch
Austauschbare Kationen (mval/100g)	< 6	6 - 12	12 - 20	20 - 28	> 28
	mg kg ⁻¹	mg kg ⁻¹	mg kg ⁻¹	mg kg ⁻¹	mg kg ⁻¹
Arsen	< 5	5 - 10	10 - 15	15 - 20	> 20
Blei	< 10	10 - 20	20 - 50	50 - 100	> 100
Cadmium	< 0,10	0,10 - 0,25	0,25 - 0,50	0,50 - 1,00	> 1,00
Chrom	< 30	30 - 50	50 - 60	60 - 100	> 100
Cobalt	< 7	7 - 12	12 - 20	20 - 50	> 50
Kupfer	< 15	15 - 25	25 - 50	50 - 100	> 100
Nickel	< 20	20 - 30	30 - 40	40 - 60	> 60
Molybdän	< 0,3	0,3 - 0,6	0,6 - 2,0	2,0 - 5,0	> 5,0
Quecksilber	< 0,15	0,15 - 0,25	0,25 - 0,50	0,50 - 1,0	> 1,0
Selen	< 0,15	0,15 - 0,30	0,30 - 1,00	1,0 - 5,0	> 5,0
Zink	< 60	60 - 90	90 - 150	150 - 300	> 300

Schwermetallkonzentrationen im lufttrockenen Kulturboden (* Blum et al. 1997, Hock und Elstner 1995).

	häufig *)	maximal *	tolerierbar *	hoch *)
	mg kg ⁻¹	mg kg ⁻¹	mg kg ⁻¹	mg kg ⁻¹
Arsen	0,1 - 20	< 8000	20	15 - 20
Blei	0,1 - 20	< 10.000	100	50 - 100
Cadmium	0,01 - 1	< 200	3	0,50 - 1,00
Chrom	2 - 50	< 20.000	100	60 - 100
Cobalt	1 - 10	< 800	50	20 - 50
Kupfer	1 - 20	< 22.000	100	50 - 100
Nickel	2 - 50	< 200	50	40 - 60
Molybdän	0,2 - 5	< 500	5	2,0 - 5,0
Quecksilber	0,01 - 1		2	0,50 - 1,0
Selen	0,01 - 5		10	1,0 - 5,0
Zink	3 - 50	< 1000	300	150 - 300

Anhang 9b

Grenzwerte für Böden

Kritische Konzentrationen von Schwermetallen in Humusauflagen

($\mu\text{g g}^{-1}$ trockener Boden; nach Tyler 1992).

	Cd	Cu	Pb	Zn	Hg	Cr(III)	Cu + Zn
Aktivität Bodenenzyme	3,5 - 7	20	≥ 500	600	-	> 30	200
Bodenatmung	3,5 - 7	20	≥ 500	600	0,75	> 30	200
N-Umsatz	–	20	–	–	0,75?	–	200
Mikroflora	7	20 - 35	≥ 500	300?	1,25	–	200 - 300
Boden-invertebraten	> 10	< 100	150	< 500	$< 2,5$	–	< 600

Critical Loads für Schwermetalle (Hettelingh et al. 2006).

Element	$\mu\text{g L}^{-1}$	Critical Loads, 5-Perzentil ($\text{g ha}^{-1} \text{a}^{-1}$)	Schutzgut
Pb		$< 5 - > 30$	Gesundheit
Cd		$< 1 - > 5$	Gesundheit / Umwelt
Cu	1 – 50 *)	$< 10 - > 60$	Forst / Ökosystemfunktion
Zn	20 – 90 *)	$< 100 - > 600$	Forst / Ökosystemfunktion
Cr	44	$< 20 - > 120$	Forst / Ökosystemfunktion
Ni	25 – 700 *)	$< 20 - > 120$	Landwirtschaft / Gesundheit
As	70	$< 10 - > 100$	Landwirtschaft / Gesundheit
Se	1	$< 1 - > 6$	Forst / Ökosystemfunktion
Hg		$< 0,05 - > 0,30$	Gesundheit / Umwelt

*) pH- und DOC-abhängige Funktion

Anhang 9c

Grenzwerte für Böden

Kritische Schwermetallkonzentrationen im Boden (Kuntze et al. 1994, van Mechelen et al. 1997, Elling et al. 2007).

	Cu	Zn	Pb	Cd	Ni	Hg	Cr(III)
Grenzbelastung des Bodens * 1000 g ha ⁻¹ (30cm)	270	900 / 675	450		225	4,5	
Kritische Konzentrationen in Humusaufgaben (mg kg ⁻¹) getrockneter Boden (nach Taler 1992)							
Aktivität Bodenenzyme	20	600	≥ 500	20		0,75	> 30
Bodenatmung	20	600	≥ 500	20		0,75?	> 30
Stickstoffumsatz	20			20		1,25	
Mikroflora	20 – 35	300?	≥ 500	20 - 35			
Bodeninvertebraten	< 100	< 500	150	< 100		< 500	
Grenzwerte in Waldböden im Hinblick auf die Gefährdung von Mikroorganismen (nach Empfehlung von Van Mechelen et al. 1997).	60	170	100 - 400		95		75 - 100

*) Originaleinheiten umgerechnet auf die Jahreseinträge der Elemente

Grenz- und Schwellenwerte für Schwermetalle im Bodenwasser (Tyler 1992, de Vries und Bakker 1998).

	Cu	Zn	Cd	Pb
	µg L ⁻¹			
Grenzwert TrinkwasserVO (DBR)	3000	5000	5	40
Critical Limits für Pflanzen	2,5	25	2	15
Critical Limits für Mikroorganismen			0,18	
Critical Limits für aquatische Organismen	1,1	6,6	0,34	11

Anhang 10a

Weitere gesetzliche Rechtsnormen und Leitlinien (Stand 2009)

Deponieverordnung (DeponieVO; BGBl. Nr. 164/1996 i.d.F. BGBl. II Nr. 49/2004): Verordnung des Bundesministers für Umwelt über die Ablagerung von Abfällen.

Deponieverordnung 2008 (DeponieVO 2008; BGBl. II Nr. 39/2008): 39. Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über Deponien.

Emissionshöchstmengengesetz-Luft (EG-L; BGBl. I Nr. 34/2003): Bundesgesetz, mit dem ein Bundesgesetz über nationale Emissionshöchstmengen für bestimmte Luftschadstoffe erlassen sowie das Ozongesetz und das Immissionsschutzgesetz-Luft geändert werden.

Emissionshöchstmengenrichtlinie (NEC-RL; RL 2001/81/EG): Richtlinie des europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2001 über nationale Emissionshöchstmengen für bestimmte Luftschadstoffe. ABl. Nr. L 309/22.

EN ISO/IEC 17020 (2004): Allgemeine Kriterien für den Betrieb verschiedener Typen von Stellen, die Inspektionen durchführen.

Entscheidung 93/389/EWG: Entscheidung des Rates vom 24. Juni 1993 über ein System zur Beobachtung der Emissionen von CO₂ und anderen Treibhausgasen in der Gemeinschaft. ABl. Nr. L 167.

Entscheidung 1999/296/EG: Entscheidung des Rates vom 26. April 1999 zur Änderung der Entscheidung 93/389/EWG über ein System zur Beobachtung der Emissionen von CO₂ und anderen Treibhausgasen in der Gemeinschaft. ABl. Nr. L 117/35.

Entscheidung 280/2004/EG: Entscheidung des Europäischen Parlaments und des Rates vom 11. Februar 2004 über ein System zur Überwachung der Treibhausgas-Emissionen in der Gemeinschaft und zur Umsetzung des Kyoto-Protokolls.

Gaspanderverordnung (BGBl. Nr. 793/1992): Verordnung des Bundesministers für wirtschaftliche Angelegenheiten über die Ausstattung von Tankstellen mit Gaspandelleitungen.

Gemeinschaftsstrategie für Quecksilber [KOM(2005) 20 endgültig]: Mitteilung der Kommission an den Rat und das Europäische Parlament, Brüssel, den 28.01.2005.

Grenzwerteverordnung 2007 (GKV 2007; i.d.F. BGBl. II Nr. 243/2007): Verordnung des Bundesministers für Wirtschaft und Arbeit über Grenzwerte für Arbeitsstoffe und über krebserzeugende Arbeitsstoffe.

HKW-Anlagen-Verordnung (HAV; BGBl. II Nr. 411/2005): Verordnung des Bundesministers für Wirtschaft und Arbeit über die Begrenzung der Emissionen bei der Verwendung halogenierter organischer Lösungsmittel in gewerblichen Betriebsanlagen. Novelle der CKW-Anlagen-Verordnung 1994 (BGBl. Nr. 865/1994).

Immissionsschutzgesetz Luft (IG-L; BGBl. I Nr. 115/1997 i.d.g.F.): Bundesgesetz zum Schutz vor Immissionen durch Luftschadstoffe, mit dem die Gewerbeordnung 1994, das Luftreinhaltegesetz für Kesselanlagen, das Berggesetz 1975, das Abfallwirtschaftsgesetz und das Ozongesetz geändert werden.

Industriegasverordnung (HFKW-FKW-SF6-V; BGBl. II Nr. 447/2002): Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über Verbote und Beschränkungen teilfluorierter und vollfluorierter Kohlenwasserstoffe sowie von Schwefelhexafluorid.

Klimarahmenkonvention (BGBl. Nr. 414/1994): United Nations Framework Convention on Climate Change – UNFCCC. Rahmenübereinkommen der Vereinten Nationen über Klimaänderungen. <http://unfccc.int/>

Kraftstoffbehälterverordnung (BGBl. Nr. 558/1991): Verordnung des Bundesministers für wirtschaftliche Angelegenheiten über die Ausstattung gewerblicher Betriebsanlagen mit Gaspandelleitungen für ortsfeste Kraftstoffbehälter.

Kraftstoffrichtlinie (RL 98/70/EG): Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates vom 13. Oktober 1998 über die Qualität von Otto- und Dieselmotorkraftstoffen und zur Änderung der Richtlinie 93/12/EWG des Rates. ABl. Nr. L 284/1.

Kraftstoffverordnung (BGBl. II Nr. 418/1999): Verordnung des Bundesministers für Umwelt, Jugend und Familie über die Festlegung der Qualität von Kraftstoffen.

Kyoto-Protokoll (BGBl. III Nr. 89/2005): Protokoll des Rahmenübereinkommens über Klimaänderungen der Vereinten Nationen. http://unfccc.int/kyoto_protocol/items/2830.php.

Anhang 10b

Weitere gesetzliche Rechtsnormen und Leitlinien (Stand 2009)

Lösungsmittelverordnung (LMV, BGBl. Nr. 398/2005): Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über die Begrenzung der Emissionen flüchtiger organischer Verbindungen durch Beschränkungen des Inverkehrsetzens und der Verwendung organischer Lösungsmittel in bestimmten Farben und Lacken; Umsetzung der Richtlinie 2004/42/EG; Novelle der LMV 1995 (BGBl. Nr. 872/1995) bzw. LMV 1991 (BGBl. Nr. 492/1991).

Luftreinhaltegesetz für Kesselanlagen (BGBl. Nr. 380/1988): Bundesgesetz vom 23. Juni 1988 zur Begrenzung der von Dampfkesselanlagen ausgehenden Luftverunreinigungen.

Luftreinhalteverordnung (LRV 1989 i.d.F. II Nr. 324/1997): Verordnung des Bundesministers für wirtschaftliche Angelegenheiten, mit der die Luftreinhalteverordnung für Kesselanlagen 1989 (LRV-K 1989) geändert wird.

Ozongesetz (BGBl. Nr. 210/1992): Bundesgesetz über Maßnahmen zur Abwehr der Ozonbelastung und die Information der Bevölkerung über hohe Ozonbelastungen, mit dem das Smogalarmgesetz, BGBl. Nr. 38/1989, geändert wird.

POP-Konvention: Stockholmer Übereinkommen über persistente organische Schadstoffe. <http://www.pops.int/>.

POP-Protokoll: Das 1998 Aarhus Protokoll über persistente organische Verbindungen (POPs) der Konvention über weiträumige grenzüberschreitende Luftschadstoffe (The 1998 Aarhus Protocol on Persistent Organic Pollutants (POPs) of the UNECE Convention on Long Range Transboundary Air Pollution (LRTAP).

Richtlinie 2008/50/EG: Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates vom 21. Mai 2008 über Luftqualität und saubere Luft für Europa.

Schwermetall-Protokoll: Das 1998 Aarhus Protokoll über Schwermetalle der Konvention über weiträumig grenzüberschreitende Luftschadstoffe (The 1998 Aarhus Protocol on Heavy Metals of the UNECE Convention on Long Range Transboundary Air Pollution (LRTAP).

Umweltrechtsanpassungsgesetz 2005 (BGBl. II Nr. 34/2006): Bundesgesetz, mit dem das Personenkraftwagen-Verbraucherinformationsgesetz, das Abfallwirtschaftsgesetz 2002, das Emissionszertifikategesetz und das Immissionsschutzgesetz-Luft geändert wird.

Verordnung über die getrennte Sammlung biogener Abfälle (BGBl. Nr. 68/1992).

VOC-Anlagen-Verordnung (VAV, BGBl. II 301/2002): Verordnung des Bundesministers für Wirtschaft und Arbeit zur Umsetzung der Richtlinie 1999/13/EG über die Begrenzung der Emissionen bei der Verwendung organischer Lösungsmittel in gewerblichen Betriebsanlagen. Novelle der Lackieranlagen-Verordnung (BGBl. Nr. 873/1995). BGBl. II Nr. 301/2002 zuletzt geändert durch BGBl. II Nr. 42/2005.

2. Schwefelprotokoll (BGBl. III Nr. 60/1999): Protokoll zur Konvention von 1979 über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung betreffend die weitere Verringerung von Schwefel-Emissionen.

Anhang 11a

Abkürzungen und Begriffe

ABA	abscisic acid (Abscisinsäure)
ACC	1-Aminocyclopropan-1-carbonsäure
ADP / ATP	Adenosindiphosphat / Adenosintriphosphat
AOT40	"Accumulated exposure over a threshold of 40 ppb"; Critical Level für Ozon (UN-ECE 1994)
BaP	Benzo[a]pyren
BaPMoN	background air pollution monitoring network
BFI	Blattflächenindex
BGBI.	Bundesgesetzblatt der Republik Österreich
BIN	Bioindikatornetz
BOVOC	biogenic oxidated volatile organic compound (biogene, oxidierte organische Komponenten)
BTX-Aromaten	Benzol, Toluol und Xylol
CAFE	Clean Air for Europe
CC	Chlorocarbons (Chlorkohlenwasserstoffe)
CFC	Chlorofluorocarbon (Fluorchlorwasserstoff)
CFK(W)	Chlorfluorkohlenwasserstoff
CKW	Chlorkohlenwasserstoff
CL(E) / CLO	Critical Level / Critical Load
CLRTAP	Convention on Long-range Transboundary Air Pollution
D.U.	Dobson units (Dobson-Einheiten)
DCA	dichloroacetic acid (Dichloressigsäure)
DDT	1,1,1-Trichlor-2,2-bis[4-chlorphenyl]-ethan
DIN	Deutsche Industrienorm
DKEG	Dampfkessel emissionsgesetz
DMDS	Dimethyldisulfid
DMS /O	Dimethylsulfid / Dimethylsulfoxid
DNA / DNS	desoxyribonucleid acid (Desoxyribonucleinsäure)
DOAS	differentielle optische Absorptionsspektrometrie
DOC	dissolved organic carbon (gelöster organischer Kohlenstoff)
DON	dissolved organic nitrogen (gelöster organischer Stickstoff)
DOM	dissolved organic matter (gelöstes organisches Material)
DVG	durchschnittlicher Verlichtungsgrad (Baumkronen)
ECE	Economic Commission of Europe
EEA	European Environment Agency
EF	enrichment factor (Anreicherungsfaktor)
Efm	Erntefestmeter
EMEP	Cooperative Programme for Monitoring and Evaluation of the Long-Range Transmission of Air Pollutants in Europe
EPA	Environmental Protection Agency (Umweltschutzbehörde, meist jene der USA)
F11 (FCKW 11)	CFCl ₃
F12 (FCKW 12)	CF ₂ Cl ₂
FAD	Flavin-adenin-dinukleotid
FCKW	Fluorchlorkohlenwasserstoff
FG	Frischgewicht
FIR	fernes Infrarot
FIW	Forschungsinitiative gegen das Waldsterben
fm	Festmeter (Kubikmeter Holz)
FKW	vollfluorierte Fluorkohlenwasserstoffe

Anhang 11b

Abkürzungen und Begriffe

GDH	Glutamatdehydrogenase
GHG	greenhouse gases (Treibhausgas)
GOT	Glutamat-Oxalacetat-Transaminase
GPT	Glutamat-Pyruvat-Transaminase
GR	Glutamatreduktase
GSH	Glutathion, reduzierte Form
GSSG	Glutathion, oxidierte Form
GST	Glutathion-S-Transferase
GWP	global warming potential (Treibhauspotential)
ha	Hektar (= 10.000 m ²)
HCB	Hexachlorbenzol
HCF 134a	Tetrafluorethan
HCFC	teilhalogenierte Kohlenwasserstoffe
HCH	Hexachlorcyclohexan
HFCKW	hydrogenierte FCKWs
HFKW	teifluorierte Fluorkohlenwasserstoffe
HKW	Halogenkohlenwasserstoffe
HMW	Halbstundenmittelwert
HxCDD	Hexachlordibenzodioxin
HxCDF	Hexachlordibenzofuran
IAP	index of air purity (Index für die Luftreinheit)
ICP Forests	International Cooperative Programme Forests
IES	Indolessigsäure
IEW	Immissionseinwirkung
IGK	Immissionsgrenzkonzentration
IGW	Immissionsgrenzwert
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
IR	Infrarot
IRGA	Infrarotgasanalysator
ISO	International Organization for Standardisation
JMW	Jahresmittelwert
KW	Kohlenwasserstoff
LAI	leaf area index (Blattflächenindex)
LFKW	leichtflüchtige Fluorchlorkohlenwasserstoffe
LGBl.	Landesgesetzblatt der Republik Österreich
LRG-K	Luftreinhaltegesetz für Kesselanlagen
LRTAP	Long-range Transboundary Air Pollution
MAK	maximale Arbeitsplatzkonzentration
MCA	Monochloressigsäure
MCPA	2-Methyl-4-Chlorphenoxyessigsäure
MCPB	4-[4-Chlor-2-Methyl-Chlorphenoxy]buttersäure
MCPP	2-[4-Chlor-2-Methyl-Chlorphenoxy]propionsäure
MEK	maximal zulässige Emissionskonzentration
MIK	maximal zulässige Immissionskonzentration
MIR	mittleres Infrarot
MMW	Monatsmittelwert
MPOC	maximum permissible ozone concentrations
MW1	Einstunden-Mittelwert

Anhang 11c

Abkürzungen und Begriffe

NADH	Nikotinamidadenindinukleotid
NADPH	Nikotinamidadenindinukleotidphosphat
NIR	nahes Infrarot
NMHC	non-methane hydrocarbons (Nichtmethankohlenwasserstoffe)
NMKW	Nichtmethankohlenwasserstoffe
NMVOC	flüchtige Kohlenwasserstoffe ohne Methan
ODP	ozone depleting potential (Ozon-Abbaupotential)
OECD	Organization for Economic Co-operation and Development
ÖWI	Österreichische Waldinventur
PAD	pollutant absorbed dose (aufgenommene Schadstoffmenge)
PAH	polycyclic aromatic hydrocarbons (polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe)
PAK	polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe
PAN	Peroxyacetylnitrat
PAR	photosynthetic active radiation (photosynthetisch aktive Strahlung)
PBL	planetary boundary layer (planetarische Grenzschicht)
PBN	Peroxybutyrylnitrat
PCA	polyzyklische Aromate
PCB	polychlorierte Biphenyle
PCDD / PCDF	polychlorierte Dibenzodioxine / polychlorierte Dibenzofurane
PCP	Pentachlorphenol
PEP / PEPCA	Phosphoenolpyruvat / Phosphoenolpyruvat-Carboxylase
PER	Perchlorethen
PhAR	photosynthetic active radiation (photosynthetisch aktive Strahlung)
POD	Peroxidase
POP	persistent organic pollutants (persistente organische Verunreinigungen)
ppb	parts per billion (Teile auf 1 Milliarde Teile)
ppm	parts per million (Teile auf 1 Million Teile)
ppm _{C_v}	ppm einer Kohlenstoffspezies multipliziert mit der Anzahl seiner C-Atome
ppm _v	das als Volumen Schadstoff pro Volumen Gas ausgedrückte Mischungsverhältnis in ppm
PPN	Peroxypropionynitrat
ppt	parts per trillion (Teile auf 1000 Million Teile)
PVC	Polyvinylchlorid
RNA / RNS	ribonucleic acid (Ribonukleinsäure) / Ribonukleinsäure
ROG	reactive organic gas (reaktives organisches Gas)
ROS	reaktive Sauerstoffspezies
Rubisco	Ribulose-1,5-bisphosphat-Carboxylase
S(V)OC	semivolatile organic compounds (schwerflüchtige organische Komponenten)
SLA	specific leaf area (spezifische Blattfläche)
SOD	Superoxiddismutase
SPM	suspended particulate matter
SUM0	sum of all hourly mean ozone concentrations using no threshold concentration ("total dose")
SUM07	sum of all hourly mean ozone concentrations equal or greater than 0,07 µl L ⁻¹
TA-Luft	Technische Anleitung Luft
TCA	Trichloressigsäure
TCDD	2,3,7,8-Tetrachlordibenzodioxin
TEL	tetra ethyl lead (Tetraethylblei)
TETRA	Tetrachlorkohlenstoff

Anhang 11d

Abkürzungen und Begriffe

TF	Transferfaktor
TG	Trockengewicht
TML	tetramethyl lead (Tetramethylblei)
TMW	Tagesmittelwert
TRI	Trichlorethen
TS	Trockensubstanz
UBA	Umweltbundesamt
UN-ECE	United Nations Economic Commission for Europe
UV	Ultraviolett
UVP	Umweltverträglichkeitsprüfung
VCH	volatile chlorocarbons (flüchtige Chlorkohlenwasserstoffe)
VDI	Verein Deutscher Ingenieure
VO	Verordnung
VOC	volatile organic compounds (flüchtige organische Komponenten)
VPD	vapour pressure deficit (Dampfdruckdefizit)
WADOS	wet and dry only sampler (Sammler für nasse und trockene Absetzdeposition)
WBS	Waldschaden-Beobachtungssystem
WBZI	Waldboden-Zustandsinventur
WEP	Waldentwicklungsplan
WHO	World Health Organization
WIK	wirkungsbezogene Immissionsgrenzkonzentration
WMO	World Meteorological Organization

Anhang 11e

Abkürzungen und Begriffe

Begriff	Erklärung
Anabolismus	Gesamtheit der aufbauenden Phasen des Stoffwechsels
Antimetabolit	Chemisches Agens, das Stoffwechselvorgänge hemmt
Assimilation	Umwandlung körperfremder in körpereigene Stoffe, vgl. Photosynthese
Calvin-Zyklus	CO ₂ -Fixierung im Chloroplasten
Carotinoide	Gelbe / orange Pigmente in Plastiden: Carotine und Xanthophylle
Chelate	Zyklische organische Verbindungen, bei denen ein einzelner Ligand mehr als eine Koordinationsstelle am Zentralatom, z. B. einem Metall, besetzt. Dadurch werden die normalerweise gestreckten Verbindungen über dem Metallatom zu Ringen geschlossen.
Chlorophyll	Blattgrün, photosynthetisch aktiver Farbstoff in Chloroplasten
Coenzym	Die Wirkgruppe enthaltender Bestandteil eines Enzyms, der mit dem Apoenzym das vollständige Holoenzym ergibt. Wasserstoffüberträger wie Nicotinamid-adenin-dinukleotid: NAD/NADH+H ⁺ , Nicotinamid-adenin-dinukleotidphosphat: NADP/NADPH+H ⁺ , Flavin-adenin-dinukleotid: FAD/FADH ₂
Cytochrome	Gelblich gefärbte Hämverbindungen der Zellen; Redox-Systeme im Elektronentransport in den Mitochondrien und Plastiden (z. B. zwischen Photosystem II und I)
Dissimilation	Atmung; Energiefreisetzung durch Oxidation von C-Verbindungen in den Mitochondrien
Enzym	Biokatalysator; Stoff, der eine (bio)chemische Reaktion katalysiert
Ferredoxin	Elektronentransportmolekül (auch an der Photosynthese im Photosystem I beteiligt)
Glykolyse	Glucoseabbau bis zur Brenztraubensäure
Glykosid	Verbindung von Zuckern mit anderen Molekülen der verschiedensten Stoffklassen
Glyoxylatzyklus	Variante des Krebs-Zyklus; dient der Nettokonversion von Acetat in Succinat und schließlich in neues Kohlenhydrat
Klon	Durch ungeschlechtliche Vermehrung aus einer Zelle oder einem Individuum entstandene erbgleiche Nachkommenschaft
Lipide	Fette / fettähnliche Substanzen
Metabolismus	Stoffwechsel
Mutagen	Erbänderungen verursachend

Anhang 11f

Abkürzungen und Begriffe

Begriff	Erklärung
Peptide	Aus zwei oder mehreren Aminosäuren bestehende Verbindungen
Peroxidation	Einführung einer –O–O–Gruppe in ein Molekül
Phloem	Dem Stofftransport dienende Elemente eines Leitbündels
Phosphorylierung	Anlagerung von Phosphat unter Beteiligung von ATP
Photolyse	Lichtabhängige oxidative Wasserspaltung in der Photosynthese
Photorespiration	Lichtatmung; nach Einsetzen der Photosynthese unter bestimmten Bedingungen zu beobachtende starke CO ₂ -Abgabe
Photosynthese	Aufbau organischer Substanzen aus CO ₂ und Wasser mit Hilfe von Strahlungsenergie und Chlorophyll in den Chloroplasten. Jährlich werden 200 Mrd. Tonnen Biomasse durch Photosynthese produziert.
Pigment	Farbstoff
Plasmolyse	Abhebung des Protoplasten von der Zellwand nach Übertragen der Zelle in ein hypertonisches Medium
Protein	Eiweißstoff
Respiration	Atmung
Rhizoid	Ein- oder mehrzelliger, der Befestigung der Thalli und zum Teil der Wasseraufnahme dienender Zellfaden bei Algen und Moosen
RubisCO = Ribulose-1,5-biphosphat-carboxylase/Oxygenase	Enzym, das die Anfangsreaktion des Calvinzyklus katalysiert, wobei CO ₂ enzymatisch an Ribulose-1,5-biphosphat fixiert wird
Seneszenz	Alterung
Stroma	Grundsubstanz der Chloroplasten
Thylakoid	Die Photosynthesepigmente tragende Biomembran der photosynthetisch aktiven Plastiden
Transferasen	Gruppenübertragende Enzyme
Transpiration	Wasserdampfabgabe der Pflanzen; treibende Kraft des Wasser- und Nährstofftransportes
Xanthophylle	Sauerstoffhaltige, fettlösliche Carotinoide (Plastidenfarbstoffe)
Xenobioticum	Körperfremder Stoff, der von einem Organismus nicht selbst gebildet, sondern aus der Umgebung aufgenommen wird. Viele dieser Stoffe blockieren bestimmte physiologische Vorgänge und wirken daher giftig
Xylem	Der Wasserleitung dienende Elemente eines Leitbündels
Zitronensäurezyklus (Krebs-Zyklus)	Folge von Reaktionsschritten im Zuge der Energiegewinnung bei der Atmung

Weitere Erklärungen siehe <http://www.luftschadstoffe.at>

Anhang 12

Enzyme

Internationale Klassifizierung von Enzymen: Klassenbezeichnung, Code-Zahl und Typ der katalysierten Reaktion.

1. Oxidoreduktasen	Oxidations-Reduktions-Reaktionen	1.1. Wirkend auf -CH-OH 1.2. Wirkend auf =C=O 1.3. Wirkend auf =C=CH- 1.4. Wirkend auf =CH-NH ₂ 1.5. Wirkend auf -CH-NH- 1.6. Wirkend auf NADH, NADPH
2. Transferasen	Übertragung von funktionellen Gruppen	2.1. C ₁ -Gruppen 2.2. Aldehyd- oder Ketogruppen 2.3. Acylgruppen 2.4. Glycosylgruppen 2.5. Alkyl-o, Arylgruppen (außer Methyl) 2.6. N-haltige Gruppen 2.7. P-haltige Gruppen 2.8. S-haltige Gruppen
3. Hydrolasen	Hydrolytische Reaktionen	3.1. Ester 3.2. Glykosidische Bindungen 3.3. Ether-Bindungen 3.4. Peptid-Bindungen 3.5. Andere C-N-Bindungen 3.6. Säureanhydride
4. Lyasen	Lösen C-C, C-O, C-N und andere Bindungen	
5. Isomerasen	Isomerisierungen, d.h. intramolekulare Änderungen	5.1. Racemasen 5.2. Cis-trans-Isomerasen 5.3. Intramolekulare Oxidoreduktasen
6. Ligasen	Binden kovalente Bindungen zwischen zwei Molekülen bei gleichzeitiger ATP-Spaltung	

Enzyme anabolischer Reaktionen, die ohne ATP-Spaltung ablaufen, werden als Synthasen bezeichnet.

Anhang 13

Zitierte und weiterführende Literatur

- Aber J., Neilson R.P., McNulty S., Lenihan J.M., Bachelet D., Drapek R.J. 2001: Forest processes and global environmental change: Predicting the effects of individual and multiple stressors. *Bioscience* 51, 735-751.
- Aber J.D. et al. 1998: Nitrogen saturation in temperate forest ecosystems. *Bioscience* 48, 921-934.
- Aber J.D., McDowell W.H., Nadelhofer K.J., Magill A.H., Berntson G., Kamakea M., McNulty S.G., Currie W.S., Rustad L., Fernandez I. 1998: Nitrogen saturation in temperate forest ecosystems. *Bioscience* 48, 921-934.
- Aldag R. et al. 1993: Begriffsbestimmungen zum Bodenschutz. *Z. Umweltchem. Ökotox.* 5 (3), 149-154.
- Andreae M.O. 1990: Ocean-atmosphere interaction in the global biogeochemical sulfur cycle. *Marine Chem.* 30, 1-29.
- Arndt U., Nobel W., Schweizer B. 1987: Bioindikatoren. Möglichkeiten, Grenzen und neue Erkenntnisse. Verlag E. Ulmer, Stuttgart.
- Baumbach G. 1994: Luftreinhaltung – Entstehung, Ausbreitung und Wirkung von Luftverunreinigungen – Messtechnik, Emissionsminderung und Vorschriften. 3. Auflage, Springer Berlin, Heidelberg – New York.
- Beckel L. (Hrsg.) 1996: Global change. RV-Verlag. ISBN 3-575-11794-2.
- Becker K.H., Löbel J. (Hrsg.) 1985: Atmosphärische Spurenstoffe und ihr physikalisch-chemisches Verhalten. Springer Berlin, Heidelberg, New York, Tokio.
- Begon M.E., Harper J.L., Townsend C.R. 1998: Ökologie. Spektrum Akademischer Verlag Heidelberg, Berlin, Oxford.
- Bergmann W. 1983: Ernährungsstörungen bei Kulturpflanzen. Gustav Fischer.
- Bermadinger - Stabentheiner E. 1994: Stress - physiological investigations on spruce trees from the "Achenkirch Altitude Profiles". *Phyton (Austria)* 34, 97 - 112.
- Berner U., Streif H.J. (Hrsg.) 2000: Klimafakten. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe. ISBN 3-510-95876-4.
- BFW (Bundesforschungs- und Ausbildungszentrum für Wald, Naturgefahren und Landschaft) 2004: Österreichische Waldinventur 2000/2002 – Hauptergebnisse. BFW-Praxisinformation Nr. 3. Wien.
- BFW-Praxisinformation 2004, Heft 5: Waldschädigende Luftverunreinigungen.
- Bialobok S. 1984: Controlling atmospheric pollutions. In: Treshow M.: Air pollutants and plant life. J. Wiley & Sons.
- Blank L.W., Lütz C. (eds.) 1990: Tree exposure experiment in closed chambers. *Environmental Pollution* 64 (3, 4).
- Bliefert C. 1994: Umweltchemie. Teil II: Luft. Weinheim, 7-15, 99-242.
- Blum W., Brandstetter A., Rieder C., Wenzel W. 1995: Bodendauerbeobachtung - Empfehlung für eine einheitliche Vorgangsweise in Österreich. Österr. Bodenkundl. Gesellschaft und Umweltbundesamt.
- Blum W., Danneberg O., Glatzel G., Grall G., Kilian W., Mutsch F., Stöhr D. 1986: Waldbodenuntersuchung. Geländeaufnahme, Probenahme, Analyse. Österr. Bodenkundl. Ges., AG Waldbodenuntersuchung, Wien, 1-59.
- Blum W.E.H., Klaghofer E., Kochl A., Ruckebauer P. 1997: Bodenschutz in Österreich. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft.
- Blum W.E.H., Spiegel H., Wenzel W.W. 1996: Bodenzustandsinventur. Konzeption, Durchführung und Bewertung. 2. Auflage. ARGE Bodenzustandsinventur der Österr. Bodenkundl. Gesellschaft. BMLF (Hrsg.).
- Blum W.E.H., Wenzel W.W. 1989: Bodenschutzkonzeption. Arbeitsgruppe Bodenschutz der Österreichischen Bodenkundlichen Gesellschaft.
- Bobbink R. et al. 1995: Critical Loads for nitrogen eutrophication of terrestrial and wetland ecosystems based upon changes in vegetation and fauna. In: Grennfelt P. and Thörmelöf E. 1992: Critical Loads for nitrogen. Report from a workshop held at Lökeberg, Sweden, April 1992.
- Bohde K., Helas G., Kesselmeier J. 1997: Biogenic contribution to atmospheric organic acids. In: Biogenic volatile organic compounds in the atmosphere (Hrsg. G. Helas, J. Slanina, R. Steinbrecher), SPB Academic Publishing, Amsterdam, 157-170.
- Bolhar-Nordenkamp H. (Hrsg.) 1989: Streßphysiologische Ökosystemforschung Höhenprofil Zillertal. *Phyton* 29 (3).
- Bolhar-Nordenkamp H., Götzl M. 1992: Chlorophyllfluoreszenz als Indikator der mit der Höhenlage zunehmenden Stressbelastung von Fichtennadeln. *FBVA-Berichte* 67, 119-132.
- Bolhar-Nordenkamp H., Lechner E. 1989: Synopse stressbedingter Modifikationen der Anatomie und Physiologie von Nadeln als Frühdiagnose einer Disposition zur Schadensentwicklung von Fichte. *Phyton* 29 (3), 255-302.
- Bond-Lamberty B., Thomson A. 2010: Temperature-associated increases in the global soil respiration record. *Nature* 464, 579-582.
- Böttger A., Ehhalt D.H., Gravenhorst G. 1978: Atmosphärische Kreisläufe von Stickstoffoxiden und Ammoniak. Berichte Kernforschungsanlage Jülich, Nr. 1558.
- Bredemeier M., Blanck K., Klinge R., Lamersdorf N., Wiedey G. 1999: Aufbau und Zielsetzung der Dach-Experimente im Solling. *Allg. Forstzeitschr.* 2, 52-71.
- Bresinsky A., Körner C., Kadereit J.W., Neuhaus G., Sonnewald U. 2008: Strasburger Lehrbuch der Botanik. 36. Auflage. Spektrum Akademischer Verlag Heidelberg.

- Bruenig E., Mayer H. 1980: Waldbauliche Terminologie. IUFRO Gruppe Ökosysteme. Institut für Waldbau, Univ. f. Bodenkultur.
- Brunold C., Balsiger P.W., Bucher J.B., Körner C. 2001: Wald und CO₂. Ergebnisse eines ökologischen Modellversuchs. Verlag Paul Haupt Bern, Stuttgart, Wien.
- Bundesamt und Forschungszentrum für Landwirtschaft (Hrsg.) 1997: Bodenschutz in Österreich. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft.
- Bundesamt und Forschungszentrum für Wald 2004: Österreichische Waldinventur 2000/02 – Hauptergebnisse. BFW Praxisinformation Nr. 3.
- Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft 2000: Der Waldzustand in Europa. UN-ECE und EK, Genf und Brüssel.
- Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft 1993: Der Waldentwicklungsplan.
- Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft 1997: Naturnähe österreichischer Wälder. Bildatlas. Sonderdruck der Österreichischen Forstzeitung 1/97.
- Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft 1998: Österreichischer Waldbericht 1996. Jahresbericht über die Forstwirtschaft und Bericht des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft an den Nationalrat gemäß §16 Abs. 6 Forstgesetz 1975 i.d.g.F.
- Bytnerowicz A., Arbeugh M.J., Alonso R. (eds.) 2003: Ozone air pollution in the Sierra Nevada: Distribution and effects on forests. Elsevier.
- Campbell N.A. 1997 (J. Markl, Hrsg.): Biologie. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, Berlin, Oxford, ISBN 3-8274-0032-5.
- Conrad R., Seiler W. (1980): Field measurements of the loss of fertilizer nitrogen into the atmosphere as nitrous oxide. *Atmos. Environ.* 14, 555-558.
- Cramer H.H., Kloke A., Jarczyk H.J., Kick H. 1981: Bodenkontamination. *Ullmanns Enzyklopädie der Technischen Chemie*, 4. Aufl., Bd. 6, 501-516. Verlag Chemie, Weinheim.
- Crutzen P.J. 1983: Atmospheric interactions – homogenous gas reactions of C, N and S containing compounds. In: *The major biochemical cycles and their interactions* (B. Bolin, R.B. Cook, eds.). SCOPE 21, 67-114.
- Crutzen P.J. 1999: Global problems of atmospheric chemistry - The story of man's impact on atmospheric ozone. In: *Atmospheric Environmental Research - Critical decisions between technological progress and preservation of nature* (D. Möller, Hrsg.). Springer Berlin, Heidelberg – New York.
- Cullis C.F., Hirschler M.M. 1989: Man's emissions of carbon monoxide and hydrocarbons into the atmosphere. *Atmos. Environ.* 23, 1195-1203.
- Dässler H.G. 1991: Einfluss von Luftverunreinigungen auf die Vegetation. Georg Fischer Jena.
- Davis D.D., Wilhour R.G. 1976: Susceptibility of woody plants to sulfur dioxide and photochemical oxidants. A literature review. Corvallis Environmental Research Laboratory. U.S. Environmental Protection Agency, EPA-660/3-76-102.
- De Kok L., Stulen I. (eds.) 1998: Responses of plant metabolism to air pollution and global change. Backhuys Publishers.
- Dentener F.J., Crutzen P.J. 1994: A three-dimensional model of the global ammonia cycle. *J. Atmos. Chem.* 19, 331-369.
- Deutscher Bundestag 1992: Climate change - a threat to global development. Economica Verlag Bonn.
- De Vries W., Bakker D.J. 1998: Manual for calculating critical loads of heavy metals for terrestrial ecosystems. DLO Winand Staring Centre, Wageningen, The Netherlands, SC Report 166, 1-144.
- Doralt W. (Hrsg.) 2007: Kodex des österreichischen Rechts. Umweltrecht, 29. Auflage. Orac Verlag.
- Drummond D.B. 1971: Influence of high concentration of PAN on woody plants. *Phytopathology* 61, 128.
- Durenkamp M., Posthumus F.S., Stuiver C.E., deKok L.J. 2005: Metabolism of atmospheric sulfur gases in onion. In: *Plant responses to air pollution and Global Change* (Omasa K., Nouchi I. and de Kok L.J., eds.). 3-11. Springer Berlin, Heidelberg – New York.
- Eckmüllner O. 1988: Zuwachsuntersuchungen an Fichten im Zusammenhang mit neuartigen Waldschäden. Dissertation Univ. f. Bodenkultur.
- Ehhalt D.H. 1974: The atmospheric cycle of methane. *Tellus* 26, 58-70.
- Ehhalt D.H., Drummond J.W. 1982: The tropospheric cycle of NO_x. In: *Chemistry of the unpolluted and polluted troposphere* (H.W. Georgii, W. Jaeschke, eds.). NATO ASI Series Vol. C96, 219-251. Reidel Dordrecht, Holland.
- Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrikulturchemie und Umwelthygiene 1994 (Führer J., Achermann B., eds.): Critical Levels for ozone - a UN-ECE workshop report. Schriftenreihe der Eidgenössischen Forschungsanstalt für Agrikulturchemie und Umwelthygiene Nr. 16.
- Eitzinger J., Kersebaum K.C., Formayer H. 2009: Landwirtschaft im Klimawandel. Auswirkungen und Anpassungsstrategien für die Land- und Forstwirtschaft in Mitteleuropa. AgriMedia.
- Ellenberg H., Mayer R., Schauermann J. 1986: Ökosystemforschung. Ergebnisse des Solling-Projektes 1966-1986. Verlag Eugen Ulmer.
- Ellenberg H., Weber H.E., Düll R. et al. 1991: Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta Geobotanica* 18.
- Elling W., Heber U., Polle A., Beese F. 2007: Schädigung von Waldökosystemen. Auswirkungen anthropogener Umweltveränderungen und Schutzmaßnahmen. Elsevier Amsterdam, New York, Tokio.

- Elstner E. 1990: Der Sauerstoff. Wissenschaftsverlag Mannheim, Wien, Zürich.
- Emberson L., Ashmore M., Murray F. 2003: Air pollution impacts on crops and forests – a global assessment. Air Pollution Reviews vol. 4, Imperial College Press London.
- Eriksson E. 1960: The yearly circulate of chloride and sulfur in nature: meteorological, geochemical and pedological implications, Part II. Tellus 12, 63-109.
- Erismann J.W., Sutton M.A., Galloway J., Klimont Z., Winiwarter W. 2008: How a century of ammonia synthesis changed the world. Nature Geoscience 1, 636-639.
- Esterbauer H. 1976: Einwirkungen von Umweltgiften auf Pflanzen. Umschau 76 (11), 347-350.
- EU 2000: Tochterrichtlinie Ozon, 99/0068 (COD).
- Fabian P. 1989: Atmosphäre und Umwelt. Springer Berlin, Heidelberg – New York, 4. Auflage.
- Fachverband der Chemischen Industrie Österreichs 1984: Umwelt und Chemie von A-Z. Chemie Österreich.
- Federal Office of Environment, Forests and Landscape 1992: Waldschadensforschung in der Schweiz. Stand der Kenntnisse. Forum für Wissen.
- Feger K.H. 1992: Importance of land-use history for nutrient cycling in Central European forests. In: Responses of forest ecosystems to environmental changes (Teller A., Mathy P., Jeffers J.N.R., Hrsg.), 473-488. Elsevier Applied Science London.
- Fehsenfeldt F., Calvert J., Fall R. et al. 1992: Emissions of volatile organic compounds from vegetation and the implications for atmospheric chemistry. Global Biogeochemical Cycles 6 (4), 389-430.
- Fent K. 1998: Ökotoxikologie. Umweltchemie, Toxikologie, Ökologie. Thieme Stuttgart.
- Fiedler H.J., Nebe W., Hoffmann F. 1973: Forstliche Pflanzenernährung und Düngung. Gustav Fischer Stuttgart.
- Fiedler H.J., Thakur S. 1984: Zur Schwefelernährung der Waldbäume und blattanalytischen Bewertung ihres Ernährungszustandes. Beiträge für die Forstwirtschaft (Berlin), 18 (2), 81-86.
- Field C.B., Raupach M.R. 2004: The global carbon cycle. Scope.
- Flagler R.B. 1998: Recognition of air pollution injury to vegetation. A pictorial atlas. Air and Waste Management Association. ISBN 0-923204-14-8.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) 1995: Decline and dieback of trees and forests - a global overview. FAO Forestry Paper 120.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) 2001: State of the world's forests. The FAO Forestry Department, Rome, Italy.
- Forest Ecology, Management 101 1998: Special Issue: The whole ecosystem experiments of the NITREX and EXMAN projects.
- Forstliche Bundesversuchsanstalt (Hrsg.) 1989a, 1989b, 1990: Zum Waldsterben im Gleinalmgebiet. Mitteilungen FBVA 163/I, II und III.
- Forstliche Bundesversuchsanstalt (Hrsg.) 1991: Zusammenfassende Darstellung der Waldzustandsinventur. Mitteilungen der Forstlichen Bundesversuchsanstalt, Bd. 166.
- Forstliche Bundesversuchsanstalt (Hrsg.) 1992: Österreichische Waldbodenzustandsinventur. Mitteilungen der Forstlichen Bundesversuchsanstalt, Bd. 168/1 und 168/2.
- Frank H. 1990: Phytotoxizität flüchtiger Halogenkohlenwasserstoffe. Materialien Nr. 72 (Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen).
- Fränzle O., Müller F., Schröder W. 2000: Handbuch der Umweltwissenschaften. Grundlagen und Anwendungen der Ökosystemforschung. Ecomed.
- Freilinger U.P. 1986: Kombinationswirkung von Luftschadstoffen auf Gräser, krautige Pflanzen und Holzgewächse, Dissertation der Universität für Bodenkultur Wien.
- Friedrich R., Obermeier A. 2000: Emissionen von Spurenstoffen. In: Handbuch der Umweltveränderungen und Ökotoxikologie, Band 1A: Atmosphäre (Hrsg. R. Guderian), Springer Berlin, 168-173.
- Friend J.P. 1973: The general sulfur cycle. In: Chemistry of the lower atmosphere (S.I. Rasool, ed.), 177-201. Plenum Press, New York.
- Fuhrer J. 1982: Atmosphärische Einflußfaktoren der Waldschädigung. In: Waldschäden durch Immissionen, Gottlieb Duttweiler Institut für wissenschaftliche und soziale Studien, 27-47.
- Fürst A., Smidt S., Herman F. 2003: Monitoring the impact of sulphur with the Austrian Bioindicator Grid. Environmental Pollution 125, 13-19.
- Garber K. 1967: Luftverunreinigungen und ihre Wirkungen. Borntraeger, Berlin.
- Gasch G. et al. 1988: The ratio of organic and inorganic sulphur in Norway spruce needles as an indicator of the severity of sulphur dioxide pollution. Angew. Botanik 62, 73-84.
- Geburek T., Müller F., Schultze U. 1994: Klimaänderung in Österreich. Herausforderung an Forstgenetik und Waldbau. BFW-Berichte 81. Wien.
- Georgii H.W. 1986: Atmospheric pollutants in forest areas. D. Reidel Publishing Company.
- GKSS-Forschungszentrum Geestacht 1988: Forschungsprogramm Waldschäden am Standort Postturm (Michaelis W., Bauch J., Hrsg.).
- GKSS-Forschungszentrum Geestacht 1992: Luftverunreinigungen und Waldschäden am Standort Postturm (Michaelis W., Bauch J., Hrsg.).
- Glatzel G. 1987: Möglichkeiten und Grenzen der Sanierung immissionsgeschädigter Waldökosysteme,

- Österreichische Gesellschaft für Waldökosystemforschung und experimentelle Baumforschung Wien ISBN 3-900491-023.
- Glatzel G. 1990: The nitrogen status of Austrian forest ecosystems as influenced by atmospheric deposition, biomass harvesting and lateral organomass exchange. *Plant and Soil* 128, 67-74.
- Grädel T.E., Crutzen P.J. 1994: *Chemie der Atmosphäre*. Spektrum, Akademischer Heidelberg, Berlin, Oxford.
- Granat L., Hallberg R.O., Rhode H. 1976: The global sulfur cycle. In: *Nitrogen, phosphorus and sulfur – global cycles* (B.H. Svensson, R. Söderlund, eds.). SCOPE Report 7, Ecol. Bull. (Stockholm) 22, 89-134.
- Grünwald F. 1996: Der Einfluss von Schwefeldioxid auf Pflanzen, Online Publikation www.muenster.de.
- Grünhage G.L., Krause K.H.M., Köllner B., Weigel H.J., Jäger H.J. Guderian R. 2000: A new flux orientated concept to derive Critical Levels for ozone to protect vegetation. *Environmental Pollution* 111, 355-362.
- Guderian R. 1977: *Air Pollution*. Springer Berlin, Heidelberg – New York.
- Guderian R., Reidl K. 1982: Höhere Pflanzen als Indikatoren für Immissionsbelastungen im terrestrischen Bereich. *Decheniana Beih.* 26, 6-22.
- Guderian R. 1985: *Air pollution by photochemical Oxidants*. Ecological Studies 52. Springer Berlin, Heidelberg – New York.
- Guderian R. (Hrsg.) 2000: *Terrestrische Ökosysteme*. Band 2A. Springer Berlin, Heidelberg, New York.
- Guderian R. (Hrsg.) 2001: *Terrestrische Ökosysteme*. Band 2B. Springer Berlin, Heidelberg, New York.
- Günther A., Hewitt C.N., Erickson D. et al. 1995: A global model of natural volatile organic compound emissions. *J. Geophys. Res.* 100, 8873-8892.
- Gussone H.A. 1964: *Faustzahlen zur Düngung im Walde*. Bayer. Landw. Verlag München, Basel, Wien.
- Häberle M. 1982: Stoffkreisläufe der Natur und Einfluss der Menschen. *Umwelt* 1/82, 15-22; 2/82, 76-88.
- Haensch G., Haberkamp G. 1976: *Wörterbuch der Biologie*. BLV Verlagsgesellschaft München - Wien - Zürich.
- Halbwachs G. (Hrsg.) 1982: *Das immissionsökologische Projekt Arnoldstein*. Carinthia II. Verlag des Naturwissenschaftlichen Vereins für Kärnten, Klagenfurt.
- Halbwachs G., Arndt U. 1991: Möglichkeiten und Grenzen der Bioindikation. *VDI-Berichte* 901, 7-16.
- Halbwachs G., Schön B. 1985: Benadelungsmerkmale als Vitalitätskriterien der Fichte, Forschungsinitiative gegen das Waldsterben, Bericht 1985, Ergebnisse aus der Immissionsforschung, 39-51.
- Hanisch B., Kilz E. 1990: *Waldschäden erkennen*. Eugen Ulmer Stuttgart.
- Haron A.H., Innes J.L. 2000: Conclusions. In: *Air Pollution and the forests of developing and rapidly industrializing countries* (Innes J.J., Haron, eds.). CABI Publishing.
- Hartmann G., F. Nienhaus, H. Butin 1988: *Farbatlas Waldschäden*. Eugen Ulmer Stuttgart.
- Hatzfeld H. 1983: *Schadstoffbelastung des Waldes – Forstliche Konsequenzen*. Paul Parey Hamburg und Berlin.
- Heintz A., Reinhardt G.A. 1996: *Chemie und Umwelt*. Vieweg Lehrbuch Umweltwissenschaften, Braunschweig, Wiesbaden.
- Heldt H.W. 2008: *Pflanzenbiochemie*. Spektrum Akademischer Verlag Heidelberg, Berlin, Oxford.
- Herder Lexikon der Biologie 1984 (8 Bände). Herder Freiburg, Basel, Wien.
- Herman F., Lütz C., Smidt S. (eds.) 1998: Description and evaluation of stress to mountain forest ecosystems: Results of long-term field experiments. *Environmental Science, Pollut. Res., Special Issue* 1, 1998.
- Herman F., Smidt S. 1994: Results from the fields of integrated monitoring, bioindicators and indicator values for the characterization of the physiological condition of trees. *Phyton* (Horn, Austria) 34 (3), 169-192.
- Herman F., Smidt S., Loibl W., Bolhar-Nordenkamp H.R. 2005. Evaluation of the ozone-related risk for Austrian forests. In: *Plant responses to air pollution and Global Change* (K. Omasa, I. Nouchi, L.J. De Kok, eds.), 53-61. Springer.
- Heseltine M., Lovelock J., Prance G., Mason J., Tickell G., Southwood R., Philipson J., Woods J. 1992: *Monitoring the environment* (ed. B. Cartledge). Oxford University Press.
- Hettelingh J.P., H. Denier van der Gond, B.J. Groeneberg, I. Ilyin, G.J. Reinds, J. Slootweg, O. Travníkov, A. Visschedijk, W. de Vries 2006: Heavy metal emissions, depositions, Critical Loads and exceedances in Europe. VROM-DGM, Directie Klimaatverandering en Industrie, IPC 650, P.O. Box 20951, +32.30.274.3048.
- Hippeli S., Elstner E.F. 1996: Mechanisms of oxygen activation during plant stress: Biochemical effects of air pollutants. *J. Plant Physiol.* 148, 249-257. München-Neuherberg.
- Hock B., Elstner E.F. 1995: *Pflanzentoxikologie*. BI Wissenschaftsverlag, Bibliographisches Institut Mannheim - Wien - Zürich.
- Hollemann A.F., Wiberg E. 1985: *Lehrbuch der anorganischen Chemie*. Walter de Gruyter Berlin, New York.
- Hoque E. 1990: *Biochemie und Physiologie erkrankter Fichten*. Ecomed Verlagsgesellschaft.
- Houghton J.T., Jenkins G.J., Ephraums J.J. 1990: *Climate change: The IPCC scientific assessment*. Cambridge University Press, Cambridge. [Zitiert in: Krupa S.W. 1997: *Air pollution, people and plants*. St. Paul, Minnesota, USA.]
- Houghton J.T. et al. 1990 (in Krupa S.V. 1997): *Air Pollution, people and plants*. APS Press St. Paul, Minnesota, USA.
- Humboldt Umweltlexikon 1990: Humboldt Taschenbuchverlag, München.
- Hüttl R. 1986: *Neuartige Waldschäden und Nährelementversorgung von Fichtenbeständen in Südwestdeutschland*. Freiburger Bodenkundliche Abhandlungen, Heft 16.
- Hyvönen et al. 2007: The likely impact of elevated CO₂, N deposition, increased temperature and management on

- carbon sequestration in temperate and boreal forest ecosystems: a literature review. *New Phytologist* 173, 463ff.
- Ingestad 1987: New concepts on soil fertility and plant nutrition as illustrated by research on forest trees and stands. *Geoderma* 40, 237-252.
- Innes J.L. 1993: Forest health: 1st assessment and status. CAB International, Wallingford, Oxon, UK.
- Innes J.L., Haron A.H. 2000: Air pollution and the forests of developing and rapidly industrializing regions - Report no. 4 of the IUFRO Task Force on Environmental Change. CABI Publishing in Association with IUFRO.
- Innes J.L., Skelly J.M., Schaub M. 2001: Ozone and broadleaved species. Haupt Bern, Stuttgart.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change = Zwischenstaatlicher Ausschuss zum Klimawandel) Climate Change. Fourth Assessment Report. Genf 2007. <http://www.forestry.gov.uk/climatechange>
- IPCC 1994: Climate Change 1994: Radiative forcing of Climate Change and an evaluation of the IPCC IS 92 emission scenarios. J.G. Houghton, Meira Filho L.G., Bruce J., Lee H., Callander B.A., Haites E.F., Harris N., Maskell K. (eds.). Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- IPCC 1995: Climate change: supplementary report to the IPCC scientific assessment. Houghton J.T. (ed.). Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- IPCC 1996: Climate Change 1995: The science of Climate Change. J.G. Houghton, Meira Filho L.G., Bruce J., Lee H., Callander B.A., Haites E.F., Harris N., Maskell K. (eds.). Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- IPCC 1997: Guidelines for national greenhouse gas inventories. Intergovernmental Panel on Climate Change, OECD, Paris, France.
- IPCC 2000: Special report on emission scenarios. University Press, Cambridge.
- IPCC 2007: Fourth Assessment Report. <http://www.forestry.gov.uk/climatechange>
- IPCC 2007: Global Change. Genf. <http://www.ipcc.ch/ipccreports/index.htm>
- IPCC 2007: Klimaänderung 2007. Zusammenfassungen für politische Entscheidungsträger.
- ISO 7504 Gas Analysis - Vocabulary.
- IUFRO 1979: Resolution über maximale Immissionswerte zum Schutz der Wälder. IUFRO-News Nr. 25 (3/1979).
- Jacobsen C., P. Rademacher, H. Meesenburg, K.J. Meiwes 2003: Gehalte chemischer Elemente in Baumkompartimenten. Forschungszentrum Waldökosysteme, Universität Göttingen.
- Jarvis P.G. 1989: Atmospheric carbon dioxide and forests. *Phil. Trans. R, Soc. Lond. B* 324, 369-392 (zitiert in Larcher W. 1994: Ökophysiologie der Pflanzen. UTB für Wissenschaft. Ulmer, 5. Auflage).
- Kaennel M., Schweingruber F.H. 1995: Multilingual glossary of dendrochronology. Birmensdorf, Swiss Federal Institute for Forest, Snow and Landscape Research. Berne, Stuttgart, Vienna, Haupt.
- Kalina M., Puxbaum H., Tsakovsky S., Simoneov V. 1999: Time trends in the concentrations of lead in wet precipitation from rural and urban sites in Austria. *Chemosphere* 38 (11), 2509-2515.
- Karjalainen T., Nabuurs G.J., Liski J., Pussinen A., Lapveteläinen T., Eggers T. 2000: Carbon sequestration. *EFI News* 1/00, 5-7.
- Karnosky D.F., K.E. Percy, A.H. Chappelka, C. Simpson, J. Pikkarainen (eds.) 2003: Air pollution, Global Change and Forests in the New Millenium Developments in Environmental Science 3 (S.V. Krupa, ed.), 447-459. Elsevier Amsterdam, New York, Tokio.
- Kellog W.W., Cadle R.D., Allen E.R., Lazrus A.L., Martell E.A. 1972: The sulfur cycle. *Science* 175, 587-596.
- Kesselmeier J., Staudt M. 2000: Biogene flüchtige Kohlenwasserstoffe. In: Handbuch der Umweltveränderungen und Ökotoxikologie, Band 1A: Atmosphäre (Hrsg. R. Guderian). Springer Berlin, 143-166.
- Khalil M.A.K., Rasmussen R.A. 1983: Sources, sinks and seasonal cycles of atmospheric methane. *J. Geophys. Res.* 88, 5131-5144.
- Khalil M.A.K., Rasmussen R.A. 1995: The changing composition of the Earth's atmosphere. In: Composition, Khalil M.A.K., Rasmussen R.A., Gunawardena R. 1993: Atmospheric methyl bromide: Trends and global mass balance. *J. Geophys. Res.* 98, 2887-2896.
- Kilian W., Müller F., Starlinger F. 1994: Die forstlichen Wuchsgebiete Österreichs, eine Naturgliederung nach waldökologischen Gesichtspunkten, FBVA-Berichte 82/1994 Forstliche Bundesversuchsanstalt Österreich.
- Kindl H. 1994: Biochemie der Pflanzen. 4. Auflage. Springer Berlin, Heidelberg, New York.
- King, De Angelis und Post aus: Jarvis P.G. 1989: Atmospheric carbon dioxide and forests. *Phil. Trans. R, Soc. Lond. B* 324, 369-392 (zitiert in Larcher W. 1994: Ökophysiologie der Pflanzen. UTB für Wissenschaft. Ulmer, 5. Auflage).
- Kirste H. 1965: Verfahren und Methoden zur Beurteilung von Immissionsschäden. *Landw. Forschung* 19. Sonderheft, 176-179.
- Kloke A. 1980: Orientierungsdaten für tolerierbare Gesamtgehalte einiger Elemente in Kulturböden. *Mitt. VDLUFA*, 1-3, 9-11.
- Kloke A., Sauerbeck D., Vetter H. 1984: The contamination of plants and soils with heavy metals and the transport of metals in terrestrial food chains. In: Nriagu J.O. (ed.). *Changing metal cycles and human health*, 113-141. Springer Berlin, Heidelberg, New York.
- Klump A., Ansel W., Klump G. 2004: Urban air pollution, bioindication and environmental awareness. Cuvillier Verlag Göttingen.
- Knabe W. 1984: Merkblatt zur Entnahme von Blatt- und Nadelproben für chemische Analysen. *Allg. Forstzeitschr.* 847-848.

- Kodex des Österreichischen Rechts, Umweltrecht (3. Aufl., Stand 4/1992; Doralt W., Hrsg.). ORAC Wien.
- Kok L.de, Stulen I. 1998: Responses of plant metabolism to air pollution and global change. Backhuys Publishers, Leiden.
- Körner C. 1999: Biologische Folgen der CO₂-Erhöhung. *Biologie in unserer Zeit* 29 (6), 353-362.
- Körner C., Pelaez-Riedl S., Schilcher B., Halbwachs G. 1992: Wechselwirkungen zwischen Vegetation und Treibhauseffekt. In: Bestandsaufnahme anthropogene Klimaänderungen: Mögliche Auswirkungen auf Österreich – mögliche Maßnahmen in Österreich. Österr. Akademie der Wissenschaften, Kommission Reinhaltung der Luft, S. 6.1-6.8.
- Korte F. 1992: Lehrbuch der ökologischen Chemie. Thieme Stuttgart und New York.
- Kreutzer et al. 1998: Atmospheric deposition and soil acidification in five coniferous forest ecosystems: a comparison of the control plots of the EXMAN sites. *Forest Ecology and Management* 101, 125-142.
- Kromp-Kolb H., Formayer H. 2005: Schwarzbuch Klimawandel. Ecowin Salzburg.
- Krupa S.V. 1997: Air pollution, people and plants. APS Press St. Paul, Minnesota, U.S.A.
- Krupa S.V. 2003: Effects of atmospheric ammonia (NH₃) on terrestrial vegetation - a review. *Environmental Pollution* 124, 179-221. Elsevier Amsterdam, New York, Tokio.
- Krupa S.V., Arndt U. (eds.) 1990: The Hohenheim long-term experiment: effects of ozone, SO₂ and simulated acidic precipitation on tree species in an microcosm. *Environmental Pollution* 68 (3, 4).
- Kuntze H., Roeschmann G., Schwerdtfeger G. 1994: Bodenkunde. 5. Aufl. UTB Eugen Ulmer Stuttgart.
- Kuttler W. 1995: Handbuch der Ökologie. Analytica Verlagsgesellschaft, Berlin.
- Lahmann E. 1990: Luftverunreinigung - Luftreinhaltung. Paul Parey Berlin, Hamburg.
- Lahmann E. 1997: Determination and evaluation of ambient air quality. Manual of ambient air monitoring in Germany. Umweltbundesamt, Texte 35/1997.
- Lambert M.J., Turner J. 1977: Dieback in high site quality Pinus radiata stands – the role of sulphur and boron deficiencies. *New Zealand J. of Forestry Science* 7, 333-348.
- Lanz W. 1969: Forstdüngung (Sammelreferat). Beiheft zum Forstarchiv (Februar 1969).
- Laothawornkitkul J., Paul N.D., Hewitt C.N. 2009: Biogenic volatile organic compounds in the earths system. *New Phytologist* 183, 27-51.
- Laothawornkitkul J., Taylor J.E., Paul N.D., Hewitt C.N. 2009: Biogenic volatile organic compounds in the Earth system. *New Phytologist* (2009) 183: 27–51.
- Larcher W. 1987: Streß bei Pflanzen. *Naturwissenschaften* 74, 158-167.
- Larcher W. 1992: Ökophysiologie der Pflanzen. Eugen Ulmer Stuttgart.
- Larcher W. 2001: Ökophysiologie der Pflanzen. 6. Auflage. Eugen Ulmer Stuttgart.
- Larcher W. 2003: Physiological plant ecology. Ecophysiology and stress physiology of functional groups. 4th Edition. Springer Berlin, Heidelberg – New York.
- Legge A., Krupa S. 1990: Acidic deposition. Sulfur and nitrogen oxides. Lewis Publishers Michigan U.S.
- Lenzian K. 1992: Biochemische Grundlagen von Immissionsschäden. In: Physiologie und Ökologie der Gehölze (Lyr H., Fiedler H.J., Tranquillini W., Hrsg.), 307-318. Gustav Fischer Jena / Stuttgart.
- Lesch K.H., Cervený M., Leitner A., Berger B. 1990: Treibhauseffekt – Ursachen, Konsequenzen, Strategien. Monographien Bd. 23. Umweltbundesamt Wien.
- Libbert E. 1987: Lehrbuch der Pflanzenphysiologie. Gustav Fischer Verlag Stuttgart - New York.
- Lichtenthaler H.K. (ed.) 1996: Vegetation stress. Based on the International Symposium on Vegetation Stress Munich-Neuherberg, June 19-21, 1995.
- Linke F., Baur F. 1962: Meteorologisches Taschenbuch. Akademische Verlagsgesellschaft Geest, Portig K.G. Leipzig.
- Logan J.A. 1983: Nitrogen oxides in the troposphere: global and regional budgets. *J. Geophys. Res.* 88, 10.785-10.807.
- Lüttge U., Kluge M., Bauer G. 1988: Botanik. Ein grundlegendes Lehrbuch. VCH Verlagsgesellschaft, Weinheim.
- Lyr H., Fiedler H.J., Tranquillini W. 1992: Physiologie und Ökologie der Gehölze. Gustav Fischer, Jena.
- Makkonen O., Spiecker H. 1999: Zuwachsanstieg europäischer Wälder auf dem Prüfstand, Forst und Holz Juni 1999 Nr. 12, 371-372.
- Mann M.E., Kump L.R. 2008: Dire predictions. Understanding global warming. The illustrated guide to the findings of the IPCC. DK London, N.Y.
- Manning W.J. (ed.) 1998: Nitrogen, the Confer-N-s. First International Nitrogen Conference 1998. *Environmental Pollution* 192, Supplement Number 1. Elsevier Amsterdam, New York, Tokio.
- Markert B. (ed.) 1993: Plants as biomonitors. Indicators for heavy metals in the terrestrial environment. Verlag Weinheim New York, Basel, Cambridge.
- Markert B.A., Breure A.M., Zechmeister H.G. 2003: Bioindicators and Biomonitors. Principles, concepts and applications. Elsevier Amsterdam, New York, Tokio.
- Matthes F. 1998: Bodenbelastungen durch Luftschadstoffe, Enquete-Kommission "Schutz des Menschen und der Umwelt"; Springer Verlag ISBN 3-540-64593-4.
- Matyssek R. et al. 2007: Ozone sensitivity of adult forest trees. *Plant Biology* 9 (2), Sonderband, 163-356.

- Mayer H. 1977: Waldbau. Gustav Fischer Stuttgart, New York.
- Megie G. 1989: Ozon. Atmosphäre aus dem Gleichgewicht. Springer.
- Merian E. (ed.) 1991: Metals and their compounds in the environment. VCH Weinheim, N.Y., Basel, Cambridge.
- Meszaros E. 1974: On the spring maximum of the concentration of trace constituents in atmospheric precipitation. *Tellus* 26 (3), 402-406.
- Meszaros E. 1980: Considerations sur le cycle d'origine naturelle et anthropogénique. *Pollution Atmosphérique* No. 88, 397-400.
- Meyer's Kleines Lexikon Meteorologie 1987. Meyer's Lexikonverlag.
- Michaelis W. 1997: Air pollution. Springer.
- Minister für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen 1991: Forschungsberichte zum Forschungsprogramm des Landes Nordrhein-Westfalen "Luftverunreinigungen und Waldschäden" Nr. 18. Tagungsbericht zum 2. Statuskolloquium 12.-14.11.1990 im Innenministerium des Landes Nordrhein-Westfalen, Düsseldorf.
- Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft 1993: Luftverunreinigungen und Waldschäden. Eine Bilanz neunjähriger Waldschadensforschung im Land Nordrhein-Westfalen. Düsseldorf.
- Mitchell A. 1974: Die Wald- und Parkbäume Europas. Parey Berlin, Hamburg.
- Mitscherlich G. 1970: Wald, Wachstum und Umwelt, Bd.1. J.D. Sauerländer's Frankfurt/Main.
- Möller D. 1984: On the global natural sulfur emission. *Atmos. Environ.* 18, 29-39.
- Möller D. 1995: Sulfate aerosol and their atmospheric precursors. In: *Aerosol forcing of climate* (Hrsg. R.J. Charlson, J. Heintzenberg). J. Wiley & Sons, 73-90.
- Möller D. 2003: Luft. Chemie, Physik, Biologie, Reinhaltung, Recht. Walter de Gruyter Berlin, New York.
- Müller M., Bermadinger - Stabenheimer E. 1996: Investigations of chromosomal aberrations in the root tip meristems of spruce trees from the "Achenkirch Altitude Profile". *Phyton (Austria)* 36 (4), 163 - 176.
- Müller M., Fuentes U., Kohl H. (Hrsg.) 2007: Der UN-Weltklimareport. Bericht über eine aufhaltsame Katastrophe. Kiepenheuer und Witsch Köln.
- Nagel H.D., Gregor H.D. 1998: Ökologische Belastungsgrenzen – Critical Loads und Levels. Springer Berlin, Heidelberg – New York.
- Nationales Forschungsprogramm NP14 1991: Lufthaushalt, Luftverschmutzung und Waldschäden in der Schweiz. Programmleitung NFP 14, Vol. 1-5, Verlag der Fachvereine Zürich.
- Neinavaie H., Pirkel H., Trimbacher C. 2000: Herkunft und Charakteristik von Stäuben. Umweltbundesamt, Bericht BE-171.
- Nentwig W., Bacher S., Beierkühnlein C., Brandl R., Grabherr G. 2004: Ökologie. Spektrum Akademischer Verlag, Gustav Fischer, Jena.
- Neumann M., Schieler K. 1981. Vergleich spezieller Methoden zu wachskundlicher Schadensabschätzung. *Mitteilungen der Forstlichen Bundesversuchsanstalt* 139, 49-66.
- Nießlein E., Voss G. 1985: Was wir über das Waldsterben wissen, Köln: Deutscher Institutsverlag ISBN 3-602-14158-6.
- Nriagu J.O. 1979: Global inventory of natural and anthropogenic emissions of trace metals into the atmosphere. *Nature* 279, 409-411.
- Nultsch W. 1996: Allgemeine Botanik. 10. Auflage. Thieme Stuttgart, New York.
- Nultsch W. 2001: Allgemeine Botanik. 11. Auflage. Thieme Stuttgart, New York.
- Odum E.P. 1999: Ökologie. Thieme, Stuttgart, New York.
- Obersteiner E., Offenthaler I. 2008: Critical Loads für Schwefel- und Stickstoffeinträge in Ökosysteme. Umweltbundesamt, Rep. 178.
- Oehlmann J., Markert B. 1999: Ökotoxikologie. Ecomed Landsberg, BRD.
- Olivier J.G.J., Bouwman A.F., van der Hoek K.W., Berdowsky J.J.M. 1998: Global air emission inventories for anthropogenic sources of NO_x, NH₃ and N₂O in 1990. *Environmental Pollution* 102, S1, 135-148.
- Omasa K., Nouchi I., de Kok L.J. 2005: Plant responses to air pollution and global change. Springer Berlin, Heidelberg, New York.
- ÖNORM L1075 (2004): Grundlagen für die Bewertung der Gehalte ausgewählter Elemente in Böden.
- Österreichische Akademie der Wissenschaften, Kommission Reinhaltung der Luft 1992: Bestandsaufnahme anthropogene Klimaänderungen. Mögliche Auswirkungen auf Österreich.
- Österreichische Akademie der Wissenschaften, Kommission Reinhaltung der Luft 1994: Nationales Umweltprogramm: Umweltwissenschaftliche Grundlagen und Zielsetzungen im Rahmen des NUP.
- Österreichische Akademie der Wissenschaften, Kommission Reinhaltung der Luft 1994: Umweltwissenschaftliche Grundlagen und Zielsetzungen im Rahmen des Nationalen Umweltplans für die Bereiche Klima, Luft, Geruch und Lärm. Wien.
- Österreichische Akademie der Wissenschaften, Kommission Reinhaltung der Luft 1975: Luftqualitätskriterien SO₂. BM f. Gesundheit und Umweltschutz, Wien.
- Österreichische Akademie der Wissenschaften, Kommission Reinhaltung der Luft 1987: Luftqualitätskriterien NO₂. BM f. Umwelt, Jugend und Familie, Wien.

- Österreichische Akademie der Wissenschaften, Kommission Reinhaltung der Luft 1989: Luftqualitätskriterien Ozon. BM f. Umwelt, Jugend und Familie, Wien.
- Österreichische Akademie der Wissenschaften, Kommission Reinhaltung der Luft 1992: Bestandsaufnahme Anthropogene Klimaänderungen: Mögliche Auswirkungen auf Österreich - Mögliche Maßnahmen in Österreich. BM für Wissenschaft und Forschung / MB für Umwelt, Jugend und Familie. Wien.
- Österreichische Akademie der Wissenschaften, Kommission Reinhaltung der Luft 1996: Luftqualitätskriterien VOC. BM f. Umwelt, Jugend und Familie, Wien.
- Österreichischer Forstverein 1996: Klimaänderung. Mögliche Einflüsse auf den Wald und waldbauliche Anpassungsstrategien. Zentrum für Umweltschutz, Universität für Bodenkultur, Wien.
- Österreichischer Forstverein 1997: Klimaänderung. Mögliche Einflüsse auf den Wald und waldbauliche Anpassungsstrategien. Zentrum für Umweltschutz, Universität für Bodenkultur, Wien.
- Österreichisches Normungsinstitut: ÖNORMEN.
- Österreichisches Statistisches Zentralamt (Hrsg.) 1995: Ökobilanz Wald. Wien.
- Otto H.J. 1994: Waldökologie. UTB Wissenschaftsverlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- Pacyna J.M. 1984: Estimation of the atmospheric emissions of trace elements from anthropogenic sources in Europe. Atmospheric Environment 18, 41-50.
- Papen H., Hermann H., Butterbach-Bahl K., Rennenberg H. 1994: Emissionen von N₂O, NO und NO₂ aus Böden zweier Fichtenstandorte im Schwarzwald. Forschungsbericht KfK-PEF 127, 212S.
- Peichl et al. 1991: Ökosystemare Monitoringprogramme für Umweltchemikalien. Z. Umweltchem. Ökotox. 3 (5), 299-303.
- Peintner U., Moser M. 1996: Survey of heavy metal deposition at the Schulterberg by using Basidiomycetes as bioindicators. Phytion 36 (4), 155-162.
- PennState College of Agriculture 1987: Diagnosing injury to eastern forest trees. University Park Pennsylvania, Dept. of Plant Pathology.
- Plümacher J., Schröder P. 1994: Accumulation of C₁ - /C₂ - chlorocarbons and TCA and a possible correlation with GST in conifer needles. Phytion (Austria) 34, 141 - 154.
- Pollanschütz J. 1983: Möglichkeiten und Grenzen der Behandlung und Pflege immissionsbeeinflusster und -geschädigter Waldbestände. In: Schadstoffbelastungen des Waldes - Forstliche Konsequenzen. H.G. Hatzfeldt (Hrsg.). Paul Parey Hamburg, Berlin.
- Pollanschütz J. 1985: Zur Frage Nadelverluste und Kronenverlichtung bei Fichte. Allgemeine Forstzeitung Mai 1985, 110-114.
- Pollanschütz J., Kilian W., Neumann M., Siegl G. 1985: Instruktion für die Feldarbeit in der Waldzustandsinventur nach bundeseinheitlichen Richtlinien. 1984-1988 (Fassung 1985).
- Posthumus A.C. 1991: Effects of air pollution on plants and vegetations. In: Rozema J., Verkleij J.A.C. (eds.), Ecological responses to environmental stresses, 191-198. Kluwer Academic Publishers, The Netherlands.
- Puchinger L., Stachelberger H. 1994: Determination of lipids in spruce needles as stress indicators in the "Achenkirch Altitude Profiles". Phytion (Austria) 34, 113 - 126.
- Rasmussen K.H. 1972: What do the hydrocarbons from trees contribute to air pollution. J. APCA 22, 537-543.
- Rasmussen K.H., Taheri M., Kabel R.L. 1975: Global emissions and natural processes for removal of gaseous pollutants. Water, Air, Soil Pollut. 4, 33-64.
- Ratsep R. 1991: Biological variables for monitoring the effects of pollution in small catchment areas - a literature review. The Nordic Council of Ministers.
- Raven P.H., Evert R.F., Eichhorn S.E. 2000: Biologie der Pflanzen. De Gruyter Verlag Berlin, New York, 3. Auflage.
- Reich P.B. 1987: Quantifying plant response to ozone - an unifying theory. Tree Physiology 3, 63-91.
- Reichl F.X. 1997: Taschenatlas der Toxikologie. Thieme.
- Reinecke W., Schlömann M. 2007: Umweltmikrobiologie. Spektrum Akademischer Verlag München.
- Riba M.L., Torres L. 1997: Terpenes: Biosynthesis and transport in plants; emission and presence in the troposphere. In: Biogenic volatile organic compounds in the atmosphere (Hrsg. G. Helas, J. Slanina, R. Steinbrecher), SPB Academic Publishing, Amsterdam, 115-144.
- Richter G. 1992: Stoffwechselphysiologie der Pflanzen - Physiologie und Biochemie des Primär- und Sekundärstoffwechsels. 4. Auflage. Georg Thieme Stuttgart, New York.
- Robinson E., Robbins R.C. 1970: Atmospheric background concentrations of carbon monoxide. Ann. N.Y. Acad. Sci. 174, 89-95.
- Rohde H., Granat L. 1984: An evaluation of sulfate in European precipitation 1955-1982. Atmos. Environment 18, 2627-2639.
- Römpf Lexikon (Hulpke H., Koch H.A., Wagner R., Hrsg.) 1993: Lexikon Umwelt. Thieme, Stuttgart.
- Römpf-sches Chemielexikon (O.A. Neumüller) 1988: 8. Auflage. Franckh Stuttgart.
- Rösel K. 1996: Grundlagen der Waldschadensproblematik, Fachinformation Umwelt und Gesundheit, Online Publikation www.bayern.de.
- Roth U. (Hrsg.) 1992: Zur Situation von Lufthaushalt, Luftverschmutzung und Waldschäden in der Schweiz. Ergebnisse aus dem Nationalen Forschungsprogramm NFP14. Verlag der Fachvereine Zürich.
- Ryaboshapko A.G. 1983: The atmospheric sulfur cycle. In: The global biogeochemical sulfur cycle (M.V. Ivanov, J.R.

- Freney, eds.). Scope 19, 203-296.
- Ryaboshapko A.G. 1983: The atmospheric sulfur cycle. In: The global biogeochemical sulfur cycle (M.V. Ivanov, J.R. Freney, eds.). SCOPE 19, 203-296.
- Salomons W. 1986: Impact of atmospheric inputs on the hydrospheric trace metal cycle. In: Nriagu J.O., Davidson C.I. (eds.): Toxic metals in the atmosphere. Wiley, New York.
- Sandermann H., Wellburn A.R., Heath R.L. (eds.) 1997: Forest decline and ozone. Ecological Studies 127. Springer Berlin, Heidelberg, New York.
- Schadauer K. 1994: Baumartenatlas für Österreich. FBVA-Berichte 76.
- Scheffer F., Schachtschabel P. 1992: Lehrbuch der Bodenkunde. Verlag Ferd. Enke Stuttgart.
- Schieler K., Büchsenmeister R., Schadauer K. 1995: Österreichische Forstinventur. FBVA-Berichte 92.
- Schieler K., Schadauer K. 1993: Zuwachs und Nutzung nach der Österreichischen Forstinventur 1986-90. Österr. Forstztg. 104/4, 22-28.
- Schlee D. 1992: Ökologische Biochemie. Gustav Fischer Jena, Stuttgart, New York.
- Schlegel H.G. 1992: Allgemeine Mikrobiologie. 7. Auflage. Thieme, Stuttgart.
- Schlesinger W.H. 1997: Biogeochemistry. Academic Press, San Diego.
- Schlesinger W.H., Hartley A.E. 1992: A global budget for ammonia. Biogeochemistry 15, 191-211.
- Schmidt R. 1994: Die Bedeutung der Wälder und der Waldwirtschaft für die globale Klimapolitik. In: Waldökosysteme im globalen Klimawandel. Hintergründe und Handlungsbedarf, 19-40. Economica Verlag Bonn.
- Schmidt-Vogt (mehrbändig) 1977/1986/1991 u.a.: Die Fichte. Verlag Paul Parey.
- Schopfer P., Brennicke 2006: Pflanzenphysiologie. Spektrum Akademischer Verlag, Elsevier Amsterdam, New York, Tokio.
- Schröder D., Blum W. 1992: Bodenkunde in Stichworten. Verlag Ferdinand Hirt Berlin Stuttgart.
- Schubert R. 1991: Bioindikation in terrestrischen Ökosystemen. Gustav Fischer Jena.
- Schulze E.D. (ed.) 2000: Carbon and nitrogen cycling in European forest ecosystems. Ecological Studies 142. Springer Berlin, Heidelberg – New York.
- Schulze E.D. 2006: Biological control of the terrestrial carbon sink. Biogeosciences 3, 147-166.
- Schütt P. 1988: Der Wald stirbt an Stress. Ullstein Sachbuch Frankfurt/M. Wien ISBN 3-548-34471-2.
- Schütt P. 1989: Die mutmaßliche Rolle von Luftschadstoffen beim Waldschadenssyndrom, aus: Waldschäden, Industrie und Politik, Vorträge anlässlich der internationalen Tagung über Waldschäden (Herausgeber: H.P. Rossmanith) ISBN 3-9009-7201-X.
- Schütt P., Koch W., Blaschke H., Lang K.J., Schuck H.J., Summerer H. 1983: So stirbt der Wald. Schadbilder und Krankheitsverlauf. BLV Verlagsgesellschaft München, Wien, Zürich.
- Schütt P., Schuck H.J., Stimm B. (Hrsg.) 1993: Lexikon der Forstbotanik. Ecomed Verlagsgesellschaft Landsberg. BRD.
- Schweizerisches Departement des Inneren 1985: Schweizerische Luftreinhalteverordnung.
- Seiler W. 1984: Contribution of biological processes to the global budget of methane in the atmosphere. In: Current perspectives in microbial ecology (M. Klug, C.A. Reddig, eds.), 468-477. Am. Soc. Meteorol. Wash. D.C.
- Seiler W., Conrad R. 1987: Contribution of tropical ecosystems to the global budgets of trace gases esp. CH₄, H₂, CO and N₂O. In: Geophysics of Amazonia (R. Dickinson, ed.), 133-162.
- Sheppard J.C., Westberg H., Hopper J.F., Ganesan K., Zimmerman P. 1982: Inventory of global methane sources and their production rates. J. Geophys. Res. 87, 1305-1312.
- Smeets W., van Pul A., Ecrens H., Sluyter R., Pearce D.W., Howarth A., Visschedijk A., Pulles M.P.J., de Hollander G. 2000: Technical Report on chemicals, particulate matter, human health, air quality and noise. RIVM Report 48, 150 50 15.
- Smidt S. 1994: Gefährdung von Waldbäumen durch organische Luftschadstoffe. Zeitschr. Pflanzenkrkh. Pfl.schutz 191 (4), 423-445.
- Smidt S. 2004: Waldschädigende Luftverunreinigungen. Eigenschaften, Nachweis, Monitoring, Waldschadensforschung, Immissionsschutz. BFW-Dokumentation 2.
- Smidt S., Bolhar-Nordenkampf H.R., Herman F. 2007: Das Ozonrisiko für österreichische Fichtenwälder. Centralblatt f.d. gesamte Forstwesen, 124, 1-34.
- Smidt S., Herman F. 1992: Ecosystem studies at different elevations in an Alpine valley. Phytos 32 (2), 177-200.
- Smidt S., Herman F., Englisch M. 2002: Nitrogen fluxes in the Tyrolean Limestone Alps. Environ. Pollut., Pollut. Res., Special Issue 2.
- Smidt S., Herman F., Grill D., Guttenberger H. 1995 (eds.): Studies of ecosystems in the Limestone Alps – „Achenkirch Altitude Profiles“. Phytos 34 (3).
- Smidt S., Herman F., Grill D., Guttenberger H. 1996 (eds.): Studies of ecosystems in the Limestone Alps – „Achenkirch Altitude Profiles“. Phytos 36 (1).
- Smidt S., Spangl W., Nagl C. 2010: Trends von Luftschadstoffeinträgen in österreichischen Waldgebieten. Centralbl. f. d. ges. Forstwes. 127 (1), 1-24.
- Söderlund, Swensson 1976: The global nitrogen cycle. In: „Nitrogen, phosphorous and sulfur global cycles“ (B.H. Svensson, R. Söderlund, eds.), Scope Rep. 7, Ecol. Bull (Stockholm) 22, 23-73.

- Spangl W. 2010: Luftgütemessstellen in Österreich, Umweltbundesamt, UBA-Berichte BE-263.
- Spiecker H. 1996: Growth Trends in European Forests, Springer Verlag Berlin ISBN 3-540-61460-5.
- Spiecker H., Kahle H.P., Park J. 1998: Zusammenhang zwischen der Variation von Klima und Witterung und inter und intraanuellen Wachstumsreaktionen von Fichte, Tanne, Buche, Eiche, Projekt des europäischen Forschungssenat für Maßnahmen zur Reinhaltung der Luft – Inst. für Waldwachstum Universität Freiburg Zuwendungsnummer PEF194002.
- Staaf H., Tyler G. (eds.) 1995: Effects of acid deposition and tropospheric ozone on forest ecosystems in Sweden. Ecological Bulletins. ISBN 87-16-15134-8.
- Stedmann D.H., Shetter R.E. 1983: The global budget of atmospheric nitrogen species. "Trace atmospheric constituents, properties, transformation and fates" (S.E. Schwartz, ed.), 411-454, Wiley, New York.
- Steinbrecher R. 1997: Isoprene production by plants and ecosystem-level estimates. In: Biogenic volatile organic compounds in the atmosphere. (Hrsg. G. Helas, J. Slanina, R. Steinbrecher), SPB Academic Publishing, Amsterdam, 101-114.
- Sterba H., Eckmüllner O. 1988: Nadelverlust - Zuwachsrückgang: doch eine Beziehung. Österr. Forstztg. 10, 52-53.
- Stern A.C., Wohlers H.C., Boubel R.W., Lowry W.P. 1973: Fundamentals of air pollution. Academic Press, New York.
- Stimm B. 1984: Waldsterben, eine aktuelle Bestandserhebung, Schadbilder, Schadumfang. Ecomed ISBN 3-609-65840-9.
- Strasburger E. et al. 1991: Lehrbuch der Botanik für Hochschulen. 33. Auflage. Gustav Fischer Stuttgart, Jena, New York.
- Szaro R., Bynerowicz A., Oszlanyi J. (eds.) 2002: Effects of air pollution on forest health and biodiversity in forests of the Carpathian Mountains. NATO Science Series, Vol. 345.
- Technik-Wörterbuch Chemie und chemische Technik, VEB Verlag Technik Berlin (3. Auflage 1989).
- Teller A., Mathy P., Jeffers J.N.R. 1992: Responses of forest ecosystems to environmental changes. Elsevier Applied Science London / New York.
- Thomasius H. 1996: Wald, Forstwirtschaft und Umwelt. Economica Verlag. Umweltschutz, Bd. 10.
- Throm G. 1993: Grundlagen der Botanik. Uni Taschenbücher. Quelle und Meyer Verlag Heidelberg, Wiesbaden.
- Treshow M. 1986: Air pollution and life. John Wiley and Sons, Chichester, New York, Brisbane.
- Trimbacher C., Eckmüllner O., Weiss P. 1995: Die Wachsqualität von Fichtennadeln österreichischer Hintergrundstandorte. Umweltbundesamt, Monographien Bd. 57.
- Tsakovsky S., Puxbaum H., Simeonov V., Kalina M., Löffler H., Heimbürger G., Biebl P., Weber A., Damm A. 2000: Trend, seasonal and multivariate modelling study of wet precipitation data from the Austrian Monitoring Network (1990-1997). J. Environ. Monit. 2, 424-431.
- Tyler G. 1992: Critical concentrations of heavy metals in the Mor Horizon of Swedish forests. SNV-Report 4078. Solna. Zitiert in: Elling W., Heber U., Polle A., Beese F. 2007: Schädigung von Waldökosystemen. Auswirkungen anthropogener Umweltveränderungen und Schutzmaßnahmen. Elsevier.
- Ulrich B. 1991: Rechenweg zur Schätzung der Flüsse in Waldökosystemen. Identifizierung der sie bedingenden Prozesse. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme Univ. Göttingen, Reihe B, Bd. 24, 204-210.
- Ulrich B. 1993: 25 Jahre Ökosystem- und Waldschadensforschung im Solling. Forstarchiv 64, 147-152.
- Umweltbundesamt (Deutschland) 1997: Daten zur Umwelt- Der Zustand der Umwelt in Deutschland, Ausgabe 1997 Erich Schmidt Verlag ISBN 3-503-04310-1.
- Umweltbundesamt (Österreich) 2009: Emissionstrends 1990 - 2007. REP-0234. Umweltbundesamt, Wien.
- UN-ECE 1988: Critical Loads for Sulphur and Nitrogen. Skokloster, Sweden, March 19-24 1988. Hamburg, Prag.
- UN-ECE 1994: Critical Levels for ozone. A UN-ECE Workshop Report (Fuhrer J & Achermann B, eds.). Schriftenreihe der FAC Liebefeld, 16.
- UN-ECE 1994: Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests. Hamburg, Prag.
- UN-ECE 2000: Der Waldzustand in Europa, Kurzbericht. Hamburg, Prag.
- UN-ECE 2000: Forest Condition in Europe, Results of the 1999 crown condition survey, Technical Report. Hamburg, Prag.
- UN-ECE 2000: Multivariate statistics within integrated studies on tree crown condition in Europe - an overview. Walter Seidling, Juni 2000. Hamburg, Prag.
- Van der Eerden L.J.M., Dueck T.A., Berdowski J.J.M., Greven H., Van Dobben H.F. 1991: Influence of NH₃ and NH₄(SO₄)₂ on heathland vegetation. Acta Bot. Neerl. 40, 281-297.
- Van Haut H. 1975: Kurzzeitversuche zur Ermittlung der relativen Phytotoxizität von NO₂. Staub Reinh. Luft 35, 187-193.
- Van Haut H., Stratmann H. 1970: Farbtafelatlas über Schwefeldioxid-Wirkungen an Pflanzen. Verlag W. Giradet, Essen.
- Van Haut H., Stratman H. 1975: Experimentelle Untersuchungen über die Wirkung von NO₂. Staub Reinh. Luft 35, 187-193.
- Van Mechelen L., Groenemans R., van Ranst E. 1997: Forest soil condition in Europe, results of a large soil survey. Technical Report. EC, UN-ECE.
- Verband Weihenstephaner Forstingenieure (Hrsg.) 1994: Waldökosysteme im globalen Klimawandel. Economica

Verlag Bonn.

Verein Deutscher Ingenieure (Hrsg.) 1992: Bioindikation - ein wirksames Instrument der Umweltkontrolle. VDI-Berichte 901 (2 Bände).

Verein Deutscher Ingenieure (Hrsg.) 1999: Biologische Meßverfahren zur Ermittlung und Beurteilung der Wirkung von Luftverunreinigungen auf Pflanzen (Bioindikation). Grundlagen und Zielsetzung. VDI 3957, Blatt 1.

Verein Deutscher Ingenieure (Hrsg.) 1999: Verzeichnis der gültigen VDI-Richtlinien und Handbücher. Vertrieb Beuth. Düsseldorf.

Vins B., Pollanschütz J. 1977: Erkennung und Beurteilung immissionsgeschädigter Wälder anhand von Jahrringanalysen. Allg. Forstztg. 88. Jg., Folge 6, 146-148.

Volz A., Ehhalt D.H., Derwent R.G. 1981: Seasonal and latitudinal variation of ^{14}CO and the tropospheric concentration of OH-Radicals. J. Geophys. Res. 86, 5163-5171.

Walsh P.R., Duce R.A., Fasching J.L. 1979: Considerations of the enrichment, sources and flux of arsenic in the troposphere. J. Geophys. Res. 84, 1719 - 1726.

Wang Y., Jacob D.J., Logan J.A. 1998: Global simulation of tropospheric O_3 - NO_x -hydrocarbon chemistry. 3. Rigin of tropospheric ozone and effects of nonmethane hydrocarbons.

Warneck P. 1988: Chemistry of the natural atmosphere. Int. Geophys. Series Vol. 41. Academic Press New York, London, Tokyo.

Weigl J., Jäger H.J. 1985: Physiologische und biochemische Verfahren zum Nachweis von Schadstoffwirkungen. Staub Reinh. Luft 45 (6), 269-271.

Weiler E., Nover L. 2008: Allgemeine und molekulare Botanik. Georg Thieme Stuttgart, New York

Weiss P., Schieler K., Schadauer K., Radunsky K., Englisch M. 2000: Die C-Bilanz des österreichischen Waldes und Betrachtungen zum Kyoto-Protokoll. Umweltbundesamt Monographien Bd. 106.

Wellburn A. 1988: Air pollution and acid rain. The biological impact. Longman Singapore Publishers Ltd., New York.

Wieser G., Tausz M. (eds.) 2005: Proceedings on the Workshop „Critical Levels of ozone: Further applying and developing the flux-based concept. 15-19 November 2005, Obergurgl, Tyrol, Austria. BFW, Wien.

Wild A., Schmitt V., Eis U., Strobel P., Wilksch W., Wohlfahrt S. 1996: Okulare und biochemische Schadensdiagnose bei Fichten und Weißtannen. PEF-Projekt „Europäisches Forschungszentrum für Maßnahmen zur Luftreinhaltung“, FZKA-PEF 149. Forschungszentrum Karlsruhe.

WMO 1985: Atmospheric ozone. Rep. no.16. Genf.

Wöhler A. 1994: Grenzwertproblematik bei Kombinationswirkung von Schadstoffen, Diplomarbeit Universität für Bodenkultur.

World Health Organization (WHO) 1987b: Glossar Luftverunreinigung. WHO Regionalbüro, Regionale Veröffentlichungen der WHO, Europ. Schriftenreihe Nr. 9, Kopenhagen.

World Health Organization 2000: Air Quality Guidelines for Europe. 2nd Edition. WHO Regional Publications, European Series, No. 91. ISSN 0378-2255, ISBN 92 890 1358 3..

Wright R.F., Rasmussen L. 1998: Introduction to NITREX and EXMAN Projects. Forest Ecology and Management 101 (1-3), 1-7.

Zechmeister H. 1994: Survey of heavy metal deposition by using Bryophytes as biomonitors at the Schulterberg profile. Phytol 34 (3), 63-70.

Zechmeister H. 1997: Schwermetalldeposition in Österreich, erfaßt durch Biomonitoring mit Moosen. Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie. Umweltbundesamt, Monographien Bd. 94.

Zimmermann P.R., Chatfield R.B., Fishman J. et al. 1978: Estimates on the production of CO and H_2 from the oxidation of hydrocarbon emission from vegetation. Geophys. Res. Lett. 5, 679-682.

Zöttl H.W. 1985: Waldschäden und Nährelementversorgung. Düsseldorfer Geobotan. Kolloquium 2, 31-41.

Anhang 14a

Links - Literatursuche

Allgemeine Suche	Google – Allgemeine Suchmaschine	http://scholar.google.com/
Literatursuche Bibliothek BFW	OPAC BIS C 2000	http://193.170.148.70:3001/PSI/redirect.psi
Datenbanken und eJournals am BFW	Übersicht	http://bfw.ac.at/rz/bfwcms.web?dok=2019
Onlinezeitschriften	Blackwell	http://www.blackwell-synergy.com/?cookieSet=1
Onlinezeitschriften	Science Direct (Elsevier)	http://www.sciencedirect.com/
Onlinezeitschriften	Springer (Kluwer)	http://www.springerlink.com/home/main.mpx
Datenbanken via BFW	BIOSIS Previews	http://web5s.silverplatter.com/webspirs/start.ws?customer=bfwunddatabases=PREVundlanguage=de
BFW		http://www.bfw.ac.at/
Datenbanken via BFW	Current Content Connect	http://portal.isiknowledge.com/portal.cgi?DestApp=CCCundFunc=FrameundInit=YesundSID=U2af5MpGJKKiK9o3@2g
Datenbanken via BFW	Forest Science Database	http://web5s.silverplatter.com/webspirs/start.ws?customer=bfwunddatabases=CAFO,CF,ZZundlanguage=de
ICP Forests		http://www.icp-forests.org/
Linksammlung des BFW		http://bfw.ac.at/rz/bfwcms.web?dok=2028
Universität für Bodenkultur		http://www.boku.ac.at/
Waldwissen.net	Kategorie Umwelt und Landschaft	http://www.waldwissen.net
Österreichisches Bioindikatornetz –	Schwefel und Nährstoffe in Nadeln	http://bfw.ac.at/ws/bin_online.auswahl
Recht, Gesetze		http://www.ris.bka.gv.at/auswahl/

Anhang 14b Links

LINKSAMMLUNGEN	
Bernd Schlueter	http://www.bernd-schlueter.de/uko_links.htm
Biolinks	http://www.biolinks.de/sys130.htm
Biologie	http://www.biofachforum.ch/BIOFILE1/toplink.html
BMLFUW	http://links.lebensministerium.at/article/archive/21631
Boden	http://oebg.boku.ac.at/index.php?article_id=42&clang=0
Forum Umweltbildung	http://www.umweltbildung.at/cgi-bin/cms/af.pl?navid=736&ref=
Grüne Umweltlinks	http://www.soechau-gruene.at/umweltlinks/index.htm
Klima (WMO)	http://www.wmo.int/pages/links/index_en.html
Deutsches Klimarechenzentrum	http://www.dkrz.de/dkrz/intro_s
Klimabündnis	http://www.klimabuendnis.at/start.asp?ID=112738&b=407&b2=&am=
LEO GmbH.	http://www.leo.org/information/umwelt_de.html
Life-science.at	http://www.life-science.at/karriere/links/index.php
Linksammlungen der Uni Koblenz	http://www.uni-koblenz-landau.de/koblenz/zfuw/Angebote/wfu/wfau/links/international
Martin Zierke	http://www.martin-zierke.de/umweltlinks.html
Search-xl.biz	http://www.search-xl.biz/verzeichnis/Umwelt/Linksammlungen.html
Umweltbundesamt (DE)	http://www.uba.de/www-links/index.php3
Uni Oldenburg	http://www.ui.informatik.uni-oldenburg.de/1420.html
Universitätsbibliothek Brüssel	http://141.82.25.27/informatik/projekte/mebib/fai/oeko.html
Wald und Holz	http://www.bafu.admin.ch/wald/01255/index.html?lang=de
Zentral- und Landesbibliothek Berlin	http://linksammlungen.zlb.de/2.30.2.0.0.html

DIVERSE LEXIKA UND GLOSSARE	
Abkürzungen	http://www.chemie.fu-berlin.de/cgi-bin/abbscomp
Abkürzungen chemische Verbindungen	http://www.chemie.fu-berlin.de/cgi-bin/abbscomp
Acronyme	http://www.chemie.fu-berlin.de/cgi-bin/acronym
Agenda 21	http://www.agenda21-treffpunkt.de/lexikon/
Biologie	http://www.biologie-lexikon.de/
Biotechnologie	http://www.biotechnologie.de/BIO/Navigation/DE/Service/glossar.html
Botanik	http://www.biologie.uni-hamburg.de/b-online/dict/deuengfr.htm
Chemie	http://www.chemlin.de/chemie/lexika.htm http://www.umweltdatenbank.de/lexikon/klima.htm http://www.chemieonline.de/forum/showthread.php?t=81978
Chemie	http://www.seilnacht.tuttlingen.com/Lexikon/#L
Chemikalien	http://www.omikron-online.de/cyberchem/cheminfo/cheindex.htm
Clean air markets program	http://www.epa.gov/airmarkets
Cytologie	http://zytologie-online.net
Datenbanken	http://www.internet-datenbanken.de/lexika.html
Deutsche Bauchemie	http://www.deutsche-bauchemie.de/glossar.php

Diverse Lexika	http://www.amazon.de/exec/obidos/tg/browse/-/408272/302-0221087-0256845 http://www.at-web.de/lexikon/index.htm http://www.chemlin.de/chemie/lexika.htm http://www.digitalflash.ch/lexikas.asp http://www.grass-gis.de/bibliotheken/woerterbuecher.html http://www.informationsarchiv.com/webkatalog/Lexika-und-Nachschlagewerke/35136.shtml http://www.internet-datenbanken.de/lexika.html http://www.lexikon.ch/ http://www.amazon.de/exec/obidos/tg/browse/-/408272/302-0221087-0256845
Energiewelten	http://www.energiewelten.de/elexikon/lexikon/index3.htm
Geoinformatik-Service	http://www.geoinformatik.uni-rostock.de/lexikon.asp
Glossarsammlung	http://www.lutzhoeppner.de/deutschlinks/deutsch_technik_wissen.htm
Holzlexikon	http://www.holz-lexikon.de/
Klima	http://www.agenda21-treffpunkt.de/lexikon/index.htm http://www.agenda21-treffpunkt.de/lexikon/klimawandel.htm http://www.agenda21-treffpunkt.de/lexikon/Klimawandelfolgen.htm http://www.umweltdatenbank.de/lexikon/klima.htm http://www.wien.gv.at/umwelt/klimaschutz/lexikon.htm http://www.waldundklima.net/glossar/glossar_a.php http://www.dwd.de/lexikon http://www.ufz.de/index.php?de=12245 http://www.nabu.de/modules/lexikon/az.php?char=all http://www.klimawandel.com/html/klima-lexikon.html http://www.dmoz.org/Science/Environment/Climate_Change/ http://www.wmo.int/pages/links/index_en.html
Lexikon der Fernerkundung	http://www.fe-lexikon.info/FeLexikon.htm
Luftreinhaltung	http://www.hlug.de/
Österreichische Gesetze	http://www.ris.bka.gv.at/auswahl/
Ozon	http://www.egbeck.de/skripten/bs11oe.htm?bs11-19.htm
Ozonabbau	http://www.egbeck.de/skripten/bs11oe.htm?bs11-19.htm
Ozonloch	http://jwocky.gsfc.nasa.gov/multi/multi.html
Rechtslexika	http://www.online-law.de/Informationen/Lexika/lexika.html
Schadstoffe	http://www.umweltanalytik.com/ing1.htm
Terminologien	http://www.uwasa.fi/comm/termino/collect/forestry.html http://www.uwasa.fi/comm/termino/special.html
Umwelt	http://141.82.25.27/informatik/projekte/mebib/fidb/lexika.html#Umwelt http://www.umweltlexikon-online.de/fp/archiv/RUBhome/index.php http://www.stmugv.bayern.de/de/service/lexikon/index.htm http://de.wikipedia.org/
Umweltbildung für Arbeitnehmer	http://www.umweltglossar.de/index.php/Spezial:Allpages
Umweltsuchmaschinen	http://www.umwelt-suche.de/
Wissenschaft	http://www.wissenschaft-online.de/abo/lexikon/geogr/549

KLIMAANPASSUNG (österreichische Projekte)	
Interreg-Projekt AdaptAlp (Adaption of Climate Change in the Alpine Space)	http://www.adaptalp.org/
Alp-Water Scarce (Water Management Strategies against Water Scarcity in the Alps)	http://www.alpwaterscarce.eu/
Niederösterreichische Klimastudie	http://www.noee.gv.at/Umwelt/Klima/Klimawandel-Klimaschutz/klimawandelklimaschutzuebersicht.html
Klimaforschungsprojekt Oberösterreich - BOKU	http://www.anschober.at/index_materialien.php
Klimaschutz - Wien	http://www.wien.gv.at/umwelt/klimaschutz/klip/
Nationales Klimaforschungsprogramm StartClim	http://www.austroclim.at/index.php?id=45
Programm des Klima- und Energiefonds	http://www.klimafonds.gv.at/
BMWF-Forschungsprogramm proVISION (Vorsorge für Natur und Gesellschaft)	http://www.provision-research.at/
Ist-Standserhebung zur Anpassung an den Klimawandel in Österreich	http://www.umweltnet.at/article/articleview/69919/1/7098
Climate Change, Impacts and Adaptation Strategies in the Alpine Space	http://www.climchalp.org/
Programm für Forschung und Entwicklung Im Lebensministerium 2006 – 2010	http://www.dafne.at/dafne_plus_homepage/sections/dafneplus/PFEIL10.pdf

LEXIKA UMWELT - WALD	
Holz	http://www.holz-lexikon.de/
IUFRO-Datenbanken	http://iufro-archive.boku.ac.at/silvavoc/indexde.htm
Luftqualität	http://www.dmoz.org/Science/Environment/Air_Quality/
Meteorologie	http://amsglossary.allenpress.com/glossary
Naturschutz	http://www.bfn.de/glossar.html
Schadstoffe	http://www.umweltanalytik.com/ing1.htm
SEMIDE Thesaurus	http://www.semide.net/portal_thesaurus/ http://www.semide.net/portal_thesaurus/theme_concept_html?theme_id=0021
Umweltdatenbank	http://www.umweltdatenbank.de/lexikon/klima.htm
Umweltdatenbank	http://www.umweltdatenbank.de/cms/lexikon/
Umwelt	http://www.umweltlexikon-online.de/fp/archiv/RUBhome/index.php
Umwelt	http://www.stmugv.bayern.de/de/service/lexikon/index.htm
Umwelt	http://www.umweltdatenbank.de/lexikon/klima.htm
Umwelt	http://www.bundesumweltministerium.de/buergerforum/glossar/doc/4047.php
Umwelt	http://glossary.de.eea.europa.eu/
Umweltschutzgesetze (Deutschland)	http://www.brainguide.ch/deutsche-umweltschutzgesetze-332-ergaenzung
Umweltschutzwissenschaften	http://www.dmoz.org/World/Deutsch/Wissenschaft/Umweltwissenschaften/Nachschlagewerke/
Umweltthesaurussammlung	http://www.umweltbundesamt.de/service/dokufabib/thesaurussammlung.htm
Wald (mehrsprachig)	http://www.wsl.ch/dienstleistungen/liste_DE?categoryid=07
Wald	http://www.lfi.ch/glossar/glossar.php
Wald und Klima	http://www.waldundklima.org/glossar/glossar_n.php
Waldzustandsinventur	http://bfw.ac.at/020/1556.html
Wasser	http://www.wasser-lexikon.de/
Wikipedia	http://de.wikipedia.org/wiki/Hauptseite http://en.wikipedia.org/wiki/English

UMWELTDATEN ÖSTERREICH	
Burgenland	http://www.luft-bgld.at
Kärnten	http://www.verwaltung.ktn.gv.at/143508_DE-
Niederösterreich	http://www.numbis.at/
Oberösterreich	http://www2.land-oberoesterreich.gv.at/imm/Start.jsp?SessionID=SID-51B0563A-D97C536C&xmlid=was_imm_luftguete_ooe_DEU_HTML.htm&forward=IMMLuftgueteAktuellLandkarteOoe
Pannonischer Raum	http://airce.info/de/
Salzburg	http://www.salzburg.gv.at/luftberichte
Steiermark	http://www.umwelt.steiermark.at/cms/ziel/2054533/DE/
Tirol	http://www.tirol.gv.at/buerger/umwelt/luft/
Vorarlberg	http://www.vorarlberg.at
Wien	http://www.magwien.gv.at/ma22/luftgue.html
Umweltdaten	http://umweltbundesamt.at/ http://www.umweltbundesamt.at/umweltschutz/luft/ http://portal.wko.at/wk/startseite_th.wk?Sbld=1249&Dstld=0

EU-LINKS	
EU-News des EU-Umweltbüros	www.eu-umweltbuero.at/eunews/
EU-Internetportal (offiziell)	http://europa.eu/
Europäische Kommission (EC)	http://ec.europa.eu/
Vertretung der EC in Europa	http://europa.eu/austria/
Europäisches Parlament	www.europarl.europa.eu/
Europäisches Parlament in Österreich	www.europarl.at/
Rat der EU und Europäischer Rat	www.consilium.europa.eu/
EU-Recht	http://eur-lex.europa.eu/
EU-Gesetzgebung	http://europa.eu/scadplus/
Fragen an die EU	http://ec.europa.eu/euopedirect/
EU-Reports	http://reports.eea.europa.eu/
Deutscher Naturshutzring-Infoservice zur EU-Umweltpolitik	www.dnr.de/publikationen/infoservice/
EU-Internetseiten (offizielle)	www.europa-digital.de/
EU-Politik	www.euractiv.com/

SONSTIGES	
4. Nationaler Umweltbericht (englisch)	http://unfccc.int/resource/docs/natc/autnc4.pdf
Austrian Council on Climate Change (ACCC)	http://www.accc.at/
Austroclim	http://www.austroclim.at
Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU; Deutschland)	www.bmu.de/klimaschutz
Carbon Dioxide Information Analysis Center	http://cdiac.ornl.gov/
Clean Air for Europe	http://www.cleanaireurope.com
Clean Development Mechanism (CDM)	www.ji-cdm-austria.at
Convention on Long-range Transboundary Air Pollution (CLRTAP)	http://www.unece.org/env/lrtap/welcome.html
Deutscher Wetterdienst	http://www.dwd.de/
Economic Commission for Europe (ECE)	http://www.unece.org/

Europäisches Klimaschutzprogramm / Generaldirektion Umwelt der EU-Kommission	http://ec.europa.eu/
European Monitoring and Evaluation Programme (EMEP)	www.emep.int
European Network of Environmental Research Organisations (ENERO)	http://www.enero.eu/page.asp?id=2
EU-Umweltbüro	http://www.eu-umweltbuero.at
Future Monitoring (EU)	http://www.inbo.be/docupload/3707.pdf
Global Atmosphere Watch (GAW)	http://www.wmo.int/web/arep/gaw/gaw_home.html http://www.dwd.de/gaw http://www.umweltbundesamt.de/luft/umweltbeobachtung/gaw/index.htm http://gaw.web.psi.ch/
Global Carbon (englisch)	http://www.globalcarbonproject.org/products/internetResources.htm
Globale Waldflächen	http://www.waldundklima.de/wald/wald_welt_01.php?action=print
ICP Forests	http://www.icp-forests.org/
Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC)	http://www.ipcc.ch/
International Union of Air Pollution Prevention and Environmental Protection Associations (IUFRO)	http://www.iufro.org/
IPCC 2007: Fourth Assessment Report	http://www.ipcc.ch/ipccreports/ar4-syr.htm
Klimaaktionsnetzwerk Europa (CAN)	www.climnet.org
Klimabegriffe (aus dem IPCC-Report 2007)	http://www.ipcc.ch/glossary/index.htm bzw: http://www.ipcc.ch/pdf/glossary/ar4-wg1.pdf http://www.ipcc.ch/pdf/glossary/ar4-wg2.pdf http://www.ipcc.ch/pdf/glossary/ar4-wg3.pdf
Klimabündnis	www.klimabuendnis.org http://www.klimabuendnis.org/index.php?id=8&L=1
Klima-Links (Österreich)	www.klimastrategie.at www.eu-emissionshandel.at www.emissionshandelsregister.at www.ji-cdm-austria.at www.klimaaktiv.at www.klimaaktivmobil.at
Klimalinks des Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU; Deutschland)	http://www.bmu.de/klimaschutz/links_zum_thema/doc/2937.php
Klimalinks Hamburger Bildungsserver	http://www.hamburger-bildungsserver.de/globe/klimalinks.htm http://www.klimawiki.org/
Klimarahmenkonvention (United Nations Framework Convention on Climate Change)	www.unfccc.int
Klimaschutz (Umweltbundesamt Deutschland)	http://www.umweltbundesamt.de/klimaschutz/ http://www.klimaschuetzen.de/main.htm
Kyoto-Protokoll	http://bfw.ac.at/rz/bfwcms.web?dok=1578 http://www.ji-cdm-austria.at/de/portal/kyotoandclimatechange/kyotoprotocol/ http://www.umweltbundesamt.at/presse/lastnews/newsarchiv_2008/news080414/ http://unfccc.int/resource/docs/publications/08_unfccc_kp_ref_manual.pdf
Long Range Transboundary Air Pollution (LRTAP)	http://www.unece.org/env/lrtap/lrtap_h1.htm
Ministerkonferenz zum Schutz der Wälder in Europa	http://www.mcpfe.net/
Nationales Klimaschutzprogramm (Deutschland)	www.bmu.de http://www.bmu.de/klima_energie/doc/41060.php
Naturschutzbund Deutschland (NABU)	http://www.nabu.de/themen/klimaschutz/index.html
Ökobüro (Österreich)	http://www.oekobuero.at/
Ozonloch	http://ozonewatch.gsfc.nasa.gov/ http://www.nasa.gov/vision/earth/environment/ozone_resource_page.html

Rechtsinformationssystem (Österreich)	http://www.ris.bka.gv.at/
Schweizer Klimaportal	http://www.climate-change.ch/
Umweltbundesamt (Deutschland)	http://www.Umweltbundesamt.de/
Umweltbundesamt (Österreich)	http://www.umweltbundesamt.at/
Umweltportal Deutschland	http://www.portalu.de/
Umweltprogramm der Vereinten Nationen (UNEP)	www.unep.org
United Nations Economic Commission for Europe (UN-ECE)	http://www.unece.org/
United Nations Environment Programme (UNEP)	http://www.unep.org/
United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC)	http://unfccc.int/2860.php
Verein Deutscher Ingenieure (VDI)	http://www.vdi.de/
Weltklima	http://www.worldclimate.com/
World Environment Organization	http://www.world.org/
World Health Organization	http://www.who.int/en/
Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik (Österreich)	http://www.zamg.ac.at/

Verfasser:

PD Dr. Stefan Smidt

Bundesforschungs- und Ausbildungszentrum für Wald, Naturgefahren und Landschaft (BFW)

Institut für Waldschutz

Seckendorff-Gudent-Weg 8

A-1131 Wien

E-Mail: stefan.smidt@bfw.gv.at

BFW-Dokumentation
Schriftenreihe der Forstlichen Bundesversuchsanstalt Wien

			Preis in Euro
2004	1	DANNEBERG O.H., POCK H., WANDL M. Entwicklung effizienter, EDV-gestützter Arbeitsverfahren zur Parametrisierung der Bodenformen einiger ausgewählter Kartierungsbereiche: Abschlussbericht. 26 S	2,86
2004	2	SMIDT ST. Waldschädigende Luftverunreinigungen: Eigenschaften - Nachweis - Monitoring - Waldschadensforschung - Immissionsschutz. 183 Seiten	20,13
2004	3	MARKART G., KOHL B., SOTIER B., SCHAUER T., BUNZA G., STERN R. Provisorische Geländeanleitung zur Abschätzung des Oberflächenabflussbeiwertes auf alpinen Boden-/Vegetationseinheiten bei konvektiven Starkregen (Version 1.0). 83 Seiten	9,68
2004	4	GSCHWANTNER T., SCHADAUER K. Datenmodelle der Österreichischen Waldinventur 2000/02. 76 Seiten	8,36
2007	5	MARKART G., PERZL F., KOHL B., LUZIAN R., KLEEMAYR K., ESS B., MAYERL J. 22. und 23. August 2005 - Analyse von Hochwasser- und Rutschungsereignissen in ausgewählten Gemeinden Vorarlbergs . 48 Seiten	9,50
2007	6	ANDRECS P., HAGEN K., LANG E., STARY U., GARTNER K., HERZBERGER E., RIEDEL F., HAIDEN T. Dokumentation und Analyse der Schadensereignisse 2005 in den Gemeinden Gasen und Haslau (Steiermark). 75 Seiten	28,00
2007	7	KRISTÖFEL F., NEUMANN M. Abschlussbericht zum Waldschaden-Beobachtungssystem (WBS): Zusammenstellung von Metadaten und kritische Analyse. 45 Seiten	10,00
2008	8	SMIDT ST. Wirkungen von Luftschadstoffen auf Pflanzen unter besonderer Berücksichtigung von Waldbäumen. 241 Seiten	15,30
2008	9	SMIDT ST., HERMAN F., PLATTNER J., PAUSCH J. 20 Jahre immissionsökologische Forschung am BFW - Risikobewertung von Gebirgswäldern anhand von Freilanduntersuchungen	18,00
2009	10	SMIDT ST., HERMAN F., PLATTNER J. Immissionssituation und Ernährungszustand der Wälder der Nördlichen und Südlichen Kalkalpen, 62 Seiten	25,00
2010	11	KINDERMANN G. Erste österreichweite Jahrringanalyse - Daten, Methoden und Ergebnisse, 77 Seiten	18,00
2010	12	HEMUND, C., MARKART, G., KOHL, B., DOBMANN, J., WEINGARTNER, R. Abschätzung von Oberflächenabflussbeiwerten bei konvektiven Starkregen – Evaluation der Geländeanleitung	
2010	13	SCHÜLER, S., WEISSENBACHER, L. Herkunftsversuche mit Stiel- und Traubeneiche aus Österreich und angrenzenden Ländern , 40 Seiten	