

Unterrichtung
durch die Bundesregierung

Waldschäden und Luftverunreinigungen
Sondergutachten März 1983 des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen

Mitglieder
des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen
 Stand: März 1983

Name, Ort	Fach	Aufgabe im Rat
Jürgen <i>Salzwedel</i> , Prof. Dr. jur., Bonn	Rechtswissenschaft	Vorsitzender, Umweltrecht
Wolfgang <i>Haber</i> , Prof. Dr. rer. nat., München/Weihenstephan	Landschaftsökologie	Stellv. Vorsitzender, Naturschutz, Landschaftspflege
Botho <i>Böhnke</i> , Prof. Dr.-Ing., Aachen	Siedlungswasserwirtschaft	Gewässerschutz
Rudolf <i>Braun</i> , Prof. Dr. sc. nat., Dübendorf, Schweiz	Abfallwirtschaft	Abfallwirtschaft
Gerd <i>Jansen</i> , Prof. Dr. med., Dr. phil., Essen	Arbeitsmedizin	Lärm, Psychophysiologie
Paul <i>Klemmer</i> , Prof. Dr. rer. pol., Bochum	Regionalwissenschaft	Landesplanung, Standortfragen
Albert <i>Kuhlmann</i> , Prof. Dr.-Ing., Köln	Ingenieurwissenschaften	Umwelttechnik
Paul <i>Müller</i> , Prof. Dr. rer. nat., Saarbrücken	Biogeographie, Ökologie	Ökologie
Fritz W. <i>Scharpf</i> , Prof. Dr. jur., Berlin	Verwaltungswissenschaft	Organisationsfragen der Umweltpolitik
Ekkehard <i>Weber</i> , Prof. Dr.-Ing., Essen	Verfahrenstechnik	Umwelttechnik, Luftreinhaltung
Horst <i>Zimmermann</i> , Prof. Dr. rer. pol., Marburg	Volkwirtschaftslehre, Finanzwissenschaft	Ökonomische und finanzwirtschaftliche Fragen der Umweltpolitik

Vorwort

Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen legt mit dem Sondergutachten „Waldschäden und Luftverunreinigungen“ ein weiteres Gutachten vor, das einem speziellen Problem der Umweltpolitik gewidmet ist. Grundlage dieses Gutachtens ist der im Einrichtungserlaß (s. Anhang) festgelegte Auftrag, die Situation der Umwelt darzustellen und auf Fehlentwicklungen und Möglichkeiten zu deren Vermeidung hinzuweisen.

Aus dem Kreis des Sachverständigenrates ist während der Arbeiten an diesem Gutachten Prof. Dr. Dietrich Henschler im Januar 1983 ausgeschieden; er konnte sich daher an den abschließenden Beratungen nicht beteiligen.

Bei der Arbeit an diesem Gutachten ist der Rat in mannigfacher Weise von zahlreichen Personen unterstützt worden; ihnen allen möchte er danken.

Zu fachlichen Spezialproblemen hat der Rat zwei Gutachten von Forstwissenschaftlern angeholt: Zu den „Möglichkeiten der Forstbetriebe, sich Immissionsbelastungen waldbaulich anzupassen bzw. deren Schädwirkungen zu mildern“ von Prof. Dr. Dietrich Mülder, Göttingen, und über „Die Praxis der Kalkung im Walde der Bundesrepublik Deutschland“ von Prof. Dr. H. A. Gussone, Göttingen.

Die wissenschaftlichen Mitarbeiter des Rates haben durch eigene Ausarbeitungen, Diskussionsbeiträge und Materialsammlungen zum Gutachten wesentlich beigetragen. Im wissenschaftlichen Stab der Geschäftsstelle haben mitgearbeitet:

Dr. Helga Dieffenbach-Fries, Dipl.-Vw. Lutz Eichler, Ass. A. Glitz, Dr. László Kacsóh, Dr. Gabriele Reger, Dr. Jürgen Peter Schödel.

Als wissenschaftliche Mitarbeiter der Ratsmitglieder haben mitgewirkt: Dipl.-Ing. Peter Gillmann, Dr. Christoph Heger, Dipl.-Biol. Volker John, Ass. Werner Preusker, Dipl.-Ing. Martina Voss.

Als Leiter der Geschäftsstelle des Rates hat Regierungsdirektor Jürgen H. Lottmann zu diesem Gutachten durch die Unterstützung des Vorsitzenden bei seinen Aufgaben, durch umsichtige Planung der Arbeiten und eigene Entwürfe wesentlich beigetragen. Herr Ernst Bayer hat die technischen Arbeiten am Gutachten mit Sorgfalt und Geduld erledigt; ihm und den namentlich nicht erwähnten Angehörigen der Geschäftsstelle gebührt Dank für die gute Mitarbeit.

Der Rat dankt auch der Leitung und den Mitarbeitern des Statistischen Bundesamtes, die den Rat bei der Fertigstellung des Gutachtens unterstützt haben.

Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen schuldet allen, die an diesem Gutachten durch Beiträge, Anregung und Kritik mitgewirkt haben, Dank für ihre unentbehrliche Hilfe. Alle Fehler und Mängel, die das Sondergutachten „Waldschäden und Luftverunreinigungen“ enthält, gehen allein zu Lasten der Mitglieder des Rates.

Wiesbaden, im März 1983

Jürgen Salzwedel
Vorsitzender

Inhaltsverzeichnis

	Seite		Seite
1 Einführung	7	2.4.2 Stickstoffoxid-Immission	34
1.1 Die Waldschäden: Eine besondere Herausforderung für die Umweltpolitik ...	7	2.4.3 Immission organischer Luftverunreinigungen	35
1.2 Zur bisherigen wissenschaftlichen und politischen Erörterung des Problems .	7	2.4.4 Photooxidantien-, insbesondere Ozon-Immission	37
1.2.1 Industrialisierung und Rauchschäden	7	2.4.5 Halogenwasserstoff-Immission	40
1.2.2 Skandinavische Klagen und europäische Konsequenzen	8	2.4.6 Schwermetall-Immissionen	40
1.2.3 Luftreinhaltepolitik und Waldschäden in der Bundesrepublik Deutschland ..	9	2.4.7 Säurekonzentration in Niederschlägen	42
1.3 Abgrenzung des Themas	11	2.5 Deposition	43
2 Ursprung, Inhaltsstoffe, Verteilung und Eintrag von relevanten Luftverunreinigungen	12	2.5.1 Trockene und feuchte Deposition	43
2.1 Einführung	12	2.5.2 Filterwirkung der Vegetation und andere Anreicherungsvorgänge insbesondere der trockenen Deposition	44
2.1.1 Zum Problemkreis	12	2.5.3 Deposition einzelner Komponenten ...	45
2.1.2 Die Atmosphäre als Träger von Verunreinigungen	12	2.5.3.1 Schwefelverbindungen	45
2.2 Die Emission von Ausgangskomponenten	14	2.5.3.2 Stickstoffverbindungen	52
2.2.1 Zum Beitrag natürlicher Quellen	14	2.5.3.3 Chloride, organische Verbindungen ...	54
2.2.2 Schwefeldioxid-Emission	16	2.5.3.4 Blei, Cadmium, Zink, Nickel, Arsen ...	55
2.2.3 Stickstoffoxid-Emission (jeweils gerechnet als NO ₂)	19	2.5.4 Deposition in Wäldern	58
2.2.4 Emission flüchtiger anorganischer Halogenverbindungen	21	2.5.5 Stoffumwandlung beim Eintrag in die Böden	62
2.2.5 Emission von Schwermetallen und anderen toxischen Spurenelementen ...	22	3 Waldschäden: Schadbilder und Schadenserfassung	63
2.2.6 Emission organischer Verbindungen ..	24	3.1 Alte und neue Waldschäden	63
2.3 Transport und chemische Umwandlung	26	3.2 Schadbilder	64
2.3.1 Oxidation von Schwefeldioxid und Stickstoffoxiden	26	3.3 Schadensumfang und Schadensgebiete	67
2.3.2 Abbau organischer Luftverunreinigungen, Photooxidantien	28	3.3.1 Schadensflächen	67
2.4 Zur Immissionssituation	30	3.3.2 Schadensstärke	68
2.4.1 Immission von Schwefeldioxid und seinen Umwandlungsprodukten	31	3.3.3 Geschädigte Baumarten und räumliche Lage der Schadensgebiete	70
2.4.1.1 Mittlere Schwefeldioxid-Immission in belasteten und wenig belasteten Gebieten	31	3.4 Allgemeine Beurteilung der Schadenssituation	72
2.4.1.2 Schwefeldioxid-Immission in Waldschadensgebieten	32	3.5 Zur künftigen Waldschadenserfassung	72
2.4.1.3 Immission schwefelhaltiger Aerosole in wenig belasteten Gebieten	34	3.5.1 Überlegungen zur verbesserten Erfassung der Waldschäden	73
		3.5.2 Schadenserfassung mittels Bioindikatoren	74
		4 Wirkungszusammenhänge	77
		4.1 Einführung	77
		4.2 Natürliche und waldbauliche Ursachen für Waldschäden und Baumsterben ...	79

	Seite		Seite		
4.2.1	Trockenschäden	79	5.3	Anforderungen an die Emissionsminderung und Verhältnismäßigkeitsprinzip	107
4.2.2	Kälteschäden	80	5.4	Vom Rat empfohlene Strategien	108
4.2.3	Verbreitungsmäßige Gesichtspunkte ..	80	5.5	Forschung, Überwachung, Entwicklung	109
4.2.4	Tierische Schädlinge	81	5.5.1	Problemdruck und Kenntnisstand	109
4.2.5	Pilzliche Schaderreger	81	5.5.2	Zusammenfassung der wesentlichen Fragen	110
4.2.6	Bakterielle und andere Schaderreger .	81	5.5.3	Das örtliche Zusammentreffen von Waldschäden und möglichen Einflußfaktoren	110
4.2.7	Waldbauliche Ursachen	82	5.5.4	Emission — Ausbreitung — Immission — Deposition — Bodenchemie	111
4.2.8	Nachwirkungen früherer Waldbehandlung	83	5.5.5	Erweiterte Immissions- und Depositionsmessung in ausgewählten Gebieten	112
4.2.9	Gesamtbedeutung natürlicher und waldbaulicher Ursachen für die neuartigen Waldschäden	83	5.5.6	Wirkungsforschung	113
4.3	Luftschadstoffe sowie ihre Umwandlungsprodukte als Ursachen neuartiger Waldschäden	85	5.5.7	Forstwissenschaftliche Forschung und Entwicklung	113
4.3.1	Direkte Einwirkungen auf oberirdische Pflanzenteile	85	5.5.8	Forschung und Entwicklung für die Emissionsminderung	113
4.3.1.1	Wirkungsweg	85	5.5.9	Koordinierung und Finanzierung	114
4.3.1.2	Schwefeldioxid (SO ₂)	85	6	Möglichkeiten zur Vorsorge und Schadensminderung	115
4.3.1.3	Stickstoffoxide (NO _x)	87	6.1	Rechtliche Anforderungen und technische Möglichkeiten anlagenbezogener Emissionsminderung	115
4.3.1.4	Photooxidantien	87	6.1.1	Allgemeines	115
4.3.1.5	Fluorwasserstoff (HF) und Fluoride ..	89	6.1.2	Schwefeldioxid	116
4.3.1.6	Chlorwasserstoff (HCl)	89	6.1.3	Stickstoffoxide	119
4.3.1.7	Schwermetalle	90	6.1.4	Halogenverbindungen	121
4.3.1.8	Organische Verbindungen	90	6.1.5	Metalle, insbesondere Schwermetalle .	122
4.3.1.9	Säuren	90	6.1.6	Wirbelschichtfeuerung	123
4.3.2	Indirekte Einwirkungen über den Boden	91	6.1.7	Emissionsüberwachung	123
4.3.2.1	Wirkungsweg	91	6.2	Bewertung der Anforderungen anlagenbezogener Emissionsminderung ...	124
4.3.2.2	Wirkungen von Luftschadstoffen auf den Boden	91	6.2.1	Bewertung der Genehmigungsanforderungen der Großfeuerungsanlagen-Verordnung für neue Anlagen	124
4.3.2.3	Natürliche und anthropogene Bodenversauerung	91	6.2.1.1	Zum Einwand, die Anforderungen seien überzogen	124
4.3.2.4	Boden-pH-Wert und Schwermetalle ...	94	6.2.1.2	Zum Einwand, die Anforderungen reichten nicht aus	127
4.3.2.5	Boden-pH-Wert und Nährstoffmangel .	94	6.2.2	Bewertung der Regelung der Großfeuerungsanlagen-Verordnung für Altanlagen	129
4.3.2.6	Weitere Effekte von Stoffeinträgen ...	95	6.2.2.1	Rechtslage	129
4.3.2.7	Bedeutung der Luftverunreinigung für die neuen Waldschäden	95	6.2.2.2	Anwendungsbereich, Fristen und Durchsetzungsrisiken der „Absterbeordnung“	130
4.4	Zusammenfassende Beurteilung der Schadwirkungen	100	6.2.2.3	Absicherung der Altanlagenanierung durch eine Ausgleichsabgabe	132
4.4.1	Rauchschäden	100			
4.4.2	Bekannte emittentenferne Waldschäden	101			
4.4.3	Neuartige emittentenferne Waldschäden	101			
5	Grundsätzliche umweltpolitische Folgerungen	102			
5.1	Industrielle Entwicklung und Forstwirtschaft	102			
5.2	Vorsorgeprinzip und Schutz der Wälder	104			

	Seite		Seite		
6.3	Produktbezogene Emissionsbegrenzung und energiepolitische Möglichkeiten	134	6.5.3	Grenzüberschreitende regionale Zusammenarbeit	147
6.3.1	Produktbezogene Emissionsbegrenzung	134	6.5.4	Weitere Schritte im internationalen Bereich	149
6.3.2	Energieeinsparung und rationelle Energienutzung	134	6.6	Möglichkeiten der Forstwirtschaft zur Vorbeugung und Linderung von Waldschäden	150
6.3.3	Substitution zwischen Energieträgern	135	6.6.1	Kurz- und mittelfristige Maßnahmen .	151
6.4	Ökonomische Aspekte	136	6.6.2	Langfristige Maßnahmen	153
6.4.1	Ökonomische Konsequenzen einer Politik der Emissionsminderung im Kraftwerksbereich	136	Anhang		
6.4.2	Ökonomische Anreize innerhalb einer auflagenorientierten Luftreinhaltepolitik	139	Erlaß über die Einrichtung eines Rates von Sachverständigen für Umweltfragen beim Bundesminister des Innern		156
6.5	Internationale Aspekte	141	Verzeichnis der Abkürzungen		158
6.5.1	Abgestimmte Emissionsminderung ...	141	Verzeichnis der Gutachten des Sachverständigenrates		159
6.5.2	Prinzipien und Maßnahmen der Schwefeldioxidminderung im internationalen Vergleich	143	Literaturverzeichnis		162

1 EINFÜHRUNG

1.1 Die Waldschäden: Eine besondere Herausforderung für die Umweltpolitik

1. Die seit Mitte der 70er Jahre in ungewöhnlichem Umfang auftretenden Waldschäden sind für Umweltpolitik und öffentliche Meinung in der Bundesrepublik Deutschland zu dem vielleicht schwersten Umweltschaden unserer gemäßigten Breiten geworden. Für viele umweltbewußte Menschen ist die befürchtete ökologische Katastrophe erstmalig in unbestreitbarer Weise auch bei uns sichtbar geworden. Da der Wald für viele Menschen — jedenfalls in der Bundesrepublik — als Verkörperung der Natur schlechthin gilt, fühlt sich durch Schäden am Wald, deren Ausbreitung unaufhaltsam scheint, fast jedermann betroffen.

2. Worin unterscheiden sich aber diese Schäden von anderen allseits erfahrbaren und bekannten Belastungen? Zunächst bringen die Waldschäden zwei weitverbreitete Annahmen ins Wanken:

— Man hatte sich daran gewöhnt, daß im Umfeld von großen Städten, von Industrie- und Verkehrsanlagen für den Wohlstand in einem Industrieland ein ökologischer Preis zu zahlen ist, hielt die übrigen Flächen aber für ökologisch weitgehend unversehrt; jetzt erscheint zumindest in Europa kein Gebiet mehr vor Schäden sicher.

— Man nahm an, daß für alle schwerwiegenden Umweltprobleme auch die wesentlichen Ursachen bekannt und damit die Ansatzpunkte für eine Lösung gegeben seien; die wesentlichen Ursachen der Waldschäden sind jedoch wissenschaftlich noch nicht befriedigend geklärt.

3. Zu einem Umweltproblem werden die beobachteten Waldschäden durch die vermutete Beteiligung von Luftverunreinigungen an den Ursachen. In der Tat scheint in der breiten Öffentlichkeit dieser Zusammenhang so sicher zu sein, daß das Problem nicht unter der Überschrift „Waldschäden“ oder „Baumsterben“ behandelt, sondern häufiger mit der vermuteten Ursache „Saurer Regen“ umschrieben wird.

4. Die für den Umweltschutz Verantwortlichen sind durch die Waldschäden in eine schwierige Lage gekommen: Einerseits sind die Schäden so erheblich und offensichtlich, daß jedermann wirksame Gegenmaßnahmen erwartet; andererseits sind die wesentlichen Ursachen so wenig bekannt oder so umstritten, daß darauf nur schwer eine politische Entscheidung gegründet werden kann. Außerdem ist jede merkliche Verringerung derjenigen Luftverunreinigungen, die im Verdacht eines

Ursachenbeitrags stehen, mit erheblichen Kosten für die Energiewirtschaft, die industrielle Produktion und auch die Verbraucher verbunden. So sind „Waldsterben“ und „Saurer Regen“ heute zu dem wohl größten Problem für die Umweltpolitik in der Bundesrepublik Deutschland geworden.

5. Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen, der den Auftrag hat, die umweltpolitisch verantwortlichen Instanzen zu beraten und die Urteilsbildung in der Öffentlichkeit zu erleichtern, sieht es in dieser Lage als seine Aufgabe an, die Zusammenhänge von Waldschäden und Luftverunreinigungen zu analysieren und Empfehlungen für geeignete umweltpolitische Maßnahmen zu entwickeln.

Ursprünglich sollten die Waldschäden im Rahmen eines Sondergutachtens über die „Umweltprobleme der Land- und Forstwirtschaft“ behandelt werden. Angesichts der Dringlichkeit der zu treffenden Entscheidungen hat sich der Rat entschlossen, die Bearbeitung des Themas der Waldschäden zeitlich vorzuziehen.

Zum Verständnis der Eigentümlichkeit der gegenwärtigen Probleme erscheint zunächst ein kurzer historischer Rückblick auf die Zusammenhänge zwischen Luftverunreinigungen und Waldschäden sinnvoll.

1.2 Zur bisherigen wissenschaftlichen und politischen Erörterung des Problems

1.2.1 Industrialisierung und Rauchschiäden

6. Seit Jahrhunderten ist bekannt, daß von Feuerungsanlagen und von bestimmten Industriebetrieben Schäden an den von Abgasfahnen berührten Wäldern hervorgerufen werden; die Zusammenhänge zwischen Abgasfahnen und kranken Bäumen in deren Einwirkungsbereich waren offensichtlich. Der herkömmliche Ausdruck „Rauchschiäden“ zeigt, daß die Zusammensetzung der Abgase und erst recht ihre wirksamen Bestandteile nicht genau zu ermitteln waren. Geschichtlich belegt sind Schäden aus Steinkohlefeuerungen bereits im 14. Jahrhundert. Später kamen die Rauchschiäden aus Hüttenwerken, Gießereien und Siedereien hinzu. Als Deutschland im 19. Jahrhundert die erste große Industrialisierungswelle durchmachte, wurden rauchgeschädigte Bäume und Wälder allgemein bekannt. Wegen der Verbreitung und Bedeutung der Schäden kam es im 19. Jahrhundert auch zur Gründung eines internationalen Ausschusses von Rauchschiaden-Sachverständigen. Besonders

stark waren die Emissionen von Ziegeleien, keramischen Werken und bestimmten chemischen Werken, wie Sodafabriken, die in großem Umfang pflanzengiftige Verbindungen ausstießen. Die Schäden gerade der Sodafabriken wurden in der Mitte des 19. Jahrhunderts ein wesentlicher Anstoß zur Erforschung dieser Zusammenhänge.

Im Rückblick zeigt sich ein wesentliches Merkmal dieser Rauchschäden darin, daß sie einer Quelle oder einer räumlich eng begrenzten Gruppe von Quellen klar zuzuordnen waren. Die chemische Zusammensetzung der Rauchgase wurde im 19. und insbesondere im 20. Jahrhundert immer besser erforscht, und auch die Kenntnisse über die Wirkungsmechanismen nahmen zu. Zwischen 1850 und 1870 wurde bereits Schwefeldioxid als wesentliches Schadgas für Pflanzen identifiziert (STÖCKHARDT, 1850). Die Veränderungen des Säuregehalts des Regens durch Abgase aus Industriegebieten wurden schon 1852 von SMITH in Großbritannien festgestellt.

7. Man hat diese rauchbedingten Waldschäden im Nahbereich bis in unsere Tage als unvermeidliche Folgen der Industrialisierung hingenommen und wenig zu ihrer Minderung getan; die Bemühungen zur Luftreinhaltung richteten sich vornehmlich gegen Gesundheitsschäden und Belästigungen der Menschen in den Industriegebieten. Unverkennbar ist aber auch, daß die schon damals beklagte Trostlosigkeit der Industrielandschaft zum Teil auch auf die Schäden an der Vegetation durch Abgase zurückzuführen war.

8. Auch in der Bundesrepublik gingen die Bemühungen zunächst dahin, die Bevölkerung in den Industriegebieten durch die Entstaubung der Abgase, durch höhere Schornsteine und durch eine Verlagerung von Quellen aus Wohngebieten heraus vor den ärgsten Belastungen zu schützen. Die Rauchschäden an Wäldern in Industriegebieten wurden hingenommen, zumals erhebliche Verschlechterungen nicht zu verzeichnen waren. Nur in besonders stark von Immissionen betroffenen Gebieten, wie dem Ruhrgebiet, versuchte man, den Wald den Luftbelastungen anzupassen, indem man seine Zusammensetzung veränderte und auf die Anpflanzung sehr rauchempfindlicher Baumarten verzichtete. Erst in den letzten Jahren wurde der Schutz der Vegetation zu einem eigenen Gegenstand der Luftreinhaltungspolitik (s. 1.2.3).

9. Während sich die Rauchschäden in der Bundesrepublik insgesamt in Grenzen hielten, haben sie in anderen Staaten Mitteleuropas zugenommen, wo noch heute ganze Waldbestände durch Rauchgase zerstört werden. Dies geschieht beispielsweise in der DDR und der CSSR infolge starken Wachstums der Schwerindustrie und zunehmender Nutzung schwefelreicher Kohle.

1.2.2 Skandinavische Klagen und europäische Konsequenzen

10. Bis in die 60er Jahre dieses Jahrhunderts waren die Schadstoff- und Säuregehalte der Nieder-

schläge außerhalb der Industrieregionen sowie deren Bestimmungsfaktoren und Wirkungen ein eher wissenschaftliches Problem, welches von Chemikern, Meteorologen und Bodenkundlern untersucht wurde; die Ergebnisse wurden in die Analysen und Darstellungen der großen geochemischen Stoffkreisläufe eingebaut. Politischen Charakter erhielten diese Belastungen erst in den 70er Jahren, als sich ausgehend von Skandinavien zwei Erkenntnisse verbreiteten: Der Transport von Luftschadstoffen findet in einem erheblichen Maße auch über so große Entfernungen statt, daß Staatsgrenzen leicht überschritten werden; Umweltschäden durch Niederschläge mit erhöhtem Säuregehalt sind mit hinreichender Sicherheit nachweisbar und lassen weitere bisher noch nicht sichtbare Schädigungen erwarten. Auslöser dieser umweltpolitischen Diskussion um die sauren Niederschläge waren die Veröffentlichungen von ODEN in Schweden (z.B. ODEN, 1968). Er wies Ende der 60er Jahre nach, daß die Säurebildner über Hunderte, ja Tausende von Kilometern transportiert, daß dadurch die Säuregrade der skandinavischen Seen verändert wurden und daß diese Emissionen vornehmlich aus den großen Industrieländern Europas stammten. Die Erkenntnis der eigenen Belastung, deren Ursache im fernen Ausland zu suchen war, machte Schweden und Norwegen zu den Hauptanklägern gegen die grenzüberschreitende Luftverschmutzung. Die Diskussionen und auch die Aktionen der 70er Jahre gingen wesentlich von diesen Ländern aus.

11. Im Mai 1972 fand in Stockholm die erste Umweltkonferenz der Vereinten Nationen statt, die ein Meilenstein in der Entwicklung des weltweiten Umweltschutzes wurde und auch für das Problem der weiträumigen Luftverschmutzung wichtige Ergebnisse brachte. Mit seinem Bericht „Grenzüberschreitende Luftverschmutzung: Die Wirkungen des Schwefels in der Luft und im Niederschlag“ gelang es Schweden, diese Phänomene als Umweltprobleme anerkennen zu lassen. Außerdem bekannten sich alle Teilnehmer der Stockholmer Konferenz zu dem Grundsatz, daß die Staaten sich bemühen sollten, ihre Nachbarn nicht durch Emissionen von ihrem Gebiet aus zu schädigen.

12. Bereits im Jahre 1969 hatte Schweden die grenzüberschreitende Luftverschmutzung zu einem Thema in der Organisation für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung (OECD) gemacht. Im Jahre 1973 begann die OECD mit ihrem großen Forschungs- und Meßprogramm über großräumige grenzüberschreitende Luftverschmutzungen, welches seinen vorläufigen Abschluß in dem Bericht aus dem Jahre 1977 fand, in dem Ausstoß, Ausbreitung und Niederschlag des Säurebildners Schwefeldioxid erstmals in einem kontinentalen Ausmaß berechnet oder abgeschätzt wurden (OECD, 1977). Dieser Bericht erhärtete die Erkenntnisse über den großräumigen Transport von Luftschadstoffen. Er enthält eine Abschätzung der Anteile der einzelnen Industrieländer Europas an den Belastungen anderer Länder. Während die Bundesrepublik bis dahin als Hauptverursacher der in Skandinavien auftretenden Belastungen hingestellt worden war, ergab

sich aus diesen Ermittlungen, daß sie unter den Quellenländern nicht an erster Stelle steht. Erörterungen über großräumige Luftverschmutzungen und erforderliche Gegenmaßnahmen wurden dann im Jahre 1976 auch im Rahmen der Wirtschaftskommission der Vereinten Nationen für Europa (ECE) aufgenommen. Man stützte sich dabei auf die Schlußakte der Konferenz über Sicherheit und Zusammenarbeit in Europa (KSZE) von 1975, in der die weiträumige grenzüberschreitende Luftverschmutzung als Gegenstand der gesamteuropäischen Zusammenarbeit genannt worden war. Inzwischen wird das Meßprogramm der OECD im Rahmen der ECE unter dem Namen „Kooperatives Programm zur Überwachung und Bewertung der großräumigen Transporte von Luftschadstoffen in Europa“ (EMEP) fortgeführt.

13. Die Beratungen in der ECE führten nach langen und mühsamen Verhandlungen, in denen die skandinavischen und Ostblockländer einen erheblichen Druck auf die großen Emittenten-Staaten Westeuropas, insbesondere die Bundesrepublik Deutschland, ausübten, im Jahre 1979 zu dem „Übereinkommen über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung“, meist „Genfer Luftreinhaltekonvention“ genannt. Gegenstand dieses Übereinkommens sind — wie schon der Name andeutet — Luftverunreinigungen, bei denen es in der Regel nicht möglich ist, die Beiträge einzelner Emissionsquellen oder Gruppen von Quellen zu unterscheiden. Nach der Entstehungsgeschichte, aber auch nach dem Text des Übereinkommens ist klar, daß Schwefelverbindungen im Vordergrund des Interesses stehen. Das Übereinkommen sollte nach einem Beschluß der Regierungen sofort angewendet werden. Die Bundesrepublik hat es 1982 ratifiziert. Es ist am 16. März 1983 in Kraft getreten. Unterzeichnerstaaten sind nahezu alle europäischen Staaten, die Vereinigten Staaten und Kanada. Das Übereinkommen verpflichtet die Staaten, Emissionen zu messen, Informationen auszutauschen sowie sich bei grenzüberschreitenden Umweltproblemen zu konsultieren. Ferner enthält es eine Verpflichtung zur Fortführung des „Kooperativen Programms zur Überwachung und Bewertung der großräumigen Transporte von Luftschadstoffen in Europa“ (EMEP). In einer „Bemühensklausel“ verpflichten sich die Parteien, die Emissionen soweit wie möglich schrittweise zu verringern; sie haben dafür Programme zu entwickeln und den anderen Staaten darüber zu berichten. Aus dem Übereinkommen ergeben sich für die Bundesrepublik Deutschland kaum Verpflichtungen, die diese nicht durch ihre Luftreinhaltepolitik ohnehin schon erfüllen würde. Dennoch stärkt die Konvention die Argumente für die Emissionsminderung und gibt insbesondere der Bundesrepublik Deutschland die Möglichkeit, an alle ihre Nachbarstaaten mit der Aufforderung um gleichgerichtete Bemühungen zur Emissionsminderung heranzutreten.

14. In die Mitte der 70er Jahre fallen zwei Entwicklungen, die das Problem der großräumigen Luftverschmutzung in ganz Europa und besonders für die Bundesrepublik Deutschland erheblich verschärft haben, weil sie grundsätzliche Strategien

zur Minderung der Emission von Säurebildnern durchkreuzen. Zum einen wurde durch die 1973 ausgelöste Ölkrise und deren Fortwirkungen die Möglichkeit verbaut, durch den zunehmenden Einsatz von stark entschwefelten Ölen die schwefelhaltige Kohle als Brennstoff abzulösen. Zum zweiten traf der Ausbau der Kernenergie in vielen Ländern wegen ihrer Sicherheits-, Umwelt- und Entsorgungsprobleme auf solche Widerstände, daß mit einer weitgehenden Ersetzung der Kohle- und Ölkraftwerke durch Kernkraftwerke nicht mehr gerechnet werden kann. Die Folge ist die „Renaissance der Kohle“, die energiepolitisch notwendig ist, wirtschaftspolitisch ohnehin als erwünscht gilt, umweltpolitisch aber höchst problematisch ist.

15. Zu erwähnen ist noch, daß eine ähnliche Diskussion um die sauren Niederschläge, insbesondere seit 1978/1979, auch in Nordamerika stattfindet, wobei die Kanadier sich hier in der Rolle der per saldo Belasteten sehen und die USA sich eher auf der Anklagebank befinden. Außerdem ist der großräumige Transport von Luftschadstoffen auch ein Problem innerhalb dieser großflächigen Staaten.

16. Im Jahre 1972 begann Norwegen mit einem großangelegten Forschungsprogramm „Saure Niederschläge — Auswirkungen auf Wälder und Fische“ (SNSF); es wurde 1980 mit der Sandefjord-Konferenz beendet (SNSF, 1980 a, 1980 b). Der Abschlußbericht stellt fest, daß ein Großteil der Seen in Südnorwegen durch saure Niederschläge geschädigt sei — bis hin zum Verschwinden sämtlicher Fische. Als wesentliche Ursache dieser Versauerung der Gewässer verweist er auf die aus den großen Industriestaaten Europas transportierten Säurebildner. Eine Schädigung der Wälder durch saure Niederschläge vermochte das Forschungsprogramm jedoch nicht nachzuweisen.

17. Die politischen und wissenschaftlichen Diskussionen um die sauren Niederschläge und deren Auswirkungen erfuhren eine Bündelung auf der Stockholmer Konferenz über die „Umweltversauerung“ im April 1982. Die eigentliche politische Konferenz wurde ergänzt durch wissenschaftliche Fachtagungen. Die politische Konferenz kam zu dem Schluß, daß der Säureeintrag in die Umwelt ein ernstes Problem sei und daß selbst bei gleichbleibender Deposition die Schädigung von Boden und Wasser weiter fortschreiten werde. Ferner bestätigten die Minister, daß die sauren Niederschläge in den meisten europäischen Ländern weitgehend aus ausländischen Quellen stammten. Daher wurde auf der Konferenz beschlossen, die Forschung und technische Entwicklung weiter voranzutreiben und neue, wirksamere Strategien zur Minderung der Emissionen zu entwickeln. Insgesamt war die Konferenz auf eine Bestätigung und Verwirklichung der genannten Genfer Luftreinhaltekonvention von 1979 angelegt.

1.2.3 Luftreinhaltepolitik und Waldschäden in der Bundesrepublik Deutschland

18. In der Aufbauphase nach dem Zweiten Weltkrieg spielten Umweltprobleme verständlicher-

weise keine große Rolle. In der Bundesrepublik Deutschland wurde das Ruhrgebiet mit den angrenzenden Industriezonen Nordrhein-Westfalens zum weitaus größten Ballungsgebiet, in dem Industrie, Verkehr und Siedlungen alle Umweltbelastungen stärker hervortreten ließen. So ist es nicht verwunderlich, daß der Schutz der Umwelt, insbesondere die Luftreinhaltung, dort sehr bald — etwa seit 1955 — zu einer politischen Aufgabe wurde. Die klassischen Rauchschäden waren dort ein vertrautes Problem, welches nunmehr wieder erhöhte Aufmerksamkeit auf sich zog.

In den 60er Jahren blieben die Waldschäden im Ruhrgebiet und an seinem Rande ein vieldiskutiertes Problem der Luftreinhaltungspolitik Nordrhein-Westfalens. Da Nadelwälder nicht mehr gedeihen und der gängige forstwirtschaftliche Nadelholzanbau praktisch eingestellt werden mußte, versuchte man durch Anpflanzung „rauchharter“ Baumarten die Waldzusammensetzung den Immissionen anzupassen. Umfangreiche Untersuchungen, u. a. mit Anpflanzungen der aus Nordamerika eingeführten Roteiche, lieferten Anhaltspunkte für die Widerstandskraft der verschiedenen Baumarten gegen Luftschadstoffe. Das Spektrum der untersuchten Stoffe war breit, im Vordergrund standen Halogenverbindungen, Schwefeldioxid, Schwefelwasserstoff und Stickstoffoxide.

19. Im Gegensatz zur heutigen Diskussion um die Waldschäden wurden damals saure Niederschläge, die Einflüsse über den Boden und die Möglichkeit von Schädigungen über das Gebiet Nordrhein-Westfalens hinaus kaum erörtert. Auch zur Verhütung der Waldschäden im Ruhrgebiet sah man dementsprechend noch bis zum Anfang der 70er Jahre die Verdünnung und Verteilung der Schadstoffe durch hohe Schornsteine als geeignete Strategie an.

Aus der Einsicht, daß Schäden durch Luftschadstoffe schwer zu prognostizieren oder zu beweisen sind, hatte Nordrhein-Westfalen als einen Grundsatz der Luftreinhaltung eine Art Vorsorgeprinzip formuliert: „Die Luft so rein wie möglich und nicht so schmutzig, wie gerade noch tragbar“ (DREYHAUPT, 1972).

20. Eine umfassende Umweltpolitik auf Bundesebene setzte ab 1969 ein; auch in den Ländern wurde der Umweltschutz zu einem eigenständigen Feld der Politik ausgebaut. Im Umweltprogramm der Bundesregierung vom Jahre 1971 spielten allerdings Waldschäden, saure Niederschläge und überhaupt die Belastungen der Pflanzen- und Tierwelt durch Luftverunreinigungen keine große Rolle. Immerhin sieht das Programm die Erfassung der Immissionssituation in den ballungsfernen Gebieten und die Erforschung der Wirkungen von Luftverunreinigungen auf Pflanzen und Tiere vor. Auch in den umfangreichen Materialien zum Umweltprogramm sind die genannten Probleme nur Themen am Rande. Zwar werden der Ferntransport von Luftverunreinigungen und auch saure Niederschläge erwähnt, aber über die stofflichen Belastungen der Natur und insbesondere der Wälder außer-

halb der Ballungsgebiete finden sich keine Ausführungen.

21. Im Rückblick kann man feststellen, daß bis etwa 1975 die gesundheitlichen Auswirkungen und die Belästigungen im Mittelpunkt der Luftreinhaltungspolitik standen. Beispielsweise wurde der bekannte Immissionsgrenzwert der TA Luft von 1974 für SO_2 von $0,14 \text{ mg/m}^3$ (bis dahin $0,4 \text{ mg/m}^3$) im Hinblick auf den Schutz der menschlichen Gesundheit festgesetzt und in die Vorschrift aufgenommen. Der Vorrang des Gesundheitsschutzes und die Konzentration der Aufmerksamkeit auf den Nahbereich gaben dazu Veranlassung, daß die Genehmigungsbehörden den Bau immer höherer Schornsteine verlangten, um die Industriegebiete zu entlasten. Diese Entwicklung führte zu einer großräumigen Verteilung der Luftschadstoffe, die nunmehr auch in emittentenferne Gebiete gelangen und dort Wälder gefährden können. Deshalb hat der Rat schon in seinem Gutachten „Energie und Umwelt“ (1981; Tz. 252) vor einer Fortsetzung der sog. Hohe-Schornstein-Politik gewarnt.

22. Ein solcher Schwerpunkt der Diskussion und der Maßnahmen auf der gesundheitlichen Entlastung war sinnvoll und verständlich. Das Bundes-Immissionsschutzgesetz von 1974 war allerdings sehr viel breiter angelegt, indem es den Schutz von Tieren und Pflanzen neben dem Schutz des Menschen vor gesundheitlichen Gefahren und vor Belästigungen ausdrücklich hervorhob. Das Gesetz fordert daneben aus Gründen der Vorsorge auch eine allgemeine Emissionsminderung; Maßstab hierfür ist der „Stand der Technik“. Dieses Gebot vorsorglicher Emissionsminderung ist für die ballungsfernen Wälder von großer Bedeutung, weil es unabhängig davon erfüllt werden muß, ob ein ursächlicher Zusammenhang zwischen Schadstoffausstoß und Waldschäden bewiesen ist oder nicht.

23. Im „Umweltbericht '76“, in dem die Bundesregierung eine erste Bilanz nach sechs Jahren Umweltpolitik zog, wurde dem Schutz der Vegetation oder den sauren Niederschlägen immer noch kaum Beachtung geschenkt. Der Bericht stellte lediglich die höhere Belastung der ballungsfernen Gebiete als unerwünschte Nebenwirkung der Entlastung der Ballungsgebiete fest.

24. Erst durch die „Berliner Anhörung“ vom Frühjahr 1978 (UBA, 1978) zu den Immissionsgrenzwerten der TA Luft wurde ins Bewußtsein der Öffentlichkeit gerückt, daß mit der Einhaltung der Grenzwerte, die für den Gesundheitsschutz eingeführt worden sind, ein ausreichender Schutz der Vegetation nicht gewährleistet werden kann. Biologen und Ökologen beklagten das Fehlen von Immissionsgrenzwerten zum Schutze der Natur, der Nutzpflanzen und der Tiere. Aus verwaltungsgerichtlichen Verfahren und der Berliner Anhörung ergaben sich die beiden großen Themen, die die Luftreinhaltungspolitik der Bundesregierung in den nächsten Jahren verfolgen sollte: Rechtssicherheit im Genehmigungsverfahren und verbesserter Schutz der Natur. Beiden Anliegen sollten die Novellen zum Bundes-

Immissionsschutzgesetz und zur TA Luft im Jahre 1978 gerecht werden; beide Bemühungen scheiterten, vor allem an rechtstechnischen Bedenken. Das Ziel eines verbesserten Schutzes der Vegetation wurde in der Folgezeit bei der Überarbeitung der TA Luft weiterverfolgt; die neue TA Luft (vom 23. Februar 1983) enthält in dieser Hinsicht eine Reihe von neuen Bestimmungen.

25. Der Rat hat sich in seinem „Umweltgutachten 1978“ mit den Schäden an Ökosystemen und an Pflanzen durch Luftverunreinigungen auseinandergesetzt. Dabei wurden Schwefeldioxid, Stickstoffoxide und Photooxidantien als hauptsächliche Schadstoffe behandelt. Auch die Auswirkungen des Säureeintrags auf Gewässer und Wälder wurden erörtert. Wie wenig emittentenferne Waldschäden damals Beachtung fanden, zeigt sich daran, daß das Gutachten dazu keine gezielten Empfehlungen enthielt.

26. Im Gutachten „Energie und Umwelt“ hat der Rat im Jahre 1981 die ökologischen Auswirkungen der verschiedenen Energiesysteme gleichrangig neben die gesundheitlichen, klimatischen und landschaftlichen Belastungen gestellt. Die bekannten Schäden im Nahbereich von Emissionsquellen werden genannt und auf mehrere 100 000 ha geschätzt. Als die für Ökosysteme problematischsten Luftschadstoffe betrachtet der Rat Schwefeldioxid, Schwefelwasserstoff und Stickstoffoxide. Der Chemismus der sauren Niederschläge wird beschrieben, jedoch stellt der Rat das Fehlen einer systematischen Erfassung dieser Schadstoffe, ihrer Umwandlung und Verteilung fest. Die Ergebnisse einer bekannten Felduntersuchung (Solling-Projekt) werden kurz geschildert. Der Rat schließt sich der Auffassung an, daß die Versauerung der Böden durch Luftverunreinigungen gefördert wird und daß dies zu schwerwiegenden und irreversiblen Veränderungen führen kann. Der Rat geht ebenfalls auf die vielfältigen Berichte über Waldschäden, besonders bei der Tanne ein. Der Verdacht, daß Luftverunreinigungen eine Schlüsselrolle bei diesen Waldschäden spielen, wird erörtert; der Rat stellt jedoch fest, daß man angesichts der Datenlage noch keine sicheren Schlüsse ziehen könne. Gleichwohl kommt der Rat zu dem Schluß, daß der Grenzwert für die durchschnittliche Konzentration von SO_2 in der Luft von $0,14 \text{ mg/m}^3$ für Pflanzen und Ökosysteme zu hoch ist. Der Rat empfiehlt keine bestimmten Grenzwerte, deutet aber an, daß Werte von $0,07 \text{ mg/m}^3$ für Nadelwälder und unter $0,05 \text{ mg/m}^3$ für Naturschutzgebiete sinnvoll wären. Neben dieser Anregung gilt auch hier die durchgängige Empfehlung jenes Gutachtens zur Umweltentlastung durch Energieeinsparung und technische Emissionsminderungsmaßnahmen.

27. Die umweltpolitische Diskussion um den „Sauren Regen“ begann in der Bundesrepublik im Jahre 1979. Das Interesse an diesem Thema war schon durch die oben geschilderten, von Skandinavien ausgehenden Erörterungen angeregt worden. Hinzu kamen die Anstöße aus der intensiven deutschen Beteiligung an der Ausarbeitung der Genfer

Luftreinhaltekonvention. Besondere Bedeutung kommt in diesem Zusammenhang den Ergebnissen des von der Deutschen Forschungsgemeinschaft (DFG) geförderten Ökosystem-Forschungsprojekts im Solling (1967 bis 1974) zu. Erste Ergebnisse dieser Forschungen wurden ab 1971 publiziert. Eine breite Aufmerksamkeit erregte aber erst die umfassende Veröffentlichung von ULRICH, MAYER und KHANNA aus dem Jahre 1979. Die Hauptthesen dieser Forschergruppe sind: Die Waldböden im Solling versauern zunehmend; die wesentliche Ursache dafür sind die von Schwefeldioxid und Stickstoffoxid gebildeten Säuren, die mit den Niederschlägen in den Boden kommen; die Bodenversauerung verschlechtert die Wachstumsbedingungen der Wälder und macht sie anfälliger gegen Krankheiten und andere Luftbelastungen; durch die sauren Niederschläge werden zum Teil pflanzenschädliche Metalle im Boden mobilisiert, zum Teil werden sie zusammen mit den Säuren aus der Luft eingetragen. Damit war die „klassische“ und im Nahbereich unumstrittene direkte Wirkung der sauren Gase auf die Blätter der Pflanzen ergänzt durch einen komplexen Wirkungspfad über den Boden, der wegen des Ferntransports auch weit abseits der Ballungsgebiete wirksam sein könnte. Die Thesen der von ULRICH geleiteten Forschergruppe fanden wachsende Zustimmung und wurden auch in den Medien immer häufiger zur Erklärung der zunehmenden Waldschäden herangezogen.

28. Die alarmierende Berichterstattung über den „Sauren Regen“ und die besorgten Reaktionen der Bevölkerung haben die Umweltpolitik zunehmend in eine schwierige Lage gebracht. In einer vergrößernden Argumentation scheint es oft so, als ob der Konflikt zwischen den Emissionen des gesamten Energiesystems einerseits und dem unersetzlichen Wald andererseits fast nur noch durch Verzicht auf den Wald oder auf die Energieerzeugung aus fossilen Brennstoffen lösbar sei. Die von der Bundesregierung betriebene Novellierung der TA Luft und die Arbeiten am Entwurf einer Großfeuerungsanlagen-Verordnung gerieten zunehmend in den Sog der Diskussion um die sauren Niederschläge. Die Umweltministerkonferenz beschloß am 27. November 1981 die Einsetzung eines Arbeitskreises von Fachleuten aus Bund und Ländern, die das Ausmaß der Waldschäden genauer feststellen und den verschiedenen Erklärungsversuchen im Hinblick auf den Beitrag der Luftverunreinigungen nachgehen sollten. Der Arbeitskreis (BML/LAI, 1982) hat seinen Bericht im Oktober 1982 fertiggestellt und der Umweltministerkonferenz am 12. November 1982 vorgelegt; der Rat hat die Erörterungen des Arbeitskreises mit Interesse verfolgt und den Bericht im vorliegenden Gutachten immer wieder herangezogen.

1.3 Abgrenzung des Themas

29. In dieser Situation, die durch berechtigte Sorgen der Öffentlichkeit und wissenschaftliche Unsicherheit über die Zusammenhänge gekennzeichnet

ist, möchte der Rat mit seinem Sondergutachten einen Beitrag zur Versachlichung der Diskussion leisten und der Umweltpolitik einige Entscheidungshilfen an die Hand geben. Besondere Aufmerksamkeit widmet der Rat der Frage: In welchem Ausmaß tragen die Luftverunreinigungen zu den zunehmenden Waldschäden in den ballungsfernen Gebieten bei? Zu ihrer Beantwortung geht der Rat im erforderlichen Umfange auf die unumstrittenen und bekannten Waldschäden im Nahbereich von Emittenten sowie auf ihre Ursachen ein. Hier von ausgehend erörtert er Schäden an Bäumen und Wäldern sowie an einigen Bioindikatoren und naturnahen Ökosystemen, die fernab von Ballungsgebieten liegen und bei denen die Ursachen nicht klar bestimmbar sind. Der Rat beschränkt seine Be-

trachtungen auf das Gebiet der Bundesrepublik Deutschland — oder, geographisch gesprochen, auf mitteleuropäische Verhältnisse. Der Rat erwägt in seinem Gutachten eine Anzahl von Maßnahmen, die auf die weitere Verminderung von Luftschadstoffen abzielen, insbesondere solchen, die weiträumig transportiert werden.

30. Der Rat weist darauf hin, daß Darstellung, Bewertung und Empfehlungen in diesem Sondergutachten „Waldschäden und Luftverunreinigungen“ nur sehr vorläufig sein können; der Problemdruck zwingt zu Beurteilungen und Entscheidungen in einem Zeitpunkt, in dem die Daten noch unzureichend und die Wirkungszusammenhänge ungeklärt sind.

2 URSPRUNG, INHALTSSTOFFE, VERTEILUNG UND EINTRAG VON RELEVANTEN LUFTVERUNREINIGUNGEN

2.1 Einführung

2.1.1 Zum Problemkreis

31. Beim Schutz der Vegetation vor Luftverunreinigungen standen in der Vergangenheit die direkten Schadwirkungen gas- oder staubförmiger Immissionen („Rauchschäden“, Tz. 6) auf oberirdische Pflanzenteile im Vordergrund des Interesses (vgl. GUDERIAN, 1977; PRINZ, 1982, dort weitere Literatur).

Direkte Schadwirkungen können im Nahbereich (bis etwa 40 km) von Emittenten, aber — je nach der Wirksamkeit der atmosphärischen Verdünnung und der verschiedenen Austragungsmechanismen — auch im Fernbereich auftreten.

32. Während der längeren Verweilzeiten (einige Tage) im Verlauf des Ferntransports können luftchemische Umwandlungsprozesse ablaufen, die Emissionskomponenten in stärker schädigende Substanzen umwandeln. Daneben haben solche Komponenten Aufmerksamkeit gefunden, die zum Teil stärker sauer oder in wässriger Lösung stärker säurebildend sind als ihre Ausgangsemissionen. Man hat versucht, die in emissionsfernen Gebieten aufgetretenen Baumschäden dadurch zu erklären, daß man einen weiteren Belastungspfad in die Betrachtung einbezieht:

- Emission aus der Quelle,
- Ausbreitung und Umwandlung,
- Deposition und Anreicherung im Boden,
- Schädigung der Bodenbiologie und der unterirdischen Pflanzenteile.

33. In einer Weiterentwicklung dieser Hypothese wird eine Kombinationswirkung von säurebildenden Komponenten und Schwermetallen angenommen.

34. Neueren Datums sind ernst zu nehmende Hinweise auf die Wirkung von Ozon auf Wälder. Damit wurde die Frage der direkten Wirkung auf die oberirdischen Pflanzenteile wieder in das Blickfeld gerückt und zumindest gleichrangig neben den „indirekten“ Wirkweg über den Boden gestellt.

Dieses Kapitel ist wie folgt aufgebaut:

- Emission von möglicherweise schädlichen Stoffen,
- Transport und chemische Umwandlungsprozesse,
- Immissionssituation unter Berücksichtigung der Waldschadensgebiete,
- Deposition von Stoffen, insbesondere die Filterwirkung der Wälder.

Auf dieser Basis erst kann die Diskussion der Wirkungszusammenhänge geführt werden.

2.1.2 Die Atmosphäre als Träger von Verunreinigungen

35. Die Atmosphäre ist ein kolloid-disperses System bestehend aus einem Gasgemisch als Lösungsmittel und in ihm in feinsten Verteilung gelösten oder suspendierten, festen oder flüssigen Stoffen. Das Mischungsverhältnis des Gasgemisches Luft kann als konstant angesehen werden, wenn man von dem veränderlichen Gehalt an Wasser-

dampf absieht. Die in fester oder flüssiger Form enthaltenen Schwebeteilchen, deren Größe die der Luftmoleküle überschreitet, werden Aerosole genannt. (Dieser Sprachgebrauch hat sich eingebürgert; richtigerweise müßte von Aerosolpartikeln geredet werden, weil „Aerosol“ ursprünglich das kolloid-disperse System selbst bezeichnet.)

36. Wasser ist der einzige Luftbestandteil, der unter natürlichen Bedingungen kondensieren und aus der Atmosphäre ausfallen kann. Dazu benötigt er Aerosole als Kondensationskerne. Sind die um den Kern herum gebildeten Tropfen oder Eiskristalle hinreichend klein, so werden sie in der Schwebelage gehalten: Man spricht von Wolken oder wenn die Tropfenformation auf dem Boden aufliegt, von Nebel. Regen, Schnee usw. treten dann auf, wenn sich hinreichend große Tropfen oder Eiskristalle bilden, deren Gewicht die tragenden Kräfte überwindet.

37. Inhaltsstoffe von Nebel und Regen sind neben den Kondensationskernen auch solche Substanzen, die sich an die Tropfen anlagern oder sich in ihnen lösen. Weitere Stoffe können auf dem Weg des Tröpfchens von der Wolke zum Boden aufgenommen werden. Kondensationskerne und Inhaltsstoffe können natürlichen oder anthropogenen Ursprungs sein. So können Aerosole entstammen:

- vulkanischer Tätigkeit,
- Verbrennungsvorgängen,

- Aufwirbelung von mineralischer und organischer Substanz,
- Aufsteigen von Spritzwassertropfen aus der Brandung des Meeres,
- Schaumkronen der Wellen,
- kosmischer Materie,
- Ionisation mit anschließender Molekülzusammenballung,
- Einbringung radioaktiver Stoffe.

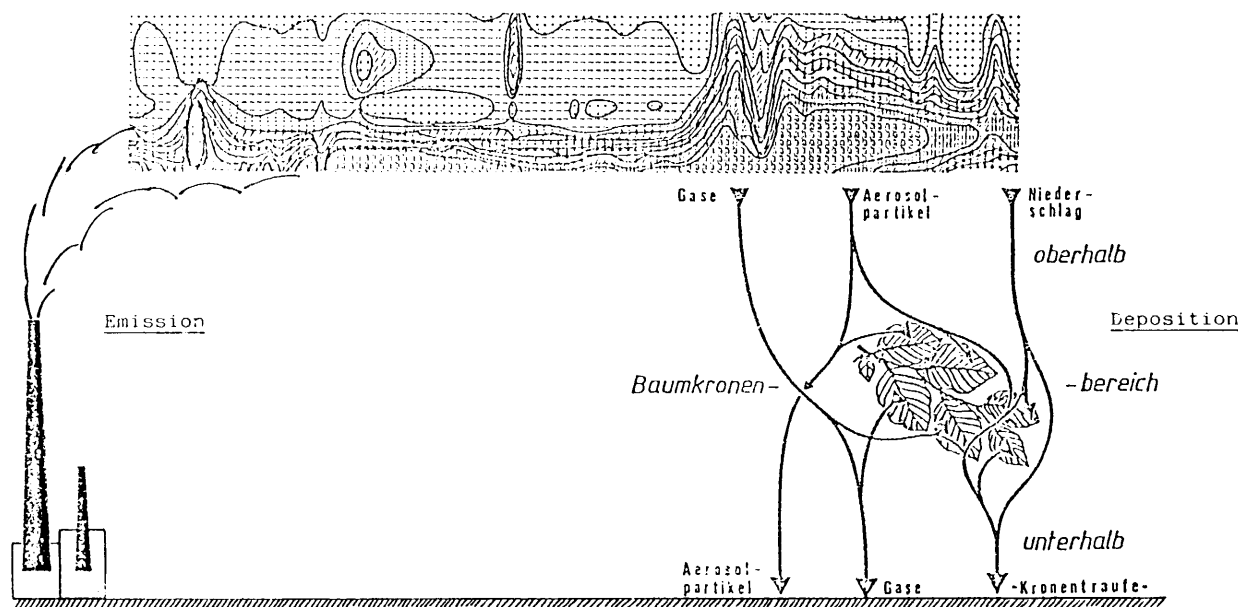
38. Aerosole werden überall in der Atmosphäre gefunden. Eine Aufgliederung in natürliche und anthropogene Aerosole ist nicht mehr möglich. Abschätzungen zum anthropogenen Beitrag lassen sich lokal und regional mit annehmbaren Fehlergrenzen machen.

Im Bereich der Aerosoldurchmesser von 0,2 bis 1 µm hat die Aerosolhäufigkeit unter natürlichen Bedingungen ein Maximum, ein weiteres tritt bei 8 µm auf. Der erste Bereich enthält häufig Sulfatverbindungen, z.B. Schwefelsäure und Ammoniumsulfat. Das zweite Maximum wird durch Seesalz, also im wesentlichen durch Natriumchlorid, geprägt.

Die Verbreitung von Aerosolen hängt von Quellenverteilung und -ergiebigkeit, Transport, Temperaturschichtung und Wiederausscheidung ab. Luftmassenwechsel an ei-

Abb. 2.1

**Emission, Immission und Deposition schematisch
Chemische Umwandlung (Fern-)Transport, Immission**



Quelle: SRU, nach verschiedenen Vorlagen

nem Meßort werden nicht nur mengenmäßige Änderungen, sondern auch Änderungen im Größenspektrum hervorrufen.

39. Die Niederschlagsmengen haben in der Bundesrepublik Deutschland seit Beginn der systematischen Beobachtungen vor mehr als 100 Jahren nicht zugenommen. Daraus ist zu folgern, daß schon vor Beginn der Industrialisierung eine „Übersättigung“ der Atmosphäre mit Kondensationskernen bestand. Diese Kondensationskerne dürften weitgehend nicht anthropogener Natur gewesen sein, da Emissionsquellen, wie z.B. Hausbrand, in geringer Höhe lagen und kein Transport in große Höhen oder über große Entfernungen in Ansatz zu bringen ist. Bodenerosion durch Wind sollte wegen der Zusammensetzung des Bodenmaterials, das ohne Umwandlung in die Atmosphäre gerät, zu den „natürlichen“ Quellen gezählt werden. Heute wirksame anthropogene Quellen haben das Überangebot an Aerosolpartikeln erhöht. Ob die Zusammensetzung des anthropogenen Aerosols signifikant von dem des „natürlichen“ verschieden ist, ist aus den vorliegenden Messungen noch nicht erkennbar.

40. Die nachfolgende Abhandlung der für Wald-ökosysteme relevanten Luftverunreinigungen folgt dem in Abb. 2.1. schematisch dargestellten Weg der Luftverunreinigungen von der Emission über die chemische Umwandlung und den Transport zur Immission und Deposition auf Boden und Vegetation.

2.2 Die Emission von Ausgangskomponenten

2.2.1 Zum Beitrag natürlicher Quellen

41. Als Quellen natürlicher Emissionen von Schwefel- und Stickstoffverbindungen werden genannt: Die Gischt von Ozeanen und Seen, Vulkanausbrüche, Brände, der Stoffwechsel der Organismen, natürliche Fäulnisprozesse usw.; ihr Anteil an den Gesamtemissionen ist in der Literatur strittig (HORNBECK, 1981). Eine ungefähre Vorstellung der verschiedenen Stoffströme geben Abb. 2.2 a nach GEORGII (1978) für den globalen Schwefelkreislauf und Abb. 2.2. b nach HUTZINGER (1982) für den globalen Stickstoffkreislauf. Bezogen auf Europa wird der nicht anthropogene Emissionsanteil für Schwefelverbindungen mit 10 % (OECD, 1977) und speziell für SO₂ mit 5 % (OECD, 1981) angesehen. Natürliche und anthropogene Stickoxid-Quellen werden weltweit etwa gleich groß angesehen. In den mittleren Breiten der Nordhalbkugel wird der anthropogene Anteil auf 80 % der Gesamtemission geschätzt; in den städtisch-industriellen Gebieten soll er noch höher liegen (UBA, 1981). Eine Gegenüberstellung der natürlichen und der anthropogenen Schwefel- und Stickoxid-Emissionen gibt Tab. 2.1.

42. Die größte natürliche Aerosolquelle stellen die Ozeane dar. Grundsubstanz dieser Aerosole sind

die Meersalze, vorwiegend also das Natriumchlorid. Herausgerissene Meerwassertröpfchen werden durch Verdampfung verkleinert bis zu einer Größe (Krümmungsradius), die durch Salzgehalt, Temperatur und Luftfeuchtigkeit bestimmt ist. Bei geringen Luftfeuchtigkeiten kann es bis zum Auskristallisieren des Salzes kommen. Die Aerosolproduktion steigt mit der Windgeschwindigkeit an.

Ausgedehnte Meßreihen aus den fünfziger Jahren ergaben, daß sich das ozeanische Aerosol bis nach Osteuropa auswirkt. Es ist vernünftig, anzunehmen, daß Natrium in der nassen Deposition zu 100 % marinen Ursprungs ist. Dann kann man aus dem Gewichtsverhältnis von Natrium zu anderen Inhaltsstoffen deren Anteil aus mariner Quelle überschlägig errechnen. Die Ergebnisse für die Deposition im Solling sind in Tab. 2.2 zusammengestellt.

Tab. 2.1

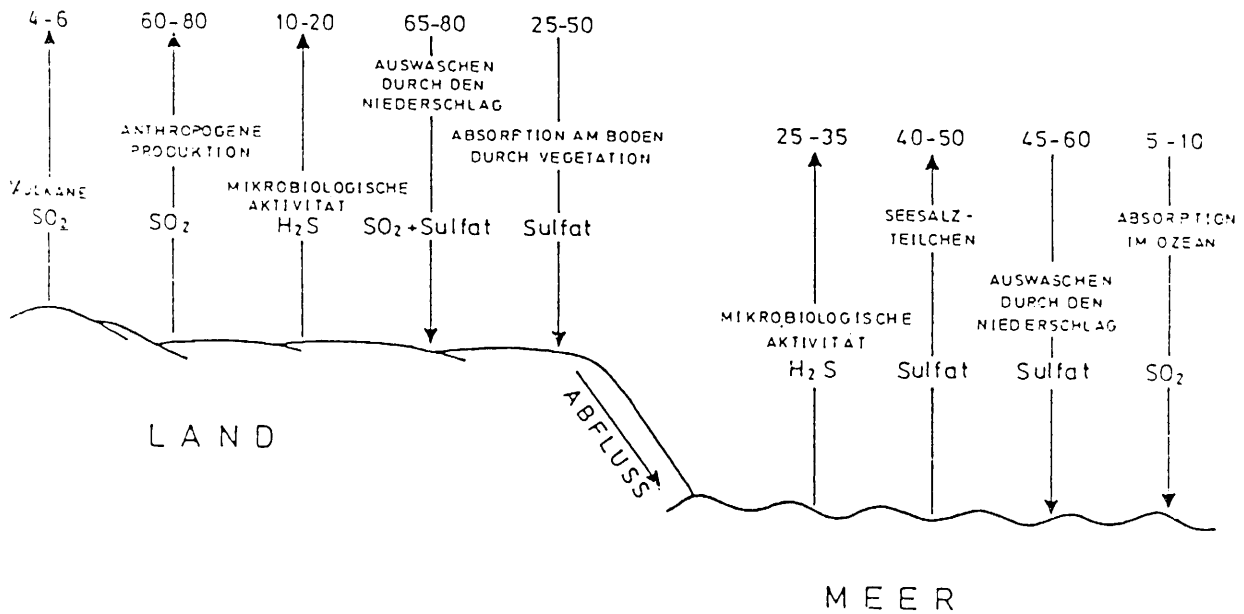
Weltweite Emission von Schwefelverbindungen bzw. von Stickoxiden in die Atmosphäre

Emissionsquelle	Emission (Mio t S/a)
Natürliche Emission:	
Biogene Emission	3– 38
Vulkane	20– 30
Seesalz	140–240
Mineralstaub	2– 10
Vegetationsbrände	1
Anthropogene Emission:	
Fossile Brennstoffe	75–105
Vegetationsbrände	2– 7
Erzverhüttung	10
Emissionsquelle	Emission (Mio. t N/a)
Natürliche Emission:	
Blitze	1,5–15
Vegetationsbrände	0,9– 2,2
Böden	1 – 3
Ozean	0,0007
stratosphärische N ₂ O-Reaktion	1,7
NH ₃ -Oxidation	1,2– 4,9
Anthropogene Emission:	
Fossile Brennstoffe	9,2–18,5
Waldrodung	0,8– 3,4
Vegetationsbrände	0,9– 2,2
Mineraldünger	0,2

Quelle: JANSSEN-SCHMIDT, RÖTH, VARHELYI, GRAVENHORST (1981), zitiert nach UBA (1981)

Abb. 2.2 a

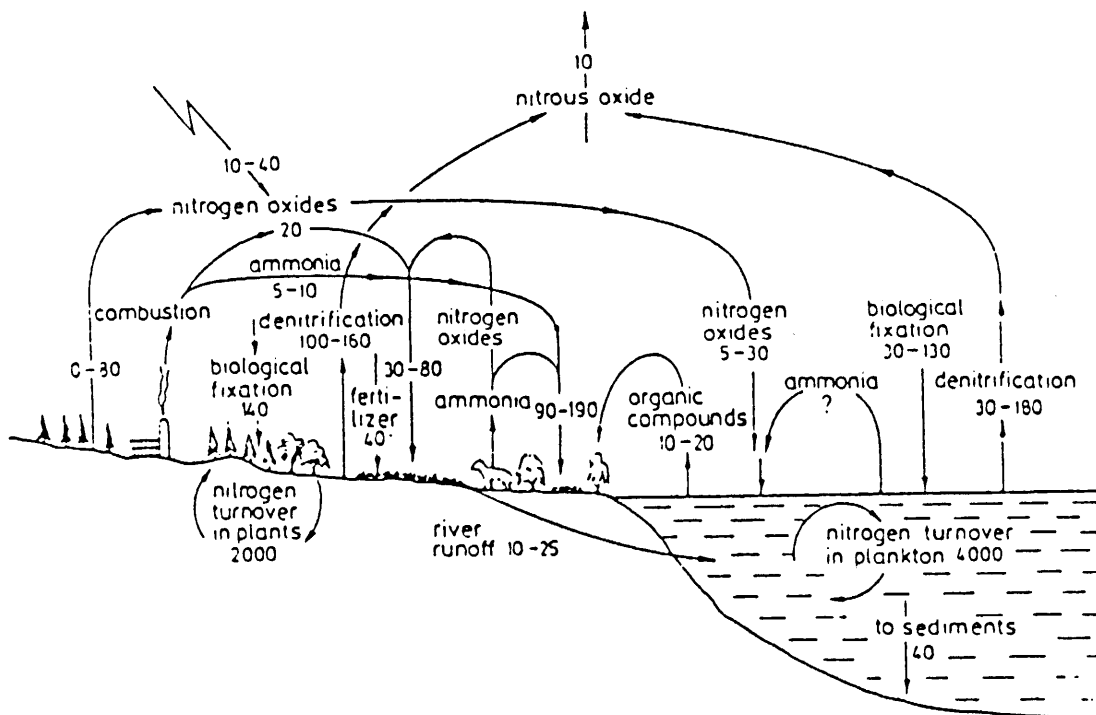
Der globale Schwefelkreislauf
(alle Angaben in Mio t S/a, Umrechnung in Mio t SO₂/a erfordert Multiplikation mit 2)



Quelle: GEORGII (1978)

Abb. 2.2 b

Der globale Stickstoffkreislauf
(alle Angaben in Mio t/a)



Quelle: HUTZINGER (1982)

Tab. 2.2

Marine Anteile einiger Kationen und Anionen an der Niederschlagsdeposition im Solling

Element	Konzentration		Prozentualer Anteil mariner Quellen an der Niederschlagsdeposition
	in den Niederschlägen	im Meerwasser	
	nmol/l		%
Na	0,035	0,469	<i>Annahme: 100</i>
K	0,009	0,010	8
Ca	0,057	0,020	3
Mg	0,017	0,108	47
Cl	0,050	0,544	81
SO ₄ -S	0,155	0,169	8
NO ₃ -N	0,053		0
H	0,085		

Quelle: ULRICH, MAYER, KHANNA (1979)

2.2.2 Schwefeldioxid-Emission

Welt

43. GEORGII (1978) gibt eine anthropogene Jahresemission von 120 bis 160 Mio t an. Sie gelangt überwiegend auf der Nordhalbkugel der Erde und nur zu einem geringen Teil auf der Südhalbkugel in die Atmosphäre. CULLIS und HIRSCHLER (1979) rechnen für 1974 mit 187 Mio t. JANSSENSCHMIDT et al. (1981) geben noch höhere Werte an (Tab. 2.1). GEORGII (1980) setzt den anthropogenen Anteil am Schwefelhaushalt der Nordhemisphäre mit gut 50 % an.

Die vom Brookhaven National Laboratory (BNL) im Auftrage des US-Department of Energy (DOE) vorgenommene Prognose schätzt im Falle niedrigen Weltwirtschaftswachstums für 1985 eine Schwefeldioxid-Jahresemission von 61,1 Mio t allein aus der Energiegewinnung voraus (Global 2000).

Europa

44. Die Wirtschaftskommission der Vereinten Nationen für Europa (ECE) hat 1977 mit dem „Cooperative Programme for Monitoring and Evaluation of Long-Range Transmission of Air Pollutants in Europe (EMEP)“ begonnen, das von den ECE-Staaten mit Unterstützung der Meteorologischen Weltorganisation (WMO) und des Umweltprogramms der Vereinten Nationen (UNEP) durchgeführt wird. EMEP ist Bestandteil des am 13. 11. 1979 zwischen den ECE-Mitgliedsländern getroffenen Übereinkommens über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigungen (Bundestags-Drucksache 9/1119, Zustimmung des Deutschen Bundestags vom 4. 2. 1982). Westeuropäisches Zentrum des Programms ist das Western Meteorological Synthesizing Centre (MSC-W) beim Meteorologischen Institut in Oslo, das im Juni 1981 seinen 4. Zwischenbericht (EMEP-MS-C-W Report 1/81) vorgelegt hat. Die darin enthaltenen Schwefeldioxid-Emissionsangaben beziehen sich auf das Jahr 1978 und stützen sich auf Brennstoffverbrauchsstatistiken und die Ansetzung mittlerer Schwefelgehalte der verschiedenen Brennstoffe. Die Fehlergrenze der nationalen Gesamtemissionen liegt nur bei Ländern mit guten statistischen Unterlagen bei 10–15 %, meist liegt sie wesentlich höher.

45. Nach diesen Angaben muß man in Europa, einschließlich des europäischen Teils der Sowjet-Union, mit einer jährlichen Emission von 58 Mio t SO₂ rechnen. Die Bundesrepublik Deutschland liegt mit 3,6 Mio t hinter der Sowjet-Union mit 16 Mio t, Großbritannien mit 5,1 Mio t, Italien mit 4,4 Mio t und der DDR mit 4,0 Mio t an 5. Stelle (BMI 1981, BMI 1982 a, BMI 1982 b). Die geographischen Zentren der Emissionen sind außerhalb der Sowjet-Union: Zentral-England, Nordfrankreich, Belgien, das Ruhrgebiet, der Süden der DDR, die Tschechoslowakei, der Süden Polens, Nordjugoslawien und Norditalien, wie Abb. 2.3 zeigt. Die jahreszeitliche Schwankung der Emissionen kann pauschal mit 40 % der Jahresemission im Sommerhalbjahr und 60 % im Winterhalbjahr angesetzt werden.

Bundesrepublik Deutschland

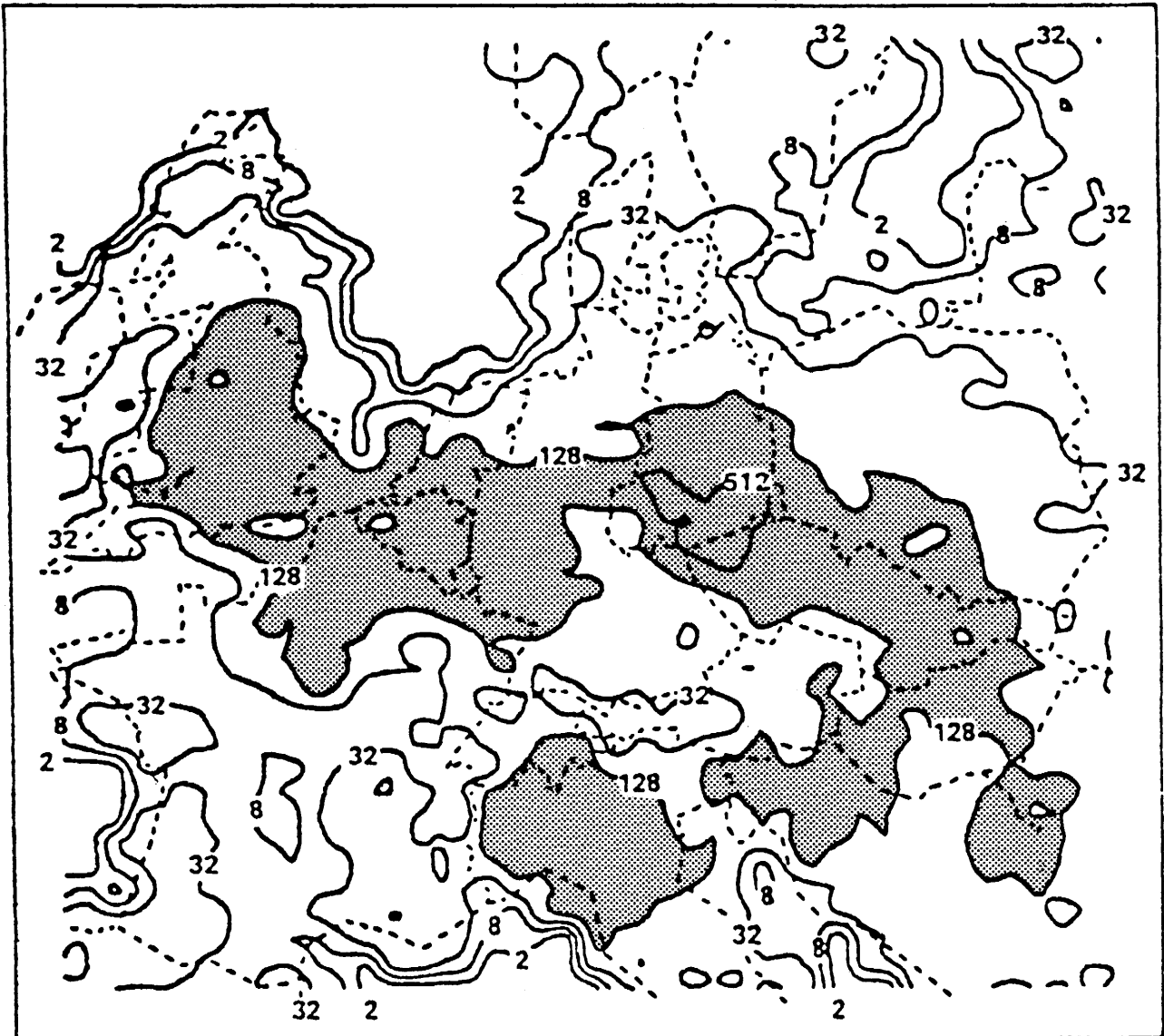
46. Die zuvor genannte Jahresemission der Bundesrepublik Deutschland von 3,6 Mio t steht in Übereinstimmung mit Angaben im 2. Immissionschutzbericht der Bundesregierung vom Februar 1982, wonach 1978 3,54 Mio t Schwefeldioxid emittiert wurden. Man kann davon ausgehen, daß 91 % der bundesdeutschen SO₂-Emission der Verbrennung fossiler Brennstoffe, also dem Bereich Energieumwandlung, zuzurechnen sind, nur etwa 9 % stammen aus nicht energetischen Prozessen in den Bereichen Eisen und Stahl oder Chemie. Als Emissionsanteile der vier großen Emittentengruppen sind für die frühen 70er Jahre angegeben worden: Industrie 50 %, Kraftwerke 40 %, Haushalt und Kleingewerbe 9 % und Verkehr 1 % (UBA, 1980).

47. Diese Angaben stehen in Übereinstimmung mit entsprechenden Daten aus den Belastungsgebieten, über die man — jedenfalls für die Erfassungszeiträume, die zum Teil in der ersten Hälfte der 70er Jahre liegen — genauere Kenntnisse aus Emissionskatastern und Luftreinhalteplänen hat. Gemittelt über die Belastungsgebiete Rheinschiene Süd, Ludwigshafen/Frankenthal, Mainz und die drei Belastungsgebiete des Ruhrgebiets hat man folgende Emissionsanteile:

Industrie, einschließlich Kraftwerke 90 %, Hausbrand und Kleingewerbe 9 %, Verkehr 1 %. Lediglich für das Belastungsgebiet Rhein-Main ergeben sich stärker abweichende Anteile: Industrie 67 %, Hausbrand und Kleinverbraucher 30 %, Verkehr 3 %. Es ist aber zu beachten, daß die Emissionsstruktur der Belastungsgebiete von der anderer Regionen abweicht und je nach dem relativen Gewicht der Emissionen aus Belastungsgebieten nicht repräsentativ für das Bundesgebiet sein muß. Der Vergleich mit den für die Bundesrepublik Deutschland angegebenen Aufschlüsselungen der Emissionsanteile ist daher nur bedingt statthaft.

Abb. 2.3

**Flächendichte der Schwefeldioxid-Jahresemission 1978
in Europa: (Einheit: $10^{-1}t S/km^2$)**



Quelle: BHUMRALKAR, ENDLICH, BRODZINSKY, NITZ, JOHNSON (1982)

Tab. 2.3

Schwefeldioxid-Jahresemissionen nach Emittentengruppen

Emittentengruppe	1966		1970		1974		1978		1980	
	kt	v. H.	kt	v. H.	kt	v. H.	kt	v. H.	kt	v. H.
Kraftwerke, Fernheizwerke	1460	42	1840	47	1940	51,5	2000	56	2060	60
Industrie	1410	40	1380	35	1190	32	990	28	1024	29
Haushalte, Kleinverbraucher	560	16	630	16	520	14	450	13	310	9
Verkehr	70	2	80	1	100	2,5	100	3	75	2
Summe	3500	100	3930	100	3750	100	3540	100	3469	100

Quelle: 1966–1978: 2. Immissionsschutzbericht der Bundesregierung
1980: Umweltbundesamt, zitiert nach BML/LAI (1982)

48. In jüngster Zeit hat das Umweltbundesamt ausgehend von Energie- und Produktionsstatistiken und von inzwischen vollständiger vorliegenden Emissionsfaktoren umfangreiche Daten zur Gesamtemission an Schwefeldioxid, Stickstoffoxiden und anderen Stoffen für den Zeitraum 1966—1980 gesammelt. Tab. 2.3 zeigt die Entwicklung der Schwefeldioxid-Emission. Es ist bemerkenswert, daß sie seit 1966 innerhalb von 15 % gleichgeblieben ist, obwohl in derselben Zeit der Primärenergieverbrauch um 50 % gestiegen ist. Die Emissionsanteile der vier großen Emittentengruppen sind nach dieser Quelle: Kraftwerke und Fernheizwerke 60 %, Industrie 29 %, Haushalte und Kleinverbraucher 9 %, Verkehr 2 % (UBA 1981, dort auch eine weitere Aufschlüsselung).

49. Das Umweltbundesamt hat ebenfalls eine Prognose der „Entwicklung der Schwefeldioxid-Emissionen in der Bundesrepublik Deutschland bis zum

Jahre 1995“ mitgeteilt (UBA, 1982 a). Als Grundlage diente die Vorausschätzung des Energieverbrauchs (DIW, EWI, RWI, 1981), die der 3. Fortschreibung des Energieprogramms der Bundesregierung (BMWi, 1981) als Anlage beigefügt ist. Die drei Varianten dieser Vorausschätzung unterscheiden sich hinsichtlich der zugrunde gelegten Annahmen, führen aber zu gleichen Grundaussagen. Für die Schwefeldioxid-Emissionsschätzung wurde von der mittleren Variante A ausgegangen. Die Ergebnisse sind in Tab. 2.4 zusammengestellt.

Für die Entwicklung der Schwefeldioxid-Emissionen aus Kohlekraftwerken sind vier Fälle (I, II, III und IV) dargestellt, die sich hinsichtlich des Umfangs der Entschwefelungsmaßnahmen unterscheiden. Nach gegenwärtiger Rechtslage ist eine Emissionsentwicklung zwischen den Fällen II und III zu erwarten; bei Erlaß einer Großfeuerungsanlagen-Verordnung ist mit einer Entwicklung entsprechend Fall IV zu rechnen.

Tab. 2.4

**Prognose der Schwefeldioxid-Jahresemissionen in der Bundesrepublik Deutschland
von 1978 bis 1995**

Jahr	SO ₂ -Emissionen in 1000 t/a			
	1978	1985	1990	1995
Endverbrauchssektoren	1225	904	877	836
Umwandlungsbereich (Eigenverbrauch)	122	85	63	80
Kraftwerke Fall I	1884	2092	2363	2383
Fall II ¹⁾		1946 (1929)	1953 (1902)	1874 (1812)
Fall III		1792 (1758)	1664 (1588)	1458 (1355)
Fall IV		1639 (1530)	1325 (1088)	1059 (755)
Emissionen aus dem Brennstoffeinsatz für Fernwärme				
Fall I	113	137	157	178
Fall II		117 (114)	118 (114)	115 (107)
Andere SO ₂ -emittierende Prozesse . .	190	200	200	200
Gesamt Fall I	3554	3418	3660	3677
Fall II		3252 (3232)	3211 (3156)	3105 (3035)
Fall III		3098 (3061)	2922 (2842)	2689 (2578)
Fall IV		2945 (2833)	2583 (2342)	2290 (1978)

Fall I: Kraftwerke, Heizkraft- und Fernheizwerke ohne Entschwefelung

Fall II: Zubauleistung 1979–1995 bei Kraftwerken, Fernheiz- und Heizkraftwerken mit Rauchgasentschwefelung oder Wirbelschichtfeuerung

Fall III: Wie II, zusätzlich im Zeitraum 1979–1995 Ersatz von 15 000 MW Steinkohlenkraftwerke durch Neuanlagen mit Rauchgasentschwefelung oder Wirbelschichtfeuerung

Fall IV: Wie III, zusätzlich Nachrüstung von 7500 MW Braunkohlen- und 10 000 MW Steinkohlenkraftwerken mit Entschwefelungseinrichtungen

¹⁾ Bei den Rechnungen für die Fälle II bis IV wurde für die Rauchgasentschwefelung bei Neuanlagen ein Emissionsgrenzwert von 650 mg/m³, im Fall IV für die Nachrüstung ein Emissionsgrenzwert von 1400 mg SO₂/m³ zugrunde gelegt. Die Werte in Klammern beziehen sich auf einen Emissionsgrenzwert von 400 mg SO₂/m³ für Neu- und nachgerüstete Anlagen

Quelle: UBA (1982a) mit späteren Ergänzungen

2.2.3 Stickstoffoxid-Emission (jeweils gerechnet als NO₂)

Welt

50. HUTCHINSON (1954) — entnommen BRADLOW (1981) — gibt einen (anthropogenen) Stickstoffoxideintrag in die Atmosphäre von 11—33 Mio t/a an. Bei HUTZINGER (1982) — Abb. 2.2 b — findet sich die Schätzung von 20 Mio t/a anthropogenen Stickstoffoxideintrags, zuzüglich 5 bis 10 Mio t/a Ammoniaketrags. Die erwähnte Prognose des Brookhaven National Laboratory schätzt dagegen für 1985 allein aus der Energiegewinnung eine Stickstoffoxid-Emission von 58,2 Mio t/a voraus (DOS, COEQ, 1982). Tab. 2.1 gibt einen Schätzbereich von 36,5 bis 79,8 Mio t/a für die anthropogene Stickstoffoxid-Emission an.

Europa

51. Bezogen auf Europa (ohne Sowjet-Union?) liegt die Schätzung einer Stickstoffoxid-Emission von 6 Mio t/a vor (Stockholm Conference, 1982). Die BNL-Prognose gibt für die europäischen OECD-Länder 12,2 Mio t/a im Jahre 1985 an.

Bundesrepublik Deutschland

52. Nach Angaben der Bundesregierung ist die Stickstoffoxid-Emission 1978 auf 3 Mio t/a angestiegen (BMI 1982 c). Etwa 99 % gehen dabei auf das Konto Energieumwandlung einschließlich des Kraftfahrzeug-Bereichs. Im einzelnen rechnet das

UBA (1981) dem Bereich Kraftwerke und Fernheizwerke 31 %, dem Bereich Industriefeuerungen 19 %, Hausbrand und Kleinverbraucher 5 % und dem Verkehr 45 % (Tab. 2.5). Die Beiträge von Schiff und Schiene sind vernachlässigbar; die Emissionen aus dem Verbrauch von Ottokraft zu Diesel verhalten sich dann wie drei zu eins (UBA, 1981).

53. Die Zunahme der Stickstoffoxid-Emissionen in den letzten Jahrzehnten ist wesentlich auf folgende Entwicklung zurückzuführen:

- Zunahme des Kfz-Verkehrs, verbunden mit höheren spezifischen Emissionen der Fahrzeuge durch erhöhte Verdichtung der Motoren.
- Vermehrte Verbrennung fossiler Brennstoffe in größeren Feuerungen, verbunden mit einer Erhöhung der Verbrennungstemperatur, insbesondere durch Verbreitung der Schmelzkammerfeuerungen.

54. *Mit den für das ganze Bundesgebiet genannten Emissionsanteilen, stimmt die — jedenfalls für die jeweiligen Erfassungszeiträume, die zum Teil in der ersten Hälfte der 70er Jahre liegen — besser bekannte Situation in den Belastungsgebieten nur in der Tendenz überein. Gemittelt über die Belastungsgebiete Rheinschiene Süd, Ludwigshafen/Frankenthal, Mainz und die drei Belastungsgebiete des Ruhrreviers hat man folgende Emissionsanteile: Industrie, einschließlich Kraftwerke, 84 %, Verkehr 12 %, Hausbrand und Kleingewerbe 4 %. Wieder ist die Verteilung für das Belastungsgebiet Rhein-Main signifikant anders: Industrie 50,5 %, Verkehr 34,8 %, Hausbrand und Kleingewerbe 14,7 %. Es wurde schon darauf hingewiesen, daß der Vergleich der Emissionsstruktur im ganzen Bundesgebiet mit der in Belastungsgebieten nur bedingt möglich ist.*

Tab. 2.5

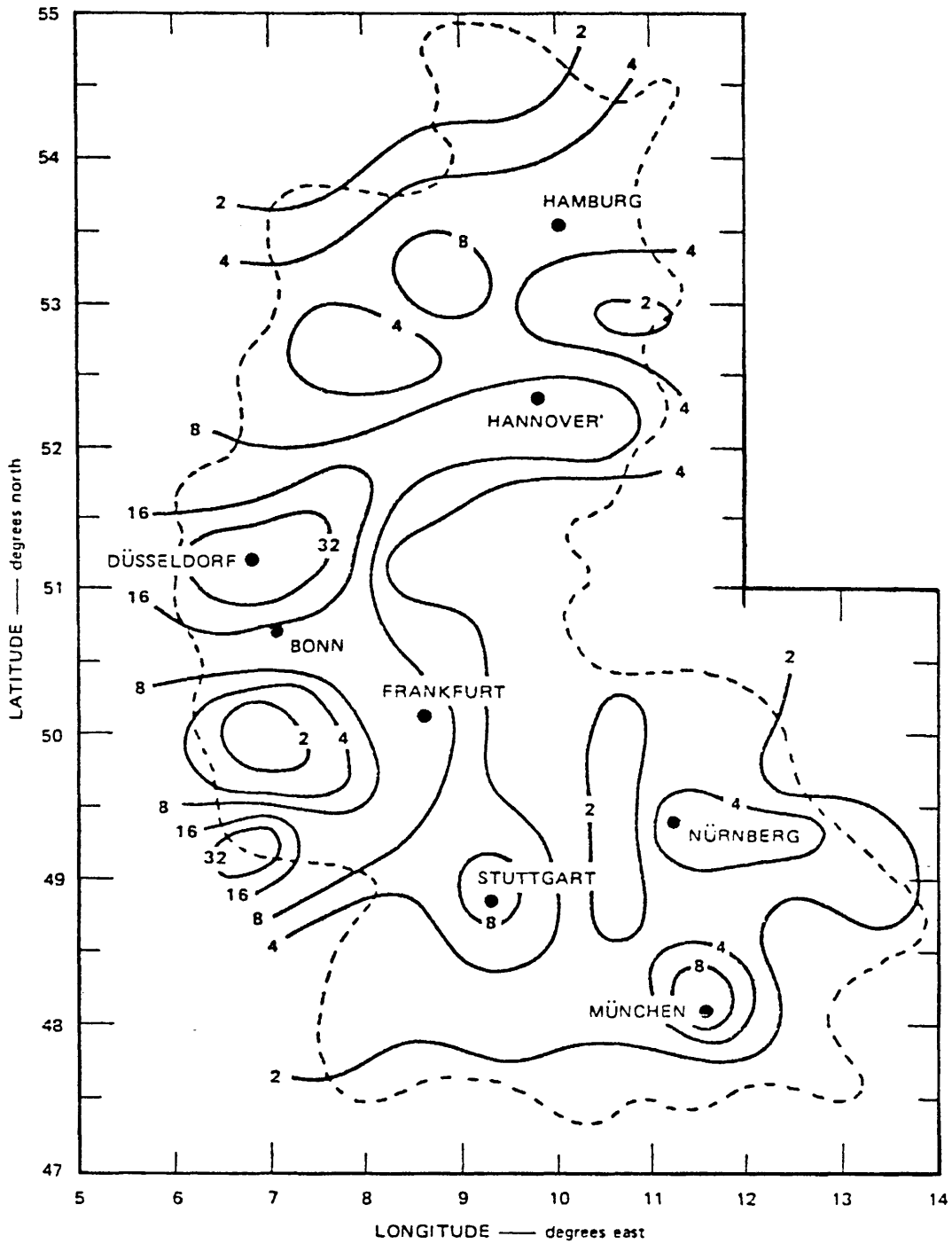
Stickstoffoxid-Jahresemissionen nach Emittentengruppen (gerundet)

Stickstoffoxide (als NO ₂) Emittentengruppe	1966		1970		1974		1978	
	kt	%	kt	%	kt	%	kt	%
Kraftwerke, Fernheizwerke	650	32	820	33	920	34	940	31
Industrie	660	32	690	29	660	24	580	19
Haushalte, Kleinverbraucher	100	5	130	5	140	5	140	5
Verkehr	640	31	820	33	990	37	1340	45
Gesamtemissionen	2050		2450		2700		3000	

Quelle: UBA (1981)

Abb. 2.4

Flächendichte der Schwefeldioxid-Emission 1978
(gerechnet als NO₂, Angaben in t/km². a)



Quelle: BHUMRAKAR, ENDLICH, BRODZINSKY, NITZ, JOHNSON (1982), berichtigt durch JOHNSON (1982)

2.2.4 Emission flüchtiger anorganischer Halogenverbindungen

55. Bei der Verbrennung chlor- und fluorhaltiger Brennstoffe (Kohle, Müll, Rückstandsöle, Sonderabfälle) werden die flüchtigen Chlor- und Fluorverbindungen in gasförmige anorganische Form, überwiegend Chlorgas, Chlorwasserstoff und Fluorwasserstoff, umgesetzt. Beim Erhitzen von Tonmineralien (Glas- und Keramikwarenherstellung) wird ebenfalls Fluorwasserstoff freigesetzt. Bedeutende Quellen der Fluoridemission sind auch Aluminiumhütten und Anlagen zur Herstellung von Düngemitteln auf der Basis von Rohphosphat.

56. *Umfassende Emissionsangaben für die Welt oder Europa liegen zur Zeit nicht vor; die folgenden Ausführungen beschränken sich daher auf Daten für die Bundesrepublik Deutschland. Auf die maritimen Aerosole als bedeutende Quelle für Chloride in der Atmosphäre wird noch einmal hingewiesen (Tz. 42).*

57. Eine Gesamt-Chloridemission und eine Gesamt-Fluoridemission können wegen der unvollständigen Datenbasis zur Zeit nicht angegeben werden. Die in den Tabellen 2.6 und 2.7 aufgelisteten Emissionen decken nur die möglicherweise wichtigsten Emittentenbereiche ab. Für 1971 schätzte eine

Tab. 2.6

**Emissionen anorganischer gasförmiger Chlorverbindungen ausgewählter Emittentengruppen
(Angaben in t/a, gerechnet als Chlorwasserstoff)**

Emittentengruppe	1966	1970	1974	1978
Kraftwerke/Fernheizwerke	83 000	97 000	100 000	102 000
Steinkohle	73 000	84 000	82 000	83 000
Braunkohle	10 000	13 000	18 000	19 000
Industriefeuerung	18 650	10 390	5 950	4 940
Steinkohle	18 000	10 000	5 670	4 650
Braunkohle	649	388	278	293
Müllverbrennung (Hausmüll)	8 200	16 000	22 000	23 000
Steine und Erden (Grobkeramik)	210	210	210	210
Nichteisenmetalle (Umschmelzaluminium)	1 300	1 400	1 500	1 300

Quelle: UBA (1981)

Tab. 2.7

**Emissionen anorganischer gasförmiger Fluorverbindungen ausgewählter Emittentengruppen
(Angaben in t/a, gerechnet als Fluorwasserstoff)**

Emittentengruppe	1966	1970	1974	1978
Kraftwerke/Fernheizwerke	6 650	7 730	7 640	7 690
Steinkohle	6 400	7 400	7 200	7 220
Braunkohle	252	332	445	472
Industriefeuerung	2 560	1 440	820	680
Steinkohle	2 500	1 400	790	650
Braunkohle	65	39	28	29
Müllverbrennung (Hausmüll)	70	130	210	240
Steine und Erden (Grobkeramik)	8 700	6 100	2 900	3 300
Nichteisenmetalle	2 160	2 160	1 540	1 200
Hüttenaluminium	1 870	1 860	1 240	960
Umschmelzaluminium	290	300	300	280

Quelle: UBA (1981)

Studie des Battelle-Instituts (1976) die Fluorid-Emissionen der Bundesrepublik Deutschland auf 48000 t/a, davon sollten 57,4 % auf prozeßbedingte (chemische Industrie, eisenschaffende und NE-Metall-Industrie, Steine- und Erden-Industrie, Müllverbrennung) und 42,6 % auf feuerungsbedingte Emissionen entfallen (Umweltgutachten, 1978, Tz. 543).

58. Aus den Luftreinhalteplänen und Emissionskatalogen für die Belastungsgebiete Dortmund, Essen, Duisburg, Düsseldorf, Köln, Wiesbaden, Wetzlar, Mainz, Ludwigshafen, Karlsruhe und Mannheim erhält man eine Gesamtemission an anorganischen gasförmigen Chlorverbindungen (gerechnet als Chlorid-Emission) von gut 25 000 t/a und an anorganischen gasförmigen Fluorverbindungen (gerechnet als Fluorid-Emission) von etwa 4 000 t/a. Tatsächlich decken die gesamten Belastungsgebiete bei weitem nicht alle erheblichen Chlorid- und Fluorid-Emitenten ab. Die Summenbildung ist im übrigen problematisch, da die Emissionsangaben für die einzelnen Belastungsgebiete aus unterschiedlichen Jahren stammen.

2.2.5 Emission von Schwermetallen und anderen toxischen Spurenelementen

59. Die ihre ökologische Wirkung kennzeichnende Eigenschaft dieser Stoffe ist ihre Nichtabbaubarkeit (Persistenz). Selbst geringe, aber langdauernde Eintragungen in die Umwelt können, zum Beispiel über die Anreicherung in biologischen Geweben, zu einer kritischen Erhöhung der Belastung führen. Zur Zeit sind praktisch nur über solche Elemente bzw. deren chemische Verbindungen Angaben verfügbar und im folgenden wiedergegeben, die wie die Elemente Blei, Quecksilber, Cadmium, Thallium, Zink, Arsen, Beryllium, Chrom (VI), Kobalt und Nickel im Hinblick auf humantoxische Wirkungen bisher im Vordergrund standen. Für einige weitere Elemente, wie zum Beispiel Kupfer oder Vanadium, die hier nicht genannt sind, werden weiter unten pauschale Depositionswerte angegeben.

60. Es ist zu erwarten, daß Schwermetalle und Spurenelemente vor allem — aber nicht nur, wie das Beispiel des Quecksilbers zeigt — in den Fein- und Schwebstaubfraktionen der Staubemissionen enthalten sind. Da ihre Anteile aber je nach Emittenten großen Schwankungen unterliegen, ist es nicht möglich, aus der Kenntnis der Gesamt- oder Feinstaubemission Angaben über die Schwermetall- und Spurenelementemissionen abzuleiten. Beispielhaft sind in Tab. 2.8 die Anteile verschiedener Metalle und Metallverbindungen an den industriellen Staubemissionen im Belastungsgebiet Rheinschiene Süd aufgelistet, ohne daß damit eine toxische Wirkung der aufgeführten Komponenten behauptet werden soll (MAGS-NW 1977, Bezugszeitraum ist 1974/75).

Umfassende Emissionsangaben für die Welt und Europa sind wiederum nicht verfügbar, so daß man sich auch hier auf Daten für die Bundesrepublik Deutschland beschränken muß. Genauere und stärker aufgeschlüsselte Angaben liegen wegen ihrer humantoxikologischen Bedeutung für Blei, Cadmium und Zink vor.

61. Nach JOCKEL, HARTJE und KÖRBER (1982) ist von einer jährlichen Bleiemission außerhalb des

Kraftfahrzeugverkehrs von knapp 1350 t auszugehen, die Autoren rechnen in den nächsten Jahren mit der Möglichkeit einer Minderung um

Tab. 2.8

Anteile verschiedener Metalle und Metallverbindungen an den industriellen Staubemissionen im Belastungsgebiet Rheinschiene Süd

Bezeichnung des emittierten Stoffes	t/a	%
Staub, anorganisch und organisch.	25 201	100,0
Calciumcarbonat	646	2,6
Eisenoxide	596	2,4
Magnesiumoxid	562	2,2
Calciumoxid	475	1,9
Titan-(IV)-Oxid	319	1,3
Aluminiumoxid	235	0,9
Natriumchlorid	161	0,6
Vanadium-(V)-Oxid	110	0,4
Zirkonsand	100	0,4
Eisen	96	0,4
Calciumsilikat	96	0,4
Phosphorpentoxid	94	0,4
Kobalt-(II)-Oxid	85	0,3
Aluminiumsilikat	80	0,3
Ammoniumsulfat	77	0,3
Basisches Chromsulfat	74	0,3
Natriumkarbonat	70	0,3
Calciumhydroxid	64	0,3
Kaliumchlorid	48	0,2
Molybdän-(VI)-Oxid	43	0,2
Boroxid	43	0,2
Bleioxide	42	0,2
Kaliumcarbonat	31	0,1
Propylen(1,2)-bis-dithio- Zinkcarbammat	28	0,1
Calciumchlorid	26	0,1
Calciumfluorid	23	0,09
Calciumsulfat	22	0,09
Bleiverbindungen (gerechnet als Pb)	22	0,09
Ferrosilicium	21	0,08
Phosphate, Na-, Mg-	21	0,08
Aluminiumhydroxid	20	0,08
Zirkondioxid	19	0,08
Calciumhydrogenphosphat	16	0,06
Magnesiumkarbonat	16	0,06
Sonstige Stäube	862	3,4

Quelle: MAGS-NW (1977)

Vergleich verschiedener Studien über die Bleiemissionen in der Bundesrepublik Deutschland

Autoren	1)	2)	3)	4)
Branche/Bereiche	(1974) t/a	(1979/80) t/a	(1979) t/a	(1980/81) t/a
Eisen und Stahl	2334	1220	2000	920
– Roheisen	1871	1000		760
– Stahl	463	150		74
– Kupolöfen	–	50		86
NE-Metallindustrie	267	220	250	198
– Blei und Zink	238	190		185
– Kupfer	29	30		13
Feuerungen	595	210	450 ⁵⁾	133
– Steinkohle	570	140		122
– Braunkohle	25	50		6
– Öl	–	20		5
Therm. Abfallbehandlung	3	200	5	55
Steine und Erden	–	50		30
Akkumulatorenherstellung	–	–		2,5
Sonstige Anlagen	–	–		6,5
Zwischensumme	3 199	1 880	2 705	1 345
Verkehr ⁶⁾	8 284 (6 900 ⁷⁾)		3 750	3 200 ⁸⁾)

Anmerkungen:

1) SCHADE, GLIWA (1978)

2) DAVIDS, GÜTHNER, LANGE, LOHRER, VAHRENHOLT (1980)

3) SCHLADOT, NÜRNBERG (1982), Bezugsjahr 1979

4) JOCKEL et al. (1982)

5) nur Kohleverfeuerung

6) berechnet aus dem Benzinverbrauch und dem zulässigen Benzinbleigehalt des Bezugsjahres unter der Annahme einer Blei-Emissionsrate von 75 %

7) nach UBA (1976)

8) Bezugsjahr 1980

Quelle: JOCKEL, HARTJE, KÖRBER (1982), ergänzt um Spalte 3

140—200 t. Aus dem Benzinverbrauch von 1980 errechnet sich unter der Annahme einer 75prozentigen Emission des nach der 2. Stufe des Benzinbleigesetz zulässigen Bleigehalts von 0,15 g/l eine vom Kfz-Verkehr bedingte jährliche Emission von 3200 t. Der Flugbenzinverbrauch beträgt nur etwa zwei Tausendstel des Kfz-Benzinverbrauchs (UBA, 1976). Eine Aufschlüsselung der Emissionen nach Branche und Anlagenart bringt Tab. 2.9.

62. Die jährliche *Cadmium-Emission* der Bundesrepublik Deutschland in die Luft beträgt nach einer

Hochrechnung von EICKELPASCH (1981) 23 t, in denen aber nach KLOKE (1981) diffuse Quellen nicht enthalten sind. SCHADE und GLIWA (1978) rechneten für 1974 mit 18 t. Mit jährlich 83,5 t bzw. 78,5 t liegen die Schätzungen des UBA (1977 b) und von SCHLADOT und NÜRNBERG (1982) wesentlich darüber; die dort gebotene Quellenübersicht ist als Tab. 2.10 wiedergegeben.

63. Zu den *Zinkemissionen* in der Bundesrepublik Deutschland liegt die Schätzung von knapp 8500 t für das Jahr 1974 von SCHADE und GLIWA (1978)

Tab. 2.10

Quellenübersicht und geschätzte Cadmiumemissionen in die Luft in der Bundesrepublik Deutschland

Quelle	geschätzte mittlere Emission t/a
Cadmiumhersteller und Verarbeiter .	6,55
davon:	
Zinkhütten	4,5
Sekundärprozesse und Legierungsherstellung	0,5
Pigmente	0,9
Stabilisatoren	0,15
Batterien	0,4
Sonstige	0,1
Sonstige Quellen	42,0
davon:	
Erz- und Sinterstäube	15,0
Roheisengewinnung	15,0
Rohstahlerzeugung in SM-Öfen	6,5
Primärbleihütten	0,4
Müllverbrennungsanlagen	5,0
Autoreifenabrieb	0,1
Cadmium aus Feuerungsanlagen	35,0
davon:	
Kohle	30,0
Heizöl	5,0
Emissionen insgesamt	83,5

Quelle: UBA (1977b)

vor. SCHLADOT und NÜRNBERG (1982) geben für das Jahr 1978 knapp 7000 t an; wie Tab. 2.11 zeigt, werden etwa 53 % bei der Eisen- und Stahlerzeugung emittiert.

64. Die jährliche Emission an *Quecksilber* aus Kohlekraftwerken kann auf etwa 50 t geschätzt werden; hinzu kommen schätzungsweise 45 t aus Müllverbrennungsanlagen. Weitere Emissionsquellen liegen in der NE-Metallindustrie (Kupferproduktion), in der Eisen- und Stahlindustrie sowie in der chemischen Industrie. Die Emission von *Thallium* wurde bislang kaum untersucht, sie ist zu erwarten bei der Kohleverbrennung, bei thermischen Prozessen der NE-Metallindustrie und auch bei der Erzeugung von Eisen und Stahl. Auch bei *Nickel* und *Selen* erlaubt die heutige Datenlage noch keine Emissionsschätzung (SCHLADOT, NÜRNBERG, 1982).

Tab. 2.11

Zinkemissionen in der Bundesrepublik Deutschland (Bezugsjahr 1978)

Emittenten	Emission t/a
Eisen- und Stahlerzeugung	3 720
Reifenabrieb	1 240
Verarbeitung von NE-Metallen	1 105
davon:	
Zink-Produktion	725
Kupfer-Produktion	350
Blei-Produktion	30
Kohleverbrennung	505
davon:	
Kraftwerke	320
Haushalt und Kleingewerbe	175
Industriefeuerungen	10
Sonstige	425
Summe	6 995

Quelle: SCHLADOT, NÜRNBERG (1982)

2.2.6 Emission organischer Verbindungen

65. Für organische Verbindungen wird bezogen auf das Jahr 1978 in der Bundesrepublik Deutschland eine Gesamtemission von 1,75 Mio t angegeben; davon entfallen 37 % auf den Bereich Verkehr, 35,5 % auf Haushalte und Kleinverbraucher, 27 % auf die Industrie und 0,5 % auf Kraftwerke und Fernheizwerke (UBA, 1981). In Tab. 2.12 ist die Gesamtemission für die Bereiche Energie und Prozesse nach Emittentengruppen in der zeitlichen Entwicklung der Jahre 1966, 1970, 1974 und 1978 aufgeschlüsselt; bemerkenswert sind die hohen Anteile des Verkehrs (Ottokraftstoff), von Gewerbe und Endverbrauch und des Bereichs Energieträger sowie die Unsicherheit über die Emissionen des Bereichs Chemie.

66. Hinter diesen pauschalen Angaben verbirgt sich eine ungeheure Fülle von über vier Millionen der verschiedensten Stoffe. Selbst unter den Komponenten, die in vergleichsweise großen Mengen in die Luft gebracht werden, befinden sich einfache Verbindungen, wie das in erheblichem Maße industrieseitig emittierte Methan, und komplizierte Substanzen, wie die in großen Mengen in Ottomotoren sowie bei Kohleverbrennung und -verkokung entstehenden — krebsauslösenden — polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAH). Zum Teil lassen sie sich, wie die PAH, in ihrer Entstehung typischen Prozessen zuordnen.

Emissionen organischer Verbindungen (Angaben in kt/a)

Emittentengruppe	1966	1970	1974	1978
Kraftwerke/Fernheizwerke	6,3	8,4	8,9	9,1
Industriefeuerung	25	19	15	14
Haushalte und Kleinverbrauch	220	200	130	68
Verkehr	400	530	570	650
davon Straße:				
Ottokraftstoff	325	439	476	535
Diesel	64	78	84	109
davon Schiene:				
Diesel	3,6	5	5,9	5,4
davon Schiff:				
Diesel	5,2	6	6,2	6,4
Energieträger	210	270	270	260
Steinkohle Verkokung	44	41	34	24
Rohölverarbeitung	106	149	150	119
Altölaufbereitung	(0,21)	0,32	0,40	0,45
Verteilung von Ottokraftstoffen	59	78	90	115
Müllverbrennung (Hausmüll)	3,8	6,5	8,0	8,6
Eisen und Stahl	2,4	2,2	1,8	1,4
Chemie	(100)	(140)	(170)	(170)
Naturstoffe	7,7	12	19	21
Gewerbe und Endverbrauch	420	520	580	560
Druckfarbe	21	31	32	33
konventionelle Lacke	218	247	240	237
wäßrige Anstrichstoffe	35	60	104	96
Verdünnungen	79	96	100	97
Klebstoffe	29	42	55	50
Chemische Reinigung (ger. Gut)	25	22	15	15
Aerosoltreibgase (FKW)	16	24	32	32

Angaben in Klammern sind geschätzt

Quelle: UBA, 1981

67. Die Gesamtemission einzelner organischer Verbindungen im Bundesgebiet läßt sich zur Zeit noch nicht angeben. Um eine Vorstellung der in Frage kommenden Größenordnung zu vermitteln, sollen im folgenden die Angaben für das Belastungsgebiet Rheinschiene Süd auszugsweise wiedergegeben werden (MAGS-NW, 1977). Zwar sind die Daten schon recht alt (Bezugszeitraum, 1974/75), beziehen sich aber auf ein großes, bevölkerungs- und verkehrsreiches Belastungsgebiet mit einer bedeutenden und vielfältigen chemischen Industrie.

68. Tab. 2.13 enthält die Emission aus Hausbrand und Kleingewerbe sowie aus der Emittentengruppe Industrie; bemerkenswert ist für Hausbrand und Kleingewerbe der weit überwiegender Anteil organischer Gase aus Feuerungen.

Erheblich stärker aufgeschlüsselt sind die Angaben über die industrielle Emission an organischen Gasen und Dämpfen. Sie können hier nur verdichtet wiedergegeben werden. Die Emission der reinen Kohlenwasserstoffe (56,1 Mio kg/a) verhält sich danach zu den sonstigen organischen Verbindungen

(28,0 Mio kg/a) wie 2 : 1. Unter den reinen Kohlenwasserstoffen stehen mengenmäßig die Verbindungen mit bis zu vier Kohlenstoffatomen bei weitem an erster Stelle. Bei den aromatischen Verbindungen entfallen 2/5 aller Emissionen auf Toluol (3,8 Mio kg/a). Halogen-Kohlenwasserstoffe (5,7 Mio kg/a) und Alkohole (5,6 Mio kg/a) machen gut 2/5 der Emissionen der sonstigen organischen Verbindungen aus. Größer ist allerdings noch der Anteil weiterer organischer Verbindungen (11,8 Mio kg/a). Unter ihnen liefert das Dimethylformamid (4,3 Mio kg/a) den größten Beitrag.

Tab. 2.13

Emissionen organischer Verbindungen des Belastungsgebietes Rheinschiene Süd

Bezeichnung des emittierten Stoffes	t/a
Gesamtemission, Hausbrand und Kleingewerbe	6 323
Organische Gase aus Feuerungen .	4 003
Bezinkohlenwasserstoffe (bis 200°C)	1 556
Perchloräthylen	483
Formaldehyd	228
Kohlenwasserstoffe aus Heizöl EL	17
Methan	16
Xylol	14
Äthan	6
Kohlenwasserstoffe, Industrie	56 127
C ₁ - bis C ₄ -Kohlenwasserstoffe	29 780
Benzin-Kohlenwasserstoffe (bis 200°C)	10 771
Aromaten	9 414
Benzin-Kohlenwasserstoffe (ab 200°C)	1 970
Sonstige Kohlenwasserstoffe	4 191
Sonstige organische Verbindungen, Industrie	27 990
Halogen-Kohlenwasserstoffe	5 725
Alkohole	5 559
Ester	2 406
Ketone	1 246
Aldehyde	725
Phenole/phenolhaltige Verbindungen	319
Epoxide	172
weitere organische Verbindungen .	11 838

Quelle: MAGS-NW (1977)

2.3 Transport und chemische Umwandlung

69. Ob die zuvor genannten Stoffe zu einer Belastung in emittententfernten Gebieten werden, hängt davon ab, ob sie über weite Entfernungen transportiert werden. Hohe Auslaßhöhen und stabile Luftströmungen begünstigen den weitreichenden Transport von Schadgasen und Feinstäuben. Abhängig von der Wirksamkeit atmosphärenchemischer Umwandlungen und verschiedener Mechanismen, die unter den Begriffen der trockenen und der nassen Deposition zusammengefaßt werden, ergeben sich komponentenspezifische Verweilzeiten in der Atmosphäre von Tagen und Wochen, so daß kontinentale und sogar interkontinentale Reichweiten des Transports möglich sind.

70. Die emittierten Luftverunreinigungen können im Verlauf ihres luftgetragenen Transports an den verschiedensten homogenen und heterogenen Reaktionen beteiligt sein, bei denen zum Teil die Photonen des Sonnenlichts eine wichtige Rolle spielen. An den heterogenen Umsetzungen sind außer gasförmigen Reaktionspartnern hauptsächlich Staubpartikeln sowie Nebel- und Regentropfen beteiligt. Solche und ähnliche heterogene Reaktionen können auch am Boden und an Pflanzen stattfinden, so daß an sich Transport, chemische Umsetzung und Eintrag in den Boden geschlossen zu erörtern wären; das soll hier nicht geschehen.

71. Emissionen von Metallverbindungen (Tz. 59 ff.) und eine Reihe von gasförmigen Luftverunreinigungen, vor allem niedermolekulare Verbindungen wie Chlorwasserstoff HCl (Tz. 57), Fluorwasserstoff HF (Tz. 57), Kohlenmonoxid CO und Methan CH₄, unterliegen keinen oder nur sehr langsamen chemischen Umsetzungen in der Atmosphäre. Zahlreichen Umwandlungen können dagegen Schwefeldioxid, Stickstoffoxide und eine Vielzahl organischer Verbindungen unterliegen.

2.3.1 Oxidation von Schwefeldioxid und Stickstoffoxiden

Schwefeldioxid

72. Die nachfolgende Darstellung folgt GEORGII (1980), dort ist auch weitere Literatur angegeben.

Obwohl der Chemismus der Schwefeldioxid-Oxidation noch nicht voll geklärt ist, lassen sich grundsätzlich die zwei homogenen und drei heterogenen Oxidationsprozesse unterscheiden, die in Tab. 2.14 zusammengestellt sind. Sie führen zur Bildung von schwefeliger Säure, Schwefelsäure und in stark saurem Bereich von Dithionsäure; Neutralisierung mit basischen Komponenten führt weiter auf Sulfite, Hydrogensulfite, Sulfate, Hydrogensulfate und unter Umständen auf Dithionate.

73. Die homogenen Oxidationsprozesse 1 und 2 sind unterschiedlicher Bedeutung: Die maximale Rate der SO₂-Oxidation durch direkte Absorption des Sonnenlichts entspricht einer mittleren Lebensdauer des Schwefeldioxids in der Atmosphäre von etwa T = 14 Monaten; der Prozeß ist vernachlässigbar. Der Oxidation des Schwefeldioxids unter Beteiligung von Radikalen wird heute die größte Bedeutung beigemessen. Unter ihnen nehmen Hydroxyl-Radikale, die sowohl in der unbelasteten Atmosphäre als auch in der mit größeren NO_x- und Kohlenwasserstoffanteilen verunreinigten photochemisch gebildet werden, eine besondere Rolle ein: Die Gesamtrate des Oxidationsprozesses des Schwefeldioxids durch homogene Reaktionen ist höchstens doppelt so hoch wie die Oxidationsrate durch Hydroxyl-Radikale allein. Aus der Kenntnis der Radikalkonzentrationen in der Atmosphäre ergibt sich für unsere Breiten eine Begrenzung der mittleren Lebensdauer des Schwefeldioxids durch homogene Reaktionen in der Gasphase auf 3—5 Tage, bezogen auf die photochemische Aktivität mittags im Sommer. Unter den tatsächlichen Witterungsverhältnissen verlaufen die homogenen Reaktionen langsamer; da sie aber zur Bildung von Schwefelsäure-Aerosolen führen, ist ihr Einfluß auf die Luftgüte bedeutend.

74. Heterogene Oxidation des Schwefeldioxids findet unter atmosphärischen Bedingungen in Wolken- und Nebeltröpfchen sowie an hygroskopischen Aerosolen statt, ihr Mechanismus ist noch nicht wirklich aufgeklärt. Nach gegenwärtigem Kenntnisstand wird sie von starken Oxidantien wie Ozon O₃ und Wasserstoffperoxid H₂O₂ am

wirksamsten gefördert. Sie ist in Abwesenheit von Katalysatoren stark pH-abhängig und führt nur bei pH-Werten des Flüssigwassers über 6 zu größeren Oxidationsraten. Katalytische Oxidation findet vor allem in Gegenwart von Übergangsmetallen der 4. Periode — Mangan und Eisen — statt. Die Schwefeldioxid-Oxidationsraten in heterogenen Reaktionen liegen wahrscheinlich deutlich höher als in homogenen, allerdings sind Tröpfchen nicht immer vorhanden. Tatsächlich ist mit einer Begrenzung der mittleren Schwefeldioxid-Lebensdauer durch solche Prozesse auf 1,4 bis 17 Tage zu rechnen, je nach Tröpfchenangebot in Wolken und Nebel, nach Temperatur und pH-Wert der Tröpfchen sowie nach der Oxidantien- und Metallionenkonzentration. Sie liegt also etwa in der gleichen Größenordnung wie die der homogenen Oxidation in der Gasphase.

75. Insgesamt werden Schwefeldioxid-Oxidationsraten entsprechend mittleren Verweilzeiten von 10 Stunden bis zu 4 Tagen genannt. Der Oxidationsprozeß steht in Konkurrenz mit dem Prozeß der — vorzugsweise trockenen — Deposition aus der Atmosphäre (vgl. Kap. 2.5).

76. Weitere als natürliche oder anthropogene Emissionen in die Atmosphäre gelangende Schwefelverbindungen (COS, CS₂, (CH₃)₂S und H₂S) unterliegen homogenen Gasreaktionen, die hauptsächlich Schwefeldioxid SO₂ bilden; Abb. 2.5 zeigt sche-

Tab. 2.14

SO₂-Oxidationsprozesse

Mechanismus	Reaktion	Faktoren, die die Sulfatbildung beeinflussen
1. Direkte photochem. Oxidation	$\text{SO}_2 \xrightarrow[\text{O}_2]{\text{Sonnenstrahlung}} \text{H}_2\text{SO}_4$	SO ₂ -Konzentration, UV-Strahlung des Sonnenlichtes
2. Indirekte photochem. Oxidation	$\text{SO}_2 \xrightarrow[\text{OH, HO}_2\text{RO}_2\text{-Radikale}]{\text{Oxidation}} \text{H}_2\text{SO}_4$	SO ₂ -Konzentration, Konzentration der Oxidantien, der OH, HO ₂ , RO ₂ -Radikale
3. Heterogene Oxidation in Tröpfchen	$\text{SO}_2 \xrightarrow[\text{O}_2]{\text{Flüssigwasser}} \text{H}_2\text{SO}_3$ $\text{NH}_3 + \text{H}_2\text{SO}_3 \xrightarrow[\text{O}_2]{} \text{NH}_4^+ + \text{SO}_4^{=}$	pH-Wert des Flüssigwassers NH ₃ -Konzentration
4. Heterogene katalytische Oxidation in Tröpfchen	$\text{SO}_2 \xrightarrow[\text{O}_2]{\text{Flüssigwasser}} \text{SO}_4^{=}$ Schwermetallionen	Konzentration von Schwermetallionen (Fe, Mn, V)
5. Heterogene katalytische Oxidation an Aerosolpartikeln	$\text{SO}_2 \xrightarrow[\text{Schwermetallionen}]{\text{O}_2} \text{SO}_4^{=}$	Partikeloberfläche, Schwermetallgehalt des Aerosols (Fe, Mn, V)

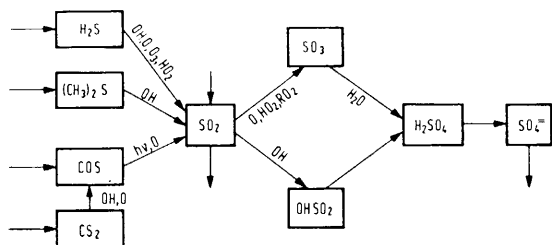
Anmerkung: Nach heutiger Vorstellung wird die heterogene Schwefeldioxidoxidation in Wassertröpfchen hauptsächlich durch starke Oxidantien, insbesondere Wasserstoffperoxid H₂O₂, bewirkt.

Quelle: GEORGII (1980)

matisch den troposphärischen Schwefelkreislauf (UBA 1981).

Abb. 2.5

Troposphärischer Schwefelkreislauf



Quelle: UBA (1981)

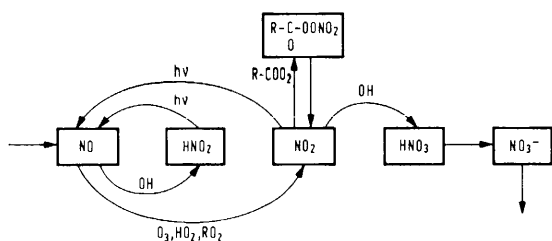
Stickstoffoxide

77. Stickstoffoxide liegen in Feuerungsabgasen zunächst überwiegend (über 90 %) als Stickstoffmonoxid NO vor. Die weitere Oxidation zu Stickstoffdioxid NO_2 erfolgt durch Umsetzung mit Luft-sauerstoff O_2 und — in größerem Ausmaß — mit Ozon O_3 (UBA 1981). Nach BRADOW (1981) ist die hauptsächlich weitere Reaktion in der Gasphase die Oxidation durch Hydroxyl-Radikale in Verbindung mit katalytisch wirkenden Stoßpartnern (meist Stickstoff- und Sauerstoffmoleküle).

Die gebildete Salpetersäure kann mit allenthalben vorhandenem Ammoniak unter Bildung von kleinen Partikeln festen Ammoniumnitrats reagieren. In Konkurrenz mit diesem Vorgang steht die unmittelbare Absorption in Wassertröpfchen. Umwandlungs-raten oder auch nur das Verhältnis der beiden Reaktionsraten können zur Zeit nicht allgemein angegeben werden. Abb. 2.6 zeigt wieder schematisch den troposphärischen Stickstoffoxidkreislauf.

Abb. 2.6

Troposphärischer Stickstoffoxidkreislauf



Quelle: UBA (1981)

2.3.2 Abbau organischer Luftverunreinigungen, Photooxidantien

78. In Umkehrung der zuvor betrachteten Oxidation von Stickstoffmonoxid zu Stickstoffdioxid kann letzteres im kurzwelligen Sonnenlicht ($\lambda < 400 \text{ nm}$) auch wieder in Stickstoffmonoxid und Ozon zerlegt werden (Photolyse); beide Reaktionen streben ein „photostationäres Gleichgewicht“ an. Starke Sonneneinstrahlung verschiebt das Gleichgewicht in Richtung der Bildung von Ozon. In Verbindung mit Kohlenwasserstoffen in der Atmosphäre können neben Ozon weitere Photooxidantien (Peroxiacylnitrate, Salpetersäure, Aldehyde, Wasserstoffperoxid, organische Säuren usw.) gebildet werden. Durch photochemische Umsetzungen insbesondere von Kohlenwasserstoffen in der Atmosphäre gebildete Oxidantien und freie Radikale (z.B. OH , CH_3OO) spielen aber, wie dargestellt, eine entscheidende Rolle bei der Oxidation von Schwefeldioxid und Stickstoffoxiden im weitreichenden Transport. Auch verknüpfte — insbesondere heterogene — Reaktionen zwischen Schwefeldioxid, Stickstoffoxiden, Oxidantien und Radikalen mit dem Ergebnis säurebildender Reaktionsprodukte sind in Betracht zu ziehen.

79. Die im folgenden skizzierten Komplexe des Abbaus organischer Luftverunreinigungen und der Bildung von Photooxidantien sind also immer in enger Wechselwirkung unter sich und mit den schon dargestellten Komplexen der Oxidation von Schwefeldioxid und Stickstoffoxiden zu sehen.

Abbau organischer Luftverunreinigungen

80. Die Abbauprozesse für Kohlenwasserstoffe unterscheiden sich nicht grundlegend von denen anderer Luftverunreinigungen. Soweit sie nicht unverändert in der Atmosphäre verbleiben oder sich an Aerosole anlagern, ist eine chemische Umsetzung mit reaktionsbereiten Stoffen wie Radikalen (z.B. OH , HO_2) oder Ozon, unter Umständen auch mit Wasser oder Luftsauerstoff, oder die direkte Photolyse im Sonnenlicht möglich.

81. Als Aerosole treten vornehmlich höher- und hochmolekulare oder stärker polare Luftverunreinigungen in Erscheinung; ihre Verweilzeit liegt im Bereich von 1—2 Wochen. Die direkte Photolyse durch das Sonnenlicht spielt für einige organische Luftverunreinigungen, vor allem für Aldehyde, eine wesentliche Rolle. Hierbei entstehen freie Radikale, die in weitere luft-chemische Reaktionsabläufe eingreifen. Für die mengenmäßig vorherrschenden, gasförmig vorliegenden und unpolaren organischen Luftverunreinigungen wird der Abbau mehr durch chemische Umsetzung mit reaktionswilligen Spurenstoffen wie Ozon, Radikalen (OH , HO_2 , RO_2) und Sauerstoffatomen eingeleitet, wobei Folgereaktionen den Abbau bis hinab zum Kohlendioxid und Wasser bewirken. Bei den in der Atmosphäre vorkommenden Konzentrationen der Spurenstoffe kommt der Umsetzung mit Hydroxyl-Radikalen in der Regel die größte Bedeutung zu. In Tab. 2.15 sind für einige

ausgewählte organische Verbindungen die Reaktionsgeschwindigkeitskonstanten der Umsetzungen mit Ozon, Sauerstoffatomen und Hydroxyl-Radikalen sowie die hieraus sich ergebenden atmosphärischen Lebensdauern (Halbwertszeiten) zusammengestellt; dabei sind für die Reaktionspartner mittlere atmosphärische Konzentrationen angesetzt worden. Unter den verschiedenen Stoffklassen läßt sich folgende Abstufung hin zu größerer Reaktionsbereitschaft erkennen (UBA, 1981):

- Methan, Ammoniak, halogenierte Alkane,
- Alkane, halogenierte Alkene, Ketone, Alkohole, Äther, Acetate,
- Aromate, Aldehyde, Alkylamine,
- Alkene, Phosphine,
- Terpene.

Bildung von Photooxidantien

82. Hauptbestandteil der Photooxidantien, die sich unter der Einwirkung des Sonnenlichts infolge photochemischer Umsetzungen von Stickstoffdioxid und zahlreichen Kohlenwasserstoffen bilden, ist das Ozon, daneben treten in geringeren Konzentrationen Peroxiacetylnitrat (PAN) und seine Homologen (Peroxiacetylrate PAN), Salpetersäure, Aldehyde, Wasserstoffperoxid, organische Säuren usw. auf.

83. Weltweit gesehen dürfte allerdings die Ozonbildung in der Stratosphäre überwiegend sein. Es wird deshalb auch geltend gemacht, daß es sich bei den insbesondere in ländlichen Gebieten festgestellten erhöhten Ozonkonzentrationen weniger um Folgen der Luftverschmutzung als

Tab. 2.15

Reaktionsgeschwindigkeit und Lebensdauer (Halbwertszeit) ausgewählter organischer Verbindungen bei Umsetzung mit Hydroxyl-Radikalen, Ozon und atomarem Sauerstoff (im Grundzustand)

Verbindung	Reaktionsgeschwindigkeitskonstante in $\text{cm}^3/(\text{Molekül} \cdot \text{sec})$ für Umsetzung mit			Halbwertszeit ¹⁾ in Tagen bei Reaktion mit		
	OH	O ₃	O(³ P)	OH	O ₃	O(³ P)
Methan	$9 \cdot 10^{-15}$	$1,2 \cdot 10^{-21}$	$6 \cdot 10^{-18}$	1790	$6 \cdot 10^7$	$3 \cdot 10^{11}$
n-Butan	$3 \cdot 10^{-12}$	—	$2,2 \cdot 10^{-14}$	5	—	$7 \cdot 10^7$
Ethen	$8 \cdot 10^{-12}$	$1,9 \cdot 10^{-18}$	$7,6 \cdot 10^{-13}$	2	$4 \cdot 10^4$	$2 \cdot 10^6$
cis-2-Buten	$5 \cdot 10^{-11}$	$1,6 \cdot 10^{-16}$	$1,8 \cdot 10^{-11}$	0,3	500	$9 \cdot 10^4$
1,3-Butadien	$6,8 \cdot 10^{-11}$	$2,6 \cdot 10^{-16}$	$1,9 \cdot 10^{-11}$	0,2	300	$8 \cdot 10^4$
Limonen	$1,4 \cdot 10^{-10}$	$5,8 \cdot 10^{-16}$	$1,2 \cdot 10^{-10}$	0,1	140	1300
Ethin	$7 \cdot 10^{-13}$	$3,8 \cdot 10^{-20}$	—	23	—	—
Benzol	$1,2 \cdot 10^{-12}$	$7 \cdot 10^{-23}$	$2,5 \cdot 10^{-14}$	13	—	$6 \cdot 10^7$
p-Xylol	$1,5 \cdot 10^{-11}$	$4 \cdot 10^{-22}$	$1,8 \cdot 10^{-13}$	1	—	$9 \cdot 10^6$
Ethylalkohol	$3,3 \cdot 10^{-12}$			5		
Acetaldehyd	$1,6 \cdot 10^{-11}$			1		
Ethylacetat	$1,9 \cdot 10^{-12}$			8		
Dichlormethan	$1,5 \cdot 10^{-13}$			107		
Fluortrichlormethan	$<7 \cdot 10^{-16}$			>23000		
Chloroethen	$6,6 \cdot 10^{-11}$			0,2		
Ammoniak	$1,6 \cdot 10^{-13}$	—	$1 \cdot 10^{-16}$	100	—	$2 \cdot 10^{10}$
Methylamin	$2,2 \cdot 10^{-11}$	—	$3,4 \cdot 10^{-13}$	0,7	—	$5 \cdot 10^6$
Schwefelwasserstoff	$3 \cdot 10^{-12}$	—	$2,8 \cdot 10^{-14}$	5	—	$6 \cdot 10^7$
Methylmercaptan	$3,4 \cdot 10^{-11}$	—	$1,6 \cdot 10^{-12}$	0,5	—	$1 \cdot 10^6$

¹⁾ Im Sommer unter Einfluß der Sonneneinstrahlung um den Faktor 10 geringer

um natürliche Luftbestandteile stratosphärischen Ursprungs handele. Es spricht aber vieles dafür, daß bei den Belastungsepisoden während sommerlicher Hochdruckwetterlagen der natürliche Ozonanteil von untergeordneter Bedeutung ist und vielmehr photochemische Vorgänge — auch im mitteleuropäischen Raum — vorwiegen.

84. Das Auftreten einer Oxidantienbelastung ist kennzeichnend für den „Los Angeles Smog“. Bei diesem Smogtyp handelt es sich um ein komplexes luftchemisches Reaktionssystem, das bei Vorhandensein von Stickstoffoxiden und verschiedenen Kohlenwasserstoffen (besonders reaktionswilligen Alkenen, höheren Alkanen und Aromaten) unter der Einwirkung der Sonnenstrahlung Oxidantien als Zwischenprodukte ausbildet. Das Reaktionssystem wird über verschiedene Umsetzungen mit freien Radikalen (HO , HO_2 , RO_2) gesteuert. Über die Entstehung der Photooxidantien in Abhängigkeit von Sonnenschein, Temperatur und Feuchtigkeit bestehen noch Kenntnislücken; folgende Aussagen gelten jedoch als gesichert (s. auch den Übersichtsartikel von PITTS u. FINLAYSON, 1975):

- Der Prozeß beginnt mit der photolytischen Zerlegung durch kurzweilige Sonnenstrahlung ($290 \text{ nm} < \lambda < 420 \text{ nm}$) von Stickstoffdioxid zu Stickstoffmonoxid und atomarem Sauerstoff, der sich mit Luftsauerstoff zu Ozon zusammensetzt.
- In Gegenwart von reaktiven Kohlenwasserstoffen entstehen über komplexe Reaktionsketten freie Peroxyradikale, welche Stickstoffmonoxid zu Stickstoffdioxid oxidieren und das Gleichgewicht zwischen Ozon, Stickstoffmonoxid und Stickstoffdioxid in Richtung der Bildung von Ozon verschieben.
- Dieser Ozon und freie Radikale erzeugende Reaktionszyklus kommt erst zum Stillstand, wenn die Sonnenstrahlung zu schwach geworden ist. Das gebildete Ozon wird dann durch Reaktion mit Stickstoffmonoxid (in Ballungsgebieten) und langsamer mit Kohlenmonoxid wieder zerstört.
- Ozon und freie Radikale setzen sich mit organischen Luftverunreinigungen zu einer Reihe von Luftschadstoffen wie Aldehyden, Ketonen, Alkylnitrat und -nitriten, Peroxiacetylnitrat (PAN), Peroxisäuren und anderen organischen Säuren um. Reaktion mit Stickstoffoxiden führt zur Bildung von salpetriger Säure und Salpetersäure.

85. Die photochemische Ozonbildung in einem Luft-Stickstoffoxid-Kohlenwasserstoff-Gemisch braucht — je nach Reaktivität der Kohlenwasserstoffe — mehrere Stunden, unter Umständen auch 1 bis 2 Tage, um das Maximum zu erreichen. Bei Überwiegen von Alkanen unter den Kohlenwasserstoff-Luftverunreinigungen stellt sich der Ozon-Höchstwert so spät ein, daß die Photooxidantien je nach Windgeschwindigkeit als regionales Problem ihr Immissionsmaximum bis in über 100 km Entfernung annehmen (EPA, 1978). Bei Meßflügen wurden im näheren Umkreis von Quellgebieten der

Photooxidantien-Vorläuferstoffe in 400 und 1200 m Höhe „Ozonwolken“ angetroffen, die noch höhere Konzentrationen aufweisen als die Bodenmeßstationen und sich über 30 km erstrecken können (FRICKE, 1979). Ein Transport derartiger Luftmassen in benachbarte Reinluftgebiete kann dort — an etwa 1 bis 2 Tagen im Jahr — zu sehr hohen ($> 300 \mu\text{g}/\text{m}^3$) Ozon-Spitzenkonzentration führen (PRINZ, KRAUSE, STRATMANN, 1982). Insbesondere bei stabil geschichteter Atmosphäre kann Ozon, vom Boden abgelöst, längere Zeit erhalten bleiben und so zum Auftreten mehrere Tage andauernder Photosmog-Erscheinungen führen. Bei der Alterung des Photosmogs bilden sich überwiegend Aerosole mit hohem Gehalt an Nitrat und organischen Bestandteilen (UBA, 1981).

86. Da die Ozonbildung an die kurzweilige Sonnenstrahlung gekoppelt ist, ergeben sich ausgeprägte Jahres- und Tagesgänge der Ozonkonzentration und eine starke Abhängigkeit von meteorologischen Bedingungen. Die höchsten Konzentrationen treten gewöhnlich in den Nachmittagsstunden sonniger Sommertage auf. Allerdings unterscheiden sich die Tagesgänge der Ozon-Konzentration in Ballungsgebieten und in wenig belasteten Gebieten — vgl. Abb. 2.9 in Abschn. 2.4.4 — systematisch voneinander. Der Tagesgang in Ballungsgebieten zeigt ein scharfes Maximum in den frühen Nachmittagsstunden und sehr geringe Konzentrationen in den Nachtstunden, in denen das Ozon von dem im Überschuß vorhandenen Stickstoffmonoxid abgebaut wird. In Reinluftgebieten, wo das Ozon die Nacht „überlebt“, ist der Tagesgang ausgeglichener; die Maxima liegen dort oft niedriger, aber die Tagesmittelwerte sind systematisch höher als in den Ballungsräumen (PRINZ, KRAUSE, STRATMANN, 1982).

2.4 Zur Immissionsituation

Die Meßdichte

87. Mit der 4. Allgemeinen Verwaltungsvorschrift (1975) zum Bundes-Immissionsschutzgesetz wurde ein bundeseinheitlicher Rahmen für die von den Bundesländern in Belastungsgebieten durchzuführenden Immissionsmessungen festgelegt. Die Bundesländer haben Meßnetze mit über 200 festen und beweglichen Stationen errichtet, mit denen in den belasteten Gebieten der Bundesrepublik Deutschland die wichtigsten Luftverunreinigungen fortlaufend überwacht werden (BMI, 1982 d). Im Rahmen von Smogsystemen wurden zusätzlich automatische Meßsysteme errichtet. Hinzu kommen als Stichproben-Messungen regionale und anlagenbezogene Messungen, z.B. im Rahmen von Genehmigungsverfahren. In ländlichen Gebieten werden 15 Meßstationen betrieben („Reinluftstationen“ des UBA).

Der Schadstoffgehalt der Luft wird meist durch einen Immissionswert ausgedrückt, wobei Immission die Konzentration von Stoffen in der Umgebungsluft, meist angegeben als Masse pro Volumen (üblich mg/m^3 oder $\mu\text{g}/\text{m}^3$) bezeichnet. Auch die Qualitätsnormen der Luft werden allgemein als Immissionswerte angegeben. Davon zu unterscheiden ist die Deposition (Abschn. 2.5). Sie stellt zum einen

den Vorgang der Ablagerung von Stoffen auf Böden, Pflanzen usw. dar, zum anderen bezeichnet sie als Maßeinheit die Menge dieser Stoffe, die pro Flächen- und Zeiteinheit abgelagert wird.

Eine Synopse der nachfolgend dargestellten Immissionsituation enthält Tab. 2.16.

Tab. 2.16

Synopse der Immissionskonzentrationen (Jahresmittelwerte, falls nicht anders vermerkt)

Komponente	Reinluftverhältnisse	Konzentration: Bundesrepublik Deutschland Klammerwerte = Rhein-Ruhr-Gebiet		
		ländliche Gebiete	Ballungsgebiete	Umgebung von Emittenten
SO ₂	$\leq 3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (natürl. Pegel)	$20 \mu\text{g}/\text{m}^3$	$70-140 \mu\text{g}/\text{m}^3$	
NO ₂	$\geq 1 \mu\text{g}/\text{m}^3$	$10-20 \mu\text{g}/\text{m}^3$	$50-100 \mu\text{g}/\text{m}^3$	
PAH *)			$(0,5-40 \text{ ng}/\text{m}^3)$	
Benzo(a) anthracen			$(5-40 \text{ ng}/\text{m}^3)$	
Benzo(a) pyren			$\leq 10 \text{ ng}/\text{m}^3$	
Ozon	sommers: $\leq 80 \mu\text{g}/\text{m}^3$ winters: $20-30 \mu\text{g}/\text{m}^3$		sommerliche Episoden: $>200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ kurzzeitig: $>300 \mu\text{g}/\text{m}^3$	
HF		$0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$	$0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$	$\geq 1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (vereinzelt: $1-2 \mu\text{g}/\text{m}^3$; kurzzeitig: $3-4 \mu\text{g}/\text{m}^3$)
HCl		$10 \mu\text{g}/\text{m}^3$	$\leq 25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ kurzzeitig: $\leq 100 \mu\text{g}/\text{m}^3$	
Pb	$5-40 \text{ ng}/\text{m}^3$	$150-200 \text{ ng}/\text{m}^3$	$2 \mu\text{g}/\text{m}^3$	$0,6-2 \mu\text{g}/\text{m}^3$
Cd	$\leq 0,4 \text{ ng}/\text{m}^3$	$0,8 \text{ ng}/\text{m}^3$ (Taunus)	$5-13 \text{ ng}/\text{m}^3$ ($\leq 10 \text{ ng}/\text{m}^3$)	(vereinzelt: $\geq 20 \text{ ng}/\text{m}^3$)
Zn			$2,5-5 \mu\text{g}/\text{m}^3$	

*) Einzelkomponenten

Quelle: SRV, eigene Zusammenstellung

2.4.1 Immission von Schwefeldioxid und seinen Umwandlungsprodukten

2.4.1.1 Mittlere Schwefeldioxid-Immissionen in belasteten und wenig belasteten Gebieten

88. Die Schwefeldioxid-Hintergrund-Konzentration beträgt in der Nähe der Ozeanoberfläche $0,5-1 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Über den Kontinenten ist sie höher: Sie nimmt dort von den an der Erdoberfläche herrschenden Konzentrationen bis zu einem Hintergrund-Pegel von etwa $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ in etwa 5 km Höhe ab (GEORGII, 1980). Der natürliche Immissionspegel in der bodennahen Luftschicht unserer Breiten liegt nach UBA (1982 d) unterhalb $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

89. Der Immissionswert der TA Luft 1974 ($140 \mu\text{g}/\text{m}^3$ im Jahresmittel) wird — abgesehen von einigen örtlichen Ausnahmen im Ruhrgebiet und in

Berlin — heute in der Bundesrepublik Deutschland eingehalten. Das von der Weltgesundheitsorganisation (WHO) aufgestellte Qualitätsziel von $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$ wird dagegen an der überwiegenden Zahl der Meßstellen — die vorwiegend in Belastungsgebieten aufgestellt sind — überschritten.

90. In den 60er Jahren wurde in vielen belasteten Gebieten ein erheblicher Rückgang der Schwefeldioxid-Immission gemessen, der sich mit Beginn der 70er Jahre verlangsamte. Inzwischen zeigt die Mehrzahl der Meßstationen wechselnde Tendenz mit Anzeichen einer langfristigen Stagnation bei $70-140 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

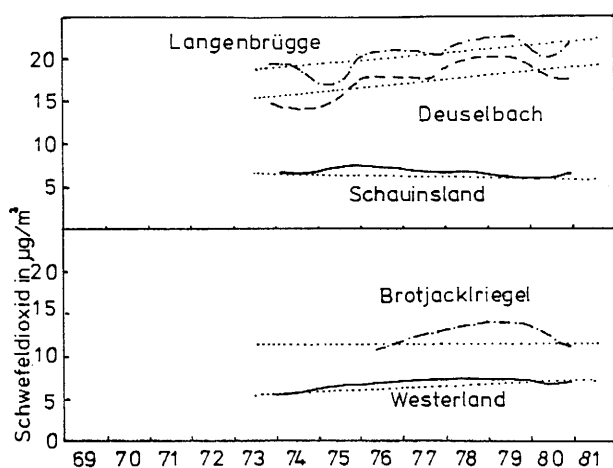
Dieses Bild wird bestätigt durch die Gegebenheiten im Rhein-Ruhr-Gebiet, die aufgrund des 6000 km^2 bedeckenden Meßnetzes im 1-km-Raster der nordrhein-westfälischen Landesanstalt für Immissionsschutz (LIS) gut bekannt sind. Danach ist im ge-

samten Rhein-Ruhr-Gebiet ein Abfall der Schwefeldioxid-Immission bis 1970 erkennbar: Das über die Fläche gemittelte Jahresmittel ist von 140 auf 70 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ gesunken. Es folgte bis 1975 ein Zeitraum gleichbleibender Belastung. Seither schwankt die Belastung zwischen 60 und 80 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, ohne daß ein Trend erkennbar wäre. Gut nachweisbar ist die Vergleichsmäßigung der Immission im Meßgebiet: Das Gebiet mit Immissionsjahresmitteln von über 140 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ist geschrumpft, die Fläche innerhalb der Belastungsstufe 70—140 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ hat sich hingegen seit 1975 merklich vergrößert (BUCK, IXFELD, ELLERMANN, 1982 a).

91. Die Entwicklung der Immission an den Reinluftstationen ist weniger eindeutig, wie Abb. 2.7 am Beispiel einiger Stationen zeigt. Ein Rückgang der Immissionen ist jedenfalls im allgemeinen nicht feststellbar. Zum Teil liegen die Winter-Mittelwerte heute zwischen 20 und 30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Abb. 2.7

Gleitende 24-Monate-Mittelwerte und Trendgeraden (Regression der arithmetischen Jahresmittelwerte) für den SO_2 -Pegel an Reinluftstationen



Quelle: UBA (1982 d)

92. In Ermangelung geeigneterer statistischer Flächenausweisungen kann man in erster Näherung die Gebiete erhöhter Immission mit denen erhöhter Emission und diese wieder mit den 23 000 km^2 Industrie-, Wohn- und Verkehrsflächen („Ballungsgebiete“)

gleichsetzen. Entsprechend sind die Gebiete niedriger Immission mit den 226 000 km^2 Landwirtschafts-, Wald- und Wasserflächen usw. („ländliche Gebiete“) gleichzusetzen. Dann hat man auf 9,2 % des Bundesgebiets „Ballungsgebiete“ mit Jahresmitteln der Schwefeldioxid-Immission zwischen 70 und 140 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ und auf 90,8 % „ländliche Gebiete“ mit einem allgemeinen Grundpegel von 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (MAGS-NW, 1982).

2.4.1.2 Schwefeldioxid-Immission in Waldschadensgebieten

93. In Bayern führt das Landesamt für Umweltschutz Schwefeldioxid-Immissionsmessungen seit den 60er Jahren durch. Von den zur Zeit 64 automatisch arbeitenden Meßstationen stehen insbesondere die oberfränkischen Stationen in Hof, Bayreuth, Tröstau, Hohenberg, Arzberg, Lichtenberg, Selb und Weiden in unmittelbarer Nähe zu Waldschadensgebieten. Seit 1981 wird am Kleinen Arber im Bayerischen Wald eine Container-Meßstation betrieben.

94. Die Jahresmittelwerte für die verschiedenen Gebiete Bayerns liegen zwischen 20 und 60 $\mu\text{g}/\text{m}^3$; signifikante Anstiege sind in der Regel nicht erkennbar. In weiten Bereichen Oberbayerns, Niederbayerns und Schwabens sowie in Teilen von Unterfranken und Mittelfranken treten sogar nur geringe Immissionen mit Jahresmitteln bis höchstens 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ auf. In großen Bereichen Oberfrankens und der Oberpfalz liegen sie zwischen 30 und 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ und in den Räumen Nürnberg-Fürth-Erlangen, Schwandorf, Hof-Arzberg und Weiden zwischen 50 und 60 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Anstiege in den Stationen nahe der Grenze zu DDR und CSSR werden auf das vermehrte Vorkommen höherer Spitzenwerte in den letzten Jahren zurückgeführt. Großflächig treten die höchsten Werte in Nordost-Oberfranken zwischen Hof und Arzberg auf. Wie Tab. 2.17 zeigt, erreichen die 95 %-Werte der Einzelmessungen — also die Werte, die in 95 % aller Einzelmessungen unterschritten werden — dort in den Wintermonaten 500 bis 600 $\mu\text{g}/\text{m}^3$; Spitzenwerte, die bei ungünstigen Wetterlagen auch über mehrere Stunden andauern können, liegen über 1000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ und erreichen Werte über 1500 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Solche auf grenzüberschreitende Schadstoffverfrachtungen aus der DDR und der CSSR zurückzuführende Belastungen können sich je nach meteorologischen Verhältnissen in weiten Bereichen des Bayerischen Waldes und Ober- und Mittelfrankens auswirken (Bayerische Staatsforstverwaltung, 1982; MÜCKE, STRAUSS, 1982).

Schwefeldioxid-Gehalt der Luft in Oberfranken

Ort	Jahr	Max. Monatsmittel mg/m ³	Monat	max. 95 % Wert mg/m ³	Monat	max. 1/2 h Wert mg/m ³	Monat	Zahl der Monate über 0,06 mg/m ³
Hof	1979	0,17	Januar	0,56	Januar	1,18	Oktober	5
Bayreuth	1979	0,14	Januar	0,33	Januar	0,80	Januar	3
Hof	1980	0,21	Januar	0,64	Januar	1,27	Januar	7
Bayreuth	1980	(0,08)	Februar	(0,30)	Februar	0,60	Februar	?
Hof	1981	0,19	Februar	0,55	Februar	1,05	Februar	5
Bayreuth	1981	0,12	Februar	0,30	Februar	0,71	Februar	3
Tröstau	1979	(0,11)	Februar	(0,32)	Februar	0,75	Februar	?
Hohenberg	1979	(0,15)	Februar	(0,33)	Februar	0,83	Oktober	?
Arzberg	1980	0,17	Januar	0,51	Februar	1,68	Februar	3
Lichtenberg	1980	(0,05)	April/Nov.	—	—	0,86	Feb./Dez.	?
Arzberg	1981	0,17	Dezember	0,51	Dezember	1,00	Dezember	4
Lichtenberg	1981	(0,12)	Februar	(0,23)	Dezember	1,16	April	?
Selb	1980	(0,06)	November	(0,22)	November	0,50	November	?
Weiden	1980	(0,08)	Nov./Dez.	(0,20)	November	0,80	September	?
Selb	1981	0,17	Dezember	0,51	Dezember	0,95	Dezember	4
Weiden	1981	0,11	Februar	0,31	Dezember	0,97	Dezember	3

Die Zahlen in Klammern entstammen unvollständigen Meßreihen, tatsächliche Maxima sind höher!

Quelle: Bayerische Staatsforstverwaltung (1982)

95. Wie Tab. 2.18 zeigt, ist die am Kleinen Arber gemessene mittlere Belastung mit Werten zwischen 10 und 20 µg/m³ — in Übereinstimmung mit den an der Meßstelle Brotjacklriegel gemessenen Belastungen (vgl. Abb. 2.7) — gering. Auch die 95 %-Werte, die in einem breiten Band zwischen 30 und 70 µg/m³ — mit hohen Werten im Winter und niedrigen im Sommer — liegen, sind noch vergleichs-

weise niedrig. Spitzenwerte in den einzelnen Monaten der ersten Jahreshälfte 1982 lagen jedoch zwischen 130 und 200 µg/m³, ohne daß ein jahreszeitlicher Gang erkennbar wäre (MÜCKE, STRAUSS, 1982; PRINZ, KRAUSE, STRATMANN, 1982).

Tab. 2.18

Monatsmittel, Höchstwerte und 95 %-Werte der Schwefeldioxid-Konzentrationen am Kleinen Arber, Bayerischer Wald, nach Messungen des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz (Angaben in µg/m³)

Monat	Mittelwert	Höchstwert (1/2 h)	95 %-Wert
Januar 1982	14,5	131	46
Februar 1982	20,2	216	72
März 1982	20,5	144	72
April 1982	—	131	—
Mai 1982	14,6	203	39
Juni 1982	—	—	—
Juli 1982	13,1	189	33

Quelle: PRINZ, KRAUSE, STRATMANN (1982)

96. Im Schwarzwald führt seit August 1980 die baden-württembergische Landesanstalt für Umweltschutz in Zusammenarbeit mit der forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg stichprobenweise Schwefeldioxid-Immissionsmessungen durch, und zwar im mittleren Schwarzwald zwischen Oberkirch und Balingen an acht Beobachtungsflächen mit 15 Meßpunkten und im südlichen Schwarzwald zwischen Freiburg und Bad Säckingen an neun Beobachtungsflächen mit 18 Meßpunkten. Im ersten Meßjahr August 1980 bis Juli 1981 zeigte sich, daß die Jahresmittelwerte der einzelnen Meßpunkte fast durchgängig unter den Mittelwerten über die Vegetationszeit lagen, wenn auch kaum signifikant. Im einzelnen zeigten sie recht große Belastungsunterschiede an: Die Jahresmittelwerte im Meßgebiet Oberkirch-Balingen lagen in einem Bereich zwischen 15 und 25 µg/m³, an einzelnen Meßpunkten erreichten sie auch Werte über 30 µg/m³; im Meßgebiet Freiburg-Bad Säckingen lagen die Jahresmittelwerte der einzelnen Meßpunkte in einem weiteren Bereich etwa zwischen 10 und 35 µg/m³ mit Schwerpunkt bei 25 µg/m³, an einem Meßpunkt (Bad Säckingen) wurde ein Jahresmittel von 45 µg/m³ erreicht. Die Werte zeigen eine

in der Regel höhere Belastung an als die Reinluftstation Schauinsland, die mit 1205 m Höhe allerdings, besonders im Winter, oft über der atmosphärischen Mischungsschicht liegt.

97. Eine weitergehende statistische Auswertung der Meßergebnisse muß die Einzelpunkt-Messungen wegen ihrer geringen Anzahl zu Messungen zusammenfassen, die für acht größere Beurteilungsflächen als charakteristisch angesehen werden. Sie ergibt für den Meßzeitraum August 1980 bis Juli 1981 die in Tab. 2.19 zusammengestellten Ergebnisse. Eine jüngere Auswertung, die einen größeren Zeitraum — nämlich für die Mittelwerte August 1980 bis März 1982 und für die 97,5 %-Werte August 1980 bis Dezember 1981 — abdeckt, führte

zu folgender Beurteilung: Die Langzeit-Mittelwerte der Beurteilungsflächen lagen zwischen 15 und 56 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ und im Mittel bei 30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$; dabei betraf die einzige Überschreitung des von der IUFRO vorgeschlagenen Langzeit-Grenzwerts von 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (IUFRO, 1980) die Beurteilungsfläche bei Bad Säckingen und war vor allem auf einen Einzelmeßwert über 500 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ zurückzuführen. Der Kurzzeit-Grenzwert der IUFRO von 150 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ wurde vom 97,5 %-Wert auf zwei Beurteilungsflächen bei Oberkirch und Bad Säckingen statistisch gesichert überschritten, auf zwei Flächen bei Bad Peterstal und Donaueschingen-Wolfach wurde er statistisch gesichert unterschritten; die übrigen vier Beurteilungsflächen bei Balingen, Freiburg, Staufen und Müllheim lagen im Indifferenzbereich (FVA-BW, 1982).

Tab. 2.19

Auswertung von Schwefeldioxid-Stichprobenmessungen im mittleren und südlichen Schwarzwald

Beurteilungsfläche, Raum	Zahl der Meßpunkte	Zahl der Messungen	Mittelwert in $\mu\text{g}/\text{m}^3$	97,5-Perzentile in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ für vorgegebene Sicherheiten von		
				25 % ($I_{0,25}$)	50 % (I)	75 % ($I_{0,75}$)
Oberkirch	2	44	36	129	165	> 189 ¹⁾
Oberkirch	6	110	17	55	67	88
Balingen	4	67	17	63	67	72
Balingen	3	57	19	78	136	161
Freiburg	6	124	24	115	132	154
Staufen	4	47	12	42	45	> 47 ¹⁾
Bad Säckingen	4	92	33	149	154	178
Müllheim	3	72	24	66	102	126

¹⁾ Wegen der geringen Zahl der Messungen können diese Werte nicht genau angegeben werden. Die Sicherheiten für die genannten Werte sind bei Oberkirch 68 % und bei Freiburg 70 %.

Quelle: LAU-BW (1981), hier entnommen PRINZ, KRAUSE, STRATMANN (1982)

2.4.1.3 Immission schwefelhaltiger Aerosole in wenig belasteten Gebieten

98. Messungen des Schwefelgehaltes im Schwebstaub über wenig belasteten Gebieten werden seit 1974 in den Reinluftmeßstationen des Umweltbundesamtes durchgeführt (UBA, 1982 c; UBA, 1982 d). Dabei handelt es sich in erster Linie um Umwandlungsprodukte, die aus chemischen Reaktionen zwischen emittierten Verunreinigungen und anderen Spurenstoffen in der Luft hervorgehen; etwa 80 bis 90 % des Schwefelgehaltes im Schwebstaub besteht aus Sulfaten. Die mittleren Luftkonzentrationen des Schwefels im Schwebstaub liegen bei den Reinluftstationen mit Werten 1 und 3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ deutlich niedriger als die des Schwefeldioxids. Maximale Tageswerte liegen etwa zwischen 20 und 30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, bei den Stationen Brotjacklriegel (1016 m) und Schauinsland (1205 m) jedoch nur bei 15 bzw. 13 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Diese hohen Maximalwerte sind allerdings wenig kennzeichnend, da nur an drei norddeutschen Stationen 2 % der Messungen Werte über 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ erreichen, an den anderen ist der Prozentsatz noch geringer. Die jährlichen Schwankungen des Schwe-

felgehalts im Schwebstaub scheinen nicht mit denen der Schwefeldioxidkonzentrationen parallel zu gehen, was auf eine weitgehende Entkoppelung durch unterschiedliche Quellen-Senken-Prozesse in der Atmosphäre hinweist (UBA 1982 d; PRINZ, KRAUSE, STRATMANN, 1982).

99. Angaben über Messungen der Immission von Schwefeltrioxid- und Schwefelsäure-Aerosolen in den wenig belasteten Gebieten („Reinluftgebieten“) liegen dem Rat nicht vor.

2.4.2 Stickstoffoxid-Immission

100. Stickstoffoxide werden aus Feuerungsanlagen und Motoren überwiegend als Stickstoffmonoxid emittiert. Demgemäß überwiegt in der Nähe der Quellen (Kraftwerke, Straßenverkehr) der Anteil des Stickstoffmonoxids den des -dioxids, während in wenig belasteten Gebieten Stickstoffoxide zu etwa 80 % als Stickstoffdioxid vorliegen.

101. Seit Beginn der 60er Jahre zeigt sich eine deutlich ansteigende Tendenz der Stickstoffoxid-Belastung. Zwar haben sich die flächenbezogenen Belastungswerte im Ruhrgebiet seit 1965/66 nicht signifikant verändert (BUCK, IXFELD, ELLERMANN, 1982 b), langjährige Messungen an der Pilotstation des Umweltbundesamtes in Frankfurt erlauben aber die Schlußfolgerung, daß in Ballungsgebieten für beide Stickstoffoxide von einem deutlichen Anstieg auszugehen ist (UBA, 1981) — wenigstens in solchen, die maßgeblich von Kraftfahrzeug-Emissionen beeinflusst werden (BUCK et al., 1982 b). Der Immissionswert der TA Luft-Entwürfe 1978 und 1981 für die mittlere Stickstoffdioxid-Belastung ($80 \mu\text{g}/\text{m}^3$) wurde 1979 an einem Zehntel der etwa 70 Meßstellen in Städten überschritten, der Wert für Stickstoffmonoxid ($200 \mu\text{g}/\text{m}^3$) wurde überall unterschritten (UBA, 1981).

102. Aus den fünf Meßstellen („Reinluftstationen“) des UBA-Meßnetzes ist ebenfalls eine schwach zunehmende Tendenz der mittleren Stickstoffdioxid-Belastung erkennbar. Dies gilt nicht nur für die Gebiete, in denen ansteigende Schwefeldioxid-Konzentrationen beobachtet wurden, auch die süddeutschen Bergstationen zeigen diese Entwicklung. Die Jahresmittelwerte für Stickstoffdioxid liegen heute an der Meßstelle Schauinsland bei 2 bis $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ sehr niedrig und für die niedriger gelegenen Stationen Deuselbach und Langenbrügge zwischen 10 und $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ vergleichsweise hoch. Die Winter-Mittelwerte sind in der Regel deutlich höher: Sie liegen zum Teil (Westerwald, Deuselbach, Langenbrügge) zwischen 10 und $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Die Tagesmittelwerte der Meßstellen streuen in einem Bereich von 1 bis etwa $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$, in Einzelfällen auch $90 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (UBA, 1981; UBA, 1982 d; UBA-Monatsberichte).

103. Vereinfacht kann man für „Ballungsgebiete“ im Sinne von Abschnitt 2.4.1.1 heute eine Stickstoffoxid-Immission (gerechnet als Stickstoffdioxid) im Jahresmittel von 50 bis $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und für „ländliche Gebiete“ von 10 bis $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ansetzen. Die genannten Immissionswerte der TA Luft-Entwürfe werden bei großflächiger Betrachtung nicht überschritten.

104. Für die Beurteilung der Situation in den Waldschadensgebieten Bayern und Baden-Württemberg kann zur Zeit nur auf die UBA-Meßstellen Brotjacklriegel und Schauinsland zurückgegriffen werden, bei denen 98 % aller Stickstoffdioxid-Meßwerte von 1969 bis 1981 den Wert 17 bzw. $14 \mu\text{g}/\text{m}^3$ nicht überschreiten (UBA, 1982 d). Von der Meßstation am Kleinen Arber liegen bisher zu wenig Werte vor für eine gesicherte Beurteilung; man rechnet jedoch mit einer mittleren Belastung unter $6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (MÜCKE, STRAUSS, 1982).

2.4.3 Immission organischer Luftverunreinigungen

105. Die ständige Überwachung in etwa 70 Meßstationen erfolgt durch Messung der Gesamtheit der organischen Verbindungen, gekennzeichnet

durch den Gesamtkohlenstoffgehalt, ohne Unterscheidung einzelner Komponenten. Nur der Anteil an Methan wird in vielen Fällen getrennt festgestellt. Die Meßergebnisse sind daher für eine wirkungsseitige Beurteilung im Hinblick auf Waldschäden wenig aussagefähig.

Überdies deckt die Überwachung bei weitem nicht die Fläche des Bundesgebiets; sie konzentriert sich — zur Eindämmung von Geruchsbelästigungen — auf die mineralölverarbeitende und petrochemische Industrie sowie auf Bereiche starken Straßenverkehrs.

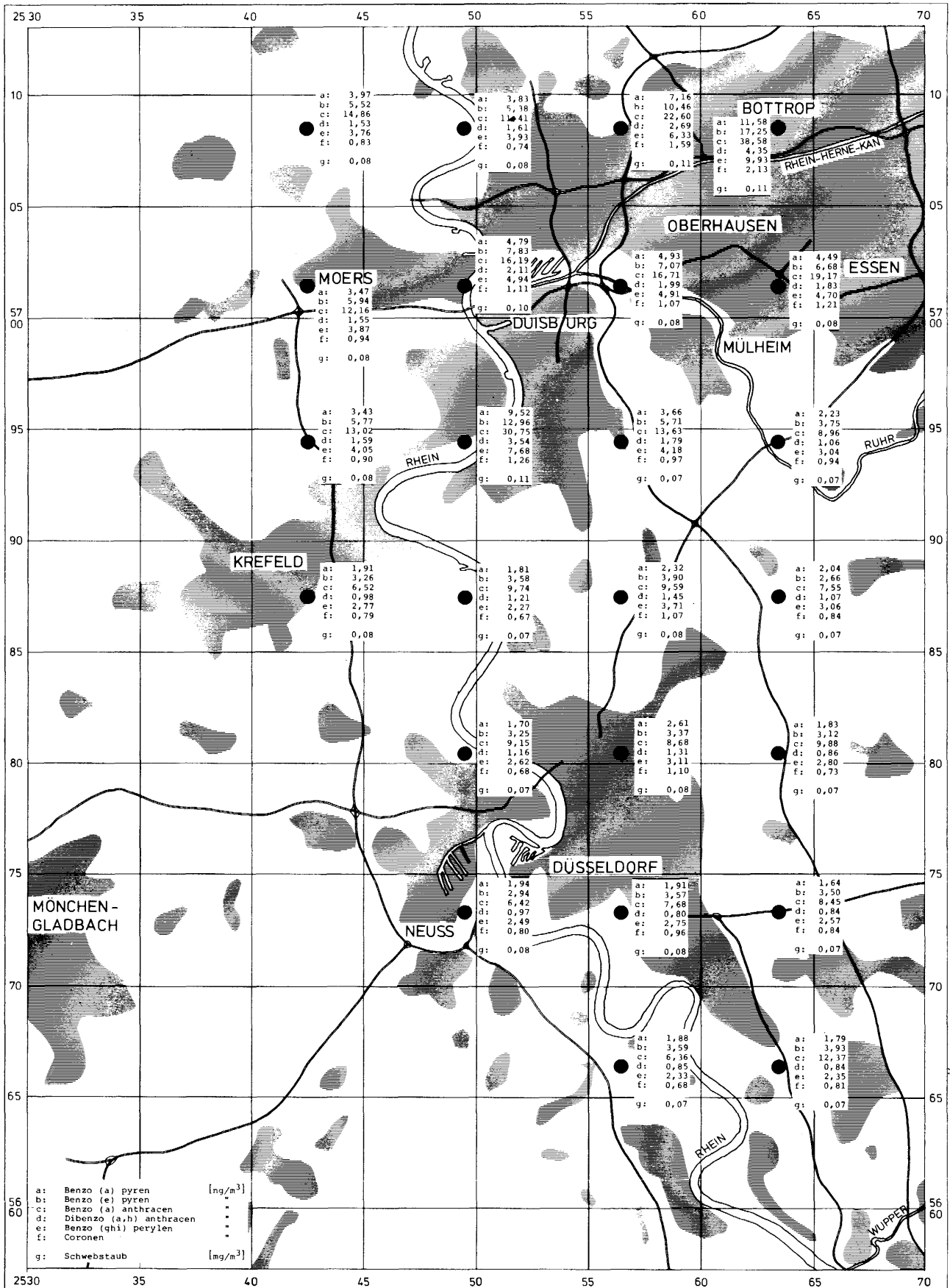
106. Für die Immission polyzyklischer aromatischer Kohlenwasserstoffe (PAH) wird vielfach Benzo(a)pyren als Leitkomponente genommen. Eine regelmäßige Überwachung erfolgt bisher nur an wenigen Stationen. Seit 1979 wird die Überwachung in städtischen Gebieten verstärkt betrieben. Die Immissionen sind durch eine starke Abhängigkeit von der Jahreszeit gekennzeichnet, wobei die höchsten Konzentrationen in der Heizperiode erreicht werden. In den vergangenen zehn Jahren wurde ein starker Rückgang der mittleren Belastung in städtischen Gebieten festgestellt, der um so stärker ausgeprägt ist, je höher das Belastungsniveau liegt. Werte oberhalb des Grenzwertvorschlages ($10 \text{ ng}/\text{m}^3$) werden nur noch relativ selten erreicht. Auch in ländlichen Gebieten ist ein leichter Rückgang zu verzeichnen (UBA, 1981).

107. 1979 hat die Landesanstalt für Immissionsschutz (LIS) des Landes Nordrhein-Westfalen damit begonnen, die an ihren Meßstationen in den Belastungsgebieten Rheinschiene Süd und Mitte sowie in Teilbereichen der Belastungsgebiete Ruhrgebiet West und Ruhrgebiet Mitte gesammelten Schwebstoffproben auf ihren Gehalt an PAH zu untersuchen. Wie Abb. 2.8 zeigt, liegen die für dieses Jahr an den einzelnen Meßstationen ermittelten Immissionen in einem Bereich zwischen 0,5 und $40 \text{ ng}/\text{m}^3$, wobei die Komponenten Benzo(a)anthracen und Benzo(e)pyren überwiegen (IXFELD, ELLERMANN, BUCK, 1981).

108. Da über das Vorkommen organischer Verbindungen in wenig belasteten Gebieten, darunter insbesondere den Waldschadensgebieten, kaum etwas bekannt ist, führte die LIS im September 1982 eine fünftägige, orientierende Meßkampagne zur Messung von 16 Kohlenwasserstoffen im Raum Müntertal (Forstbezirk Staufeu, südlicher Schwarzwald) durch. Die Ergebnisse der in verschiedenen Höhen auf Waldwegen durchgeführten Messungen sind in Tab. 2.20 zusammengestellt. An allen Meßpunkten kann die Belastung mit Kohlenwasserstoffen als äußerst niedrig eingestuft werden. Auch im Nebelkondensat konnten bei der Extraktion einer Probe mit Pentan nur geringste Spuren organischer Verbindungen nachgewiesen werden. Die Untersuchung des an einer Meßstelle (Kälbelesscheuer, Forstbezirk Staufeu) über 19 Tage gesammelten Aerosols ergab, daß die Hauptmenge des organischen Anteils des Aerosols die höheren Alkane (C_{16} bis C_{30}) natürlichen Ursprungs bilden. Hinzu kommen Ester, Alkohole, Ketone und Alkene, ebenfalls

Abb. 2.8

Jahresmittelwerte der Immission ausgewählter PAH nördliches Teilgebiet (Bezugsjahr: 1980)



Quelle: IXFELD, ELLERMANN, BUCK (1981)

Kohlenwasserstoff-Konzentrationen in verschiedenen Höhen des Münstertales, Schwarzwald, und Vergleich mit Literaturwerten (Angaben in ppm = 1 mm³ Substanz/1 m³ Luft)

Meßort	Ethen	Propan	Propen	n-Butan	Ethin	i-Pentan	n-Hexan	Benzol	Toluol	Xylole
300 m (n = 15)	2,3	1,0	0,2	1,0	3,3	1,2	0,2	0,8	0,9	<0,3
600 m (n = 15)	1,3	0,7	<0,1	0,7	2,1	0,7	<0,2	0,5	0,4	<0,3
900 m (n = 16)	1,1	0,8	<0,1	0,7	2,9	0,8	<0,2	0,5	0,3	<0,3
1 100 m ¹⁾ (n = 11)	1,9	0,9	<0,1	0,8	2,3	0,9	<0,2	0,7	0,5	<0,3
Kälbelesscheuer (n = 7)	0,8	0,4	<0,1	0,2	0,7	0,3	<0,2	0,3	0,2	<0,3
Eifel, Sommerwerte ²⁾	0,1–0,3	0,8	0,1–0,5	0,5	0,7	0,3				
Taunus ³⁾	4	0,8	0,7	1,0	3,0	2,0				

¹⁾ Ergebnisse möglicherweise beeinflusst von einem Wanderparkplatz und einer nahegelegenen Straße.

²⁾ nach RUDOLPH, EHHALT, GRAVENHORST (1980).

³⁾ nach NEUBER, GEORGII, MÜLLER (1981).

Quelle: PRINZ, KRAUSE, STRATMANN (1982)

natürlichen Ursprungs. Menschlich verursacht dürfte ein substituierter Naphthalinabkömmling C₁₆H₁₈ und möglicherweise ein aromatischer Kohlenwasserstoff C₁₈H₃₀ sein. Hinweise auf phytotoxische organische Verbindungen wurden nicht gefunden (PRINZ, KRAUSE, STRATMANN, 1982).

2.4.4 Photooxidantien-, insbesondere Ozon-Immission

109. Zur Zeit ist es noch schwierig, die Konzentrationen der anderen Photooxidantien neben Ozon zu messen. Lediglich für Peroxiacetylnitrat (PAN) liegen Messungen — hauptsächlich des Landes Nordrhein-Westfalen — im Rhein-Ruhr-Gebiet vor. Danach betragen die Spitzenkonzentrationen an der Station Köln-Rodenkirchen 30,5 µg/m³ (6,1 ppb), an der Universität Bonn 25 µg/m³ (5 ppb) und an der Station Essen 18 µg/m³ (3,6 ppb) (BRUCKMANN, MÜLDER, 1979; BRUCKMANN, EYNCK, 1979). Der 50 %-Wert und 95 %-Wert betragen in Köln im Sommer 1979 lediglich 4,3 µg/m³ (0,85 ppb) bzw. 13,5 µg/m³ (2,7 ppb). PAN-Messungen in wenig belasteten Gebieten Deutschlands liegen nicht vor. Wegen des Bildungsmechanismus von PAN und wegen des thermischen Gleichgewichts zwischen Stickstoffdioxid und Peroxiacetylradikalen können aber die angegebenen PAN-Konzentrationen in erster Näherung auch für diese Gebiete als eine Abschätzung von oben dienen (PRINZ, KRAUSE, STRATMANN, 1982).

Daher ist es nach wie vor sinnvoll, Ozon als Leitkomponente der Photooxidantien zu verwenden.

110. Ozon liegt als natürlicher Bestandteil der Atmosphäre in den bodennahen Luftschichten in Konzentrationen von bis zu 80 µg/m³ im Sommer und 20 bis 30 µg/m³ im Winter vor. Als durchschnittlicher Ozonpegel der Atmosphäre in Reinluftgebieten wird 60 µg/m³ (TNO, 1978) bis 90 µg/m³ (FRICKE,

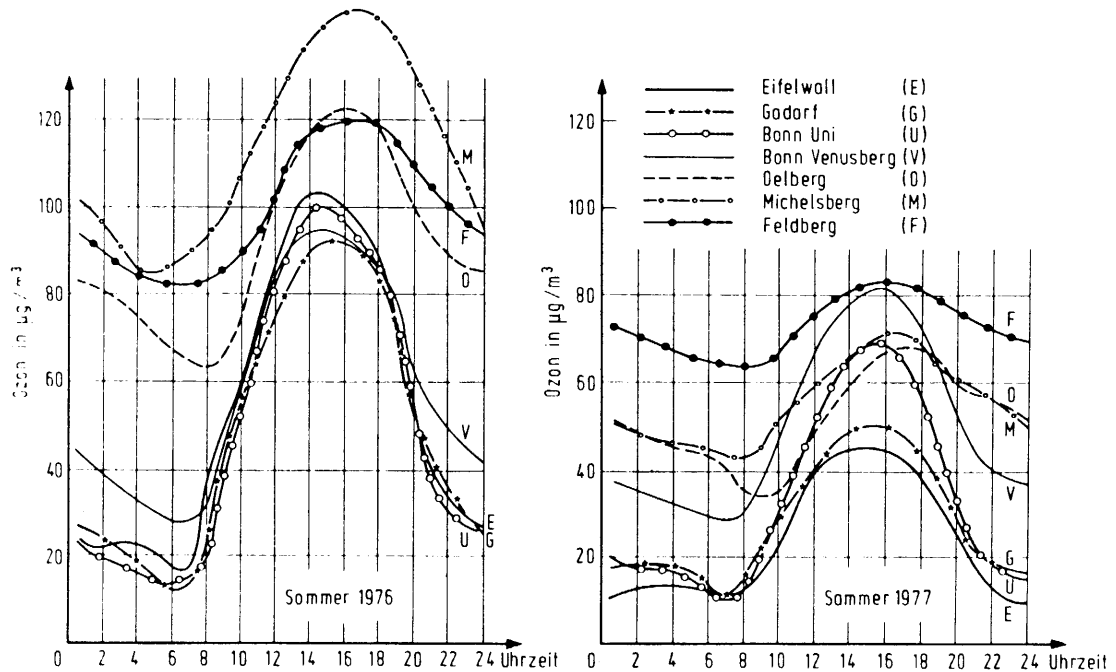
1979) angegeben. Durch anthropogen verursachte photochemische Reaktionen können über Mitteleuropa großräumige Werte von über 200 µg/m³ erreicht werden. In der Bundesrepublik Deutschland wird der von der VDI-Kommission „Reinhaltung der Luft“ empfohlene MIK-Wert (Studenmittelwert) von 150 µg/m³ je nach Stärke der sommerlichen Einstrahlung an etwa 5 bis 20 Tagen überschritten; kurzzeitig treten Konzentrationen von über 300 µg/m³ auf. Die Immission ist meist am Rand der Ballungsgebiete und in den angrenzenden ländlichen Gebieten höher als in den Zentren der Ballungsgebiete selbst (UBA, 1981).

111. In der Bundesrepublik Deutschland werden seit einigen Jahren in verschiedenen Ballungsräumen Ozonmessungen in Bodennähe regelmäßig durchgeführt:

- Im Rahmen einer Modelluntersuchung im Köln-Bonner Raum über die Smogbildung wurde ein Bodenmeßnetz betrieben, das heute im wesentlichen auf die Stadt Köln beschränkt von ihr fortgeführt wird. Abb. 2.9 zeigt die mittlere Tagesgänge an den zum Teil städtisch, zum Teil ländlich geprägten Stationen.
- Die Landesanstalt für Immissionsschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (neuere Meßergebnisse in LIS 1982) hat außerdem Meßstationen in Köln-Rodenkirchen (seit 1976), Bonn (seit 1977), Essen (seit 1978) und an weiteren Plätzen im Ruhrgebiet (1981/82).
- Seit 1979 wird in Mainz-Mombach und Ludwigshafen-Mundenheim vom Landesgewerbeaufsichtsamt Rheinland-Pfalz gemessen.
- In Mannheim, Karlsruhe, Freiburg, Eggenstein, Bad Cannstadt und Heilbronn führt die Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg seit 1975, 1976, 1977, 1978 bzw. 1981 regelmäßige Messungen durch.

Abb. 2.9

Mittlerer Tagesgang in den Sommermonaten (Juni bis August) der Jahre 1976 und 1977 an Bodenmeßstationen im Raum Köln/Bonn



UBA 1981	Mittlerer Tagesgang der Ozon-Konzentrationen in den Sommermonaten (Juni bis August 1976 und 1977)	LU-Imm 057
-------------	--	---------------

Quelle: UBA (1981)

— Seit 1978 mißt das Bayerische Landesamt für Umweltschutz in Augsburg, Aschaffenburg, Nürnberg und München.

112. Beispielhaft sind für Stationen in Bonn, Köln und Essen in Tab. 2.21 die Überschreitungshäufigkeiten gewisser Schwellenwerte durch gemessene Halbstundenwerte der Sommerhalbjahre 1976—1980 zusammengestellt. Tagesmittelwerte über 100 µg/m³ sind in Ballungsgebieten die Ausnahme, aber es werden dort auch Überschreitungen des Schwellenwertes von 240 µg/m³ häufiger beobachtet.

113. Ergebnisse fortlaufender Ozon-Messungen in wenig belasteten Gebieten liegen von einigen Meßstellen des UBA-Meßnetzes vor. Sie sind für die Waldschadensgebieten nahegelegenen Stationen Schauinsland (1205 m) und Brotjacklriegel (1016 m) in Abb. 2.10 zusammengefaßt. Es zeigt sich, daß die Ozon-Tagesmittel in Reinluftgebieten erheblich höher liegen als in Ballungsgebieten: Sie liegen in der Mehrzahl über 100 µg/m³, einige überschreiten sogar 200 µg/m³. Selbst im Winterhalbjahr treten Ta-

gesmittel von 100 bis 120 µg/m³ auf, im ausgeprägten Gegensatz zu Ballungsgebieten, wo die Tagesmittel im Winter bei 20 bis 40 µg/m³ liegen. Umgekehrt sind die Spitzenkonzentrationen in Reinluftgebieten niedriger als in Ballungsgebieten: Während Überschreitungen des Schwellenwertes von 240 µg/m³ in Ballungsräumen häufiger sind, kommen solche Meßwerte am Brotjacklriegel gar nicht und am Schauinsland selten vor. Die Station Schauinsland ist mit 235 Stundenwerten einer Ozonkonzentration über 200 µg/m³ — entsprechend dem dort stärkeren Einfluß menschlich verursachten Ozons — deutlich mehr belastet als die Station Brotjacklriegel mit acht Stundenwerten im gleichen Untersuchungszeitraum (PRINZ, KRAUSE, STRATMANN, 1982).

114. In einem Gebiet mit ausgeprägten Waldschäden im Raum Münstertal, südlicher Schwarzwald, in 910 m Höhe hat die Landesanstalt für Immissionsschutz des Landes Nordrhein-Westfalen vom 15. 9. 1982 bis 20. 9. 1982 orientierende Ozonmessungen an einer festen Station („Kälbelesscheuer“)

Überschreitungshäufigkeiten der angegebenen Schwellenwerte durch die in Bonn, Köln und Essen in den Sommerhalbjahren 1976–1980 gemessenen Halbstundenwerte (in Klammern: Anteil der den MIK-Wert 150 µg/m³ überschreitenden Halbstundenwerte)

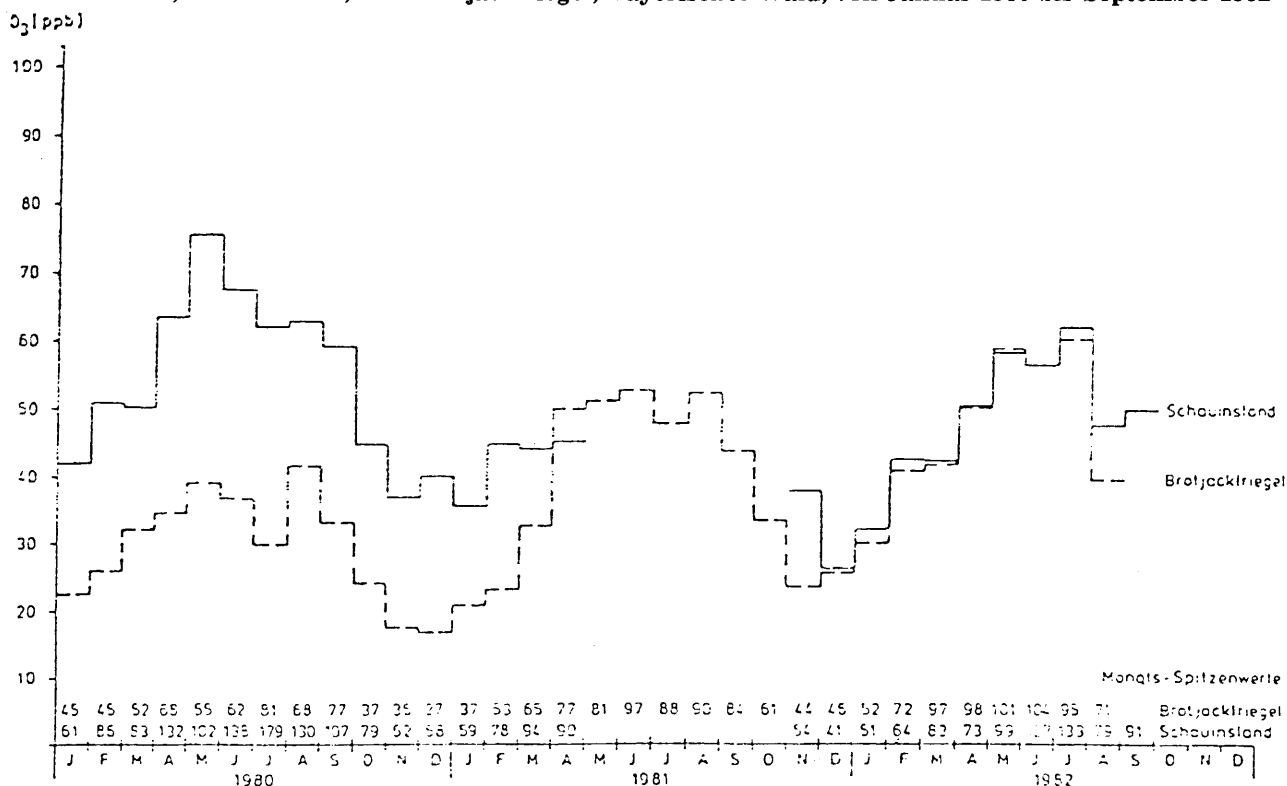
Meßstation	Meßzeitraum	Anzahl der Halbstundenwerte ≥				Maximalwert [µg/m³]	Anzahl der Tage mit Halbstundenwerten ≥			
		150 µg/m³	200 µg/m³	240 µg/m³	300 µg/m³		150 µg/m³	200 µg/m³	240 µg/m³	300 µg/m³
Bonn 1	5. 7.–30. 9. 1977	26 (1 %)	5	4	0	291	3	1	1	0
	11. 4.–30. 9. 1978	106 (1,4 %)	31	6	3	318	14	5	2	1
	1. 4.–30. 9. 1979	54 (0,6 %)	0	0	0	188	12	0	0	0
	1. 4.–30. 9. 1980	100 (1,2 %)	29	5	0	274	10	4	2	0
Bonn 2	11. 7.–30. 9. 1977	85 (2,7 %)	38	20	4	392	12	8	4	3
	23. 5.–30. 9. 1978	113 (1,8 %)	40	8	1	306	17	7	3	1
	1. 4.–30. 9. 1979	216 (2,5 %)	10	0	0	234	27	4	0	0
	10. 4.–30. 9. 1980	207 (2,5 %)	56	24	1	302	22	5	4	1
Bonn 3	15. 8.–28. 9. 1977	0	0	0	0	134	0	0	0	0
	1. 4.–30. 9. 1978	92 (1,2 %)	11	4	2	359	14	6	1	1
	1. 4.–30. 9. 1979	51 (0,9 %)	7	0	0	221	11	1	0	0
Köln	15. 4.–18. 8. 1977	102 (1,7 %)	11	6	4	410	15	3	2	1
	1. 6.–30. 9. 1978	137 (4,2 %)	71	35	9	326	20	6	3	3
	14. 5.–13. 9. 1979	137 (3,0 %)	19	1	0	244	19	4	1	0
	22. 5.–12. 9. 1980	104 (2,1 %)	33	5	0	274	11	4	1	0
	21. 5.–22. 7. 1976*)	402 (14 %)	132	68	8	370				
Essen	1. 6.–30. 9. 1978	104 (2,5 %)	17	0	0	226	12	3	0	0
	14. 5.–13. 9. 1979	104 (2,0 %)	16	5	0	270	18	3	1	0

*) zum Vergleich

Quelle: BRUCKMANN, ELLERMANN, IXFELD (1982)

Abb. 2.10

Monatsmittelwerte und Monats-Spitzenwerte der Stundenmittel der Ozonimmission an den Stationen Schauinsland, Schwarzwald, und Brotjacklriegel, Bayerischer Wald, von Januar 1980 bis September 1982



Quelle: PRINZ, KRAUSE, STRATMANN (1982)

durchgeführt. Tab. 2.22 zeigt die gemessenen Tagesmittel und höchsten Halbstunden-Mittel im Vergleich mit den entsprechenden Werten der Meßstelle Freiburg, die die großräumige Belastung des Rheintales kennzeichnen, und denen der Meßstelle Köln-Rodenkirchen in einem stark Ozon-Vorläuferstoffe emittierenden Ballungsgebiet. Entsprechend der ausgedehnten, spätsommerlich warmen Hochdruck-Wetterlage mit beträchtlicher Sonnenstrahlung (etwa 10 Stunden) war sowohl im Rheintal als auch in Köln die Ozonbildung stark, jedoch lagen die Tagesmaxima in Freiburg etwas höher. Die Tagesmittelwerte zeigen ein abweichendes Bild: An der Meßstation Kälbelescheuer liegen sie um 20 bis 30 % über denen in Freiburg und etwa dreimal so hoch wie in Köln (PRINZ, KRAUSE, STRATMANN, 1982).

Tab. 2.22

Tagesmittelwerte und höchste Halbstundenwerte der Ozonimmission in Freiburg, an der Meßstation Kälbelescheuer im südlichen Schwarzwald und an der Meßstation Köln-Rodenkirchen (Angaben in $\mu\text{g}/\text{m}^3$)

Datum	$\text{O}_{3\text{max}}$ ($\frac{1}{2}\text{h}$ -Mittel)			O_3 (Tagesmittel)		
	Frei.	Kälb.	Köln	Frei.	Kälb.	Köln
Mi., 15. 9. 82	264					
Do., 16. 9. 82	272					
Fr., 17. 9. 82	281	180 ¹⁾	213	122	150 ¹⁾	57
Sa., 18. 9. 82	210	154	219	102	133	40
So., 19. 9. 82	192	158	166	109	123	51
Mo., 20. 9. 82	126	110	51	83	100 ¹⁾	21

¹⁾ Datensatz unvollständig durch Meßwertausfälle

Quelle: PRINZ, KRAUSE, STRATMANN (1982)

Zu den bayerischen Stationen, an denen fortlaufend Ozon gemessen wird, gehören in der Nähe von Waldschadensgebieten die Stationen in Arzberg, Oberfranken, und am Kleinen Arber, Bayerischer Wald. MÜCKE und STRAUSS (1982) geben für Bayern pauschal eine mittlere Ozonbelastung von $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und maximale Werte von bis zu über $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ an.

115. Wegen der gestiegenen Stickstoffoxid-Emissionen und der zumindest gleichgebliebenen Kohlenwasserstoffbelastung sollte man grundsätzlich einen steigenden Trend der Ozonbelastung annehmen. Insgesamt reichen die vorliegenden Meßergebnisse wegen der starken, auch wetterbedingten, jährlichen Schwankungen für eine Tendaussage nicht aus. Lediglich für die Reinluftstation Hohenpeißenberg (1000 m über NN) liegen Messungen des bodennahen Ozongehalts bereits seit 1967 vor, und hier ist ein deutlich ansteigender Trend zu erkennen (ATTMANNSPACHER, 1982; PRINZ, KRAUSE, STRATMANN, 1982).

2.4.5 Halogenwasserstoff-Immission

116. Wegen der in der Regel geringen Schornsteinhöhe Fluorwasserstoff emittierender Betriebe (z. B. Ziegeleien, Aluminiumwerke usw.) treten mitunter sehr deutliche Wirkungen im Nahbereich auf. Erst spät wurde erkannt, daß Fluorwasserstoff auch bei Kohlefeuerung entsteht und bei hohen Schornsteinen auch gewisse großräumige Belastungen möglich sind (Rat von Sachverständigen für Umweltfragen 1981, Tz. 233).

117. Fluorwasserstoff-Immissionen werden aus meßtechnischen Gründen nur flächenbezogen durch Stichprobenmessungen überwacht. 1979 wurden Messungen auf etwa 1300 km^2 in Industriegebieten durchgeführt. Nur vereinzelt wurden mittlere Belastungen auf 1 km^2 -Meßflächen oberhalb $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (IW 1-Wert der TA Luft-Entwürfe 1978, 1981 und 1982) festgestellt; etwa 60 Meßflächen im Industriegebiet Nordrhein-Westfalen wiesen Kurzzeit-Belastungen oberhalb $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (IW 2-Wert der TA Luft-Entwürfe 1978, 1981 und 1982) auf (UBA, 1981).

118. Eine ältere flächendeckende Messung in Teilen des Rhein-Ruhr-Gebiets brachte folgendes Ergebnis: Der Langzeitgrenzwert der TA Luft 1974 für Fluorwasserstoff ($2 \mu\text{g}/\text{m}^3$) wurde nirgends überschritten, in 99 % der Fläche lag der Jahresmittelwert unter $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$; der Kurzzeitgrenzwert ($4 \mu\text{g}/\text{m}^3$) wurde auf größeren zusammenhängenden Flächen nicht überschritten (Rat von Sachverständigen für Umweltfragen 1978, Tz. 513). Neuere Messungen im Rhein-Ruhr-Gebiet wiesen eine deutliche Abnahme der Immission an Fluoriden nach (BUCK, IXFELD, ELLERMANN, 1982 a).

119. Man kann heute von Jahresmitteln der Belastung mit gasförmigen anorganischen Fluorverbindungen (gerechnet als Fluoride) ausgehen, die in ländlichen Gebieten bei $0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ knapp über der Nachweisgrenze liegen, in Ballungsgebieten auf rd. $0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und in der engeren Umgebung von Emitenten auch etwas über $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ — alle Angaben als $1 \times 1 \text{ km}^2$ -Flächenmittel — ansteigen können. Charakteristisch für Fluorwasserstoff-Immissionen sind kurzzeitige Konzentrationsspitzen, die ein Vielfaches des Immissionswertes von 1 oder $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ausmachen können.

120. Chlorwasserstoff-Immissionen werden nur vereinzelt durch flächenbezogene Messungen erfaßt und zwar 1979 auf etwa 400 km^2 in 1 km^2 -Meßflächen. Mittlere Konzentrationen von $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (IW 1 = $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$) und kurzzeitige Belastungen von $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ werden praktisch nicht überschritten (UBA, 1981). Bundesweit kann man für die Belastung mit gasförmigen anorganischen Chlorverbindungen (gerechnet als Chloride) $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ansetzen — ein Wert der an der Nachweisgrenze liegt.

2.4.6 Schwermetall-Immissionen

121. Aus humanmedizinischem Interesse wird vorrangig die Schwebstoff-Immission von Blei und

Cadmium gemessen, in geringerem Umfang auch von Zink. Aussagen über die Immission der anderen in Abschnitt 2.2.5 angesprochenen Spurenelemente sind daher nur sehr begrenzt möglich. Im einzelnen werden Blei-, Zink- und Cadmium-Immissionen im Rahmen des „Mehrkomponenten-Meßprogramms“ des Landes Nordrhein-Westfalen in den dortigen Belastungsgebieten gemessen (IX-FELD, ELLERMANN, BUCK, 1981). Blei wird auch an fünf Stationen im ländlichen Raum erfaßt (UBA, 1981).

122. Die Bleikonzentration war im Jahre 1975 in europäischer Hochgebirgsluft um eine Größenordnung höher als in ozeaner Reingluft (Tab. 2.23). In unbelasteten Waldgebieten des deutschen Mittelgebirges betrug die Konzentration gegenüber der Hochgebirgsluft das fünffache ($0,15 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Dieses Verhältnis scheint sich auch bis 1980 nicht wesentlich verändert zu haben. In Siedlungsgebieten, die

weder besonders hohe Kraftverkehrsdichte noch andere bedeutende Emittenten aufweisen, beträgt die Bleikonzentration im Schwebstaub etwa $0,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$. In Großstädten ist die Bleikonzentration seit Inkrafttreten der 2. Stufe des Benzinbleigesetzes am 01.01.1976 gegenüber früheren Werten stark vermindert. Es kann davon ausgegangen werden, daß heute im Jahresmittel der in der Diskussion befindliche Grenzwert von $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ überall eingehalten wird. In unmittelbarer Nähe von industriellen Großemittenten (Eisen- und Stahlbereich, NE-Schwermetallhütten) liegen die Bleikonzentrationen zwischen $0,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Der vorgeschlagene Immissionsgrenzwert von $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ wird auch in der Nähe solcher Betriebe im Jahresmittel weitgehend eingehalten. Ebenso wie bei Verkehrsstaus in Großstädten ist jedoch auch hier nicht auszuschließen, daß für kurze Zeit sehr hohe Konzentrationen von Blei im Schwebstaub auftreten können, die den Wert von $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ um ein Mehrfaches überschreiten (JOCKEL, et al. 1982, dort Original-Literatur).

Tab. 2.23

Schwebstaub- und Blei-Immissionskonzentration in unterschiedlich belasteten Gebieten

Standort Region	Charakterisierung der Umgebung	Jahr der Messung	Immissionskonzentration	
			Schwebstaub $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Bleianteil $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Forschungsschiff „Meteor“ 20° N	Atlantische Meeresluft	1975	15	0,0054
St. Moritz „Corviglia“	Hochgebirge 2500 m ü. N. N.	1975	21	0,037
Kleiner Feldberg (Taunus)	Siedlungs- und industriefernes Waldgebiet	1975	40	0,15
Bliesgau/Saarland	unbelastetes Waldgebiet	1980	45	0,12
Iserlohn	Randzone industr. Ballungsgebietes	1980	56	0,21
Berlin	Meßstelle von Pkw-Verkehr beeinflußt	1975	—	3,1
		1976	—	1,0
		1977	—	2,1
Hamburg	Innenstadt-Hochhaus (80 m)	1976	70	0,34
Ruhrgebiet	Industrielles Ballungsgebiet	1976–77	—	0,5–0,8
		1980	—	0,4–0,6
Dortmund	Eisen- und Stahlindustrie in unmittelbarer Nähe	1976–77	—	1,4–1,7
		1980	—	1,5
Goslar-Oker	NE-Schwermetallhütte in der Nähe	1977–78	100	0,64
Nordenham	NE-Schwermetallhütte in der Nähe	1975–76	—	1,05
Duisburg	NE-Schwermetall- und Stahl und Eisenverhüttung in der Nähe	1975–76	—	0,94
		1980	—	0,80
Stolberg	NE-Schwermetallhütten in der Nähe	1974	—	2,25
			—	1,85
Grenzwert lt. TA Luft			100	2 ¹⁾

1) Zur Zeit noch Vorschlag

JOCKEL et al. (1982), dort Original-Literatur

123. Werte der *Cadmium*-Immission (Tab. 2.24) hat der Rat früher schon vorgelegt (Rat von Sachverständigen für Umweltfragen 1978, Tz. 511). Der 2. Immissionschutzbericht der Bundesregierung (1982) gibt für Städte Pegelwerte zwischen 5 und 13 ng/m³ an und für ein Erholungsgebiet im Taunus 0,8 ng/m³ (1978). Vorgeschlagen ist in den TA Luft-Entwürfen 1978 und 1981 ein Langzeit-Immissionsgrenzwert von 40 ng/m³. Nur in Einzelfällen wird in dem genannten nordrhein-westfälischen Industriegebiet ein Wert von 20 ng/m³ überschritten; im allgemeinen liegen die Immissionen in städtischen Gebieten nur ausnahmsweise oberhalb 10 ng/m³ und in ländlichen Gebieten unterhalb 0,4 ng/m³ (IX-FELD, ELLERMANN, BUCK, 1981; UBA, 1981). Dagegen liegen nach UBA (1982 d) die Meßwerte an Reinluftstationen zwischen 0,4 und 1,7 ng/m³.

Tab. 2.24

Cadmium-Immissionen in unterschiedlichen Gebieten

Gebiet	Jahresmittel ng/m ³
Reinluftgebiete (90 % der Ländliche Gebiete Gesamtfläche)	etwa 1 2– 3
Ballungsgebiete ohne spezifische Emittenten (5 % der Gesamtfläche) . . .	5–15
Ballungsgebiete mit spezifischen Emittenten (5 % der Gesamtfläche) . . .	15–25
Gebiete in unmittelbarer Nähe von Emittenten (Umkreis etwa 1–2 km) . . .	bis etwa 60

Quelle: UBA (1977b) entnommen Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (1978), mit Flächenanteilen nach SCHULTE-SCHREPPING (1978) versehen

124. Die Zink-Immission erreicht in diesem Gebiet nur 5 bis 10 % des MIK-Wertes von 50 µg/m³ im Jahresmittel (UBA, 1981; Rat von Sachverständigen für Umweltfragen, 1978; Tz. 510).

2.4.7 Säurekonzentration in Niederschlägen

125. Der pH-Wert des Niederschlagwassers dient als einfacher Parameter für seinen Säuregrad. Destilliertes Wasser im thermodynamischen Gleichgewicht mit dem atmosphärischen Partialdruck des Kohlendioxids ist schwach sauer und hat bei einer Temperatur von 20 Grad Celsius einen pH-Wert von 5,6. Aufgrund der in der Atmosphäre immer vorhandenen Kondensationskerne ist — und wäre auch ohne von Menschen verursachte Emissionen — der pH-Wert des Regens tatsächlich ein anderer, z. B. sind über Lößgebieten vermehrt Partikel mit alkalischer Reaktion aus dem Bodestaub zu erwarten.

126. Die Messung des pH-Wertes im Niederschlagwasser ist nicht unproblematisch: Der pH-Wert des Niederschlags ist abhängig vom Zeitpunkt der Mes-

sung. Er ist zu Beginn eines Schauers niedrig, steigt mit Fortschreiten des Niederschlags aber an. Entsprechend sind die Konzentrationen an Schwermetallen usw. zunächst hoch und fallen dann asymptotisch ab. Wegen der Schwankungen der pH-Werte werden üblicherweise Mittelwerte gebildet. Eine arithmetische Mittelung gibt dabei Kurzschauern mit niedrigem pH-Wert das gleiche Gewicht wie einem Landregen mit höherem pH-Wert.

127. Aus der Betrachtung des Kondensationsvorgangs, der Quellen der Kondensationskerne und der atmosphärischen Spurenstoffe muß der behauptete pH-Wert eines „unbelasteten“ Regens von 5,6 in Frage gestellt werden. SEQUEIRA (1982) gibt gemessene pH-Werte an, die in wenig belasteten Gebieten (Samoa, Westküste Indiens, Hawaii) zwischen 4,6 und 5,3 liegen; hingegen zeigen Landstationen in Texas und Colorado Werte um 6,2 — offenbar unter dem Einfluß von alkalischen Bodenabtragungen.

128. CHARLSON und RODHE (1982) kommen aufgrund numerischer Abschätzungen zu dem Schluß, daß in abgelegenen Gegenden der pH-Wert des Niederschlags in Abwesenheit von basischen Stoffen bei 5 liegen kann. Nimmt man den Schwefelkreislauf allein in Ansatz, so wird man je nach dem betrachteten Ort pH-Werte zwischen 4,5 und 5,6 finden. Unter realistischeren Bedingungen, d. h. unter Betrachtung von mehreren Stoffen (Ammoniak, Schwefeldioxid, Kohlendioxid, Schwefelsäure und Wasser), findet man im Ladungsgleichgewicht und für mittlere Temperaturen in unseren Breiten pH = 4,6. Dieser Wert ist allerdings nur unter diesen simulierten naturnahen Bedingungen möglich, ist aber realistischer als der berichtete Wert von 5,6. Das heißt aber auch, daß der Niederschlag in geringerem Ausmaß saurer geworden ist, als häufig angegeben wird.

129. Ältere Veröffentlichungen (z. B. KAYSER, JESSEL, KÖHLER, RÖNICKE, 1974) stützen sich auf ein sehr unterschiedliches Datenmaterial; weder die dort dargestellte Absenkung des pH-Wertes noch insbesondere sein periodischer Gang mit der Jahreszeit sind heute nachvollziehbar. Messungen des Regen-pH-Wertes unter eindeutigen Randbedingungen gibt es erst seit etwa 1970. Aus ihnen ist eine weitere Absenkung des pH-Wertes nicht abzuleiten. Die Zeitverläufe des pH-Werts, die im Rahmen eines Meßprogramms der Meteorologischen Weltorganisation (WMO) im nassen Niederschlag an Reinluftstationen des UBA von 1976—1981 gemessen wurden, zeigen weder ein Absinken noch einen Jahresgang (UBA, 1982 c). Messungen des pH-Wertes im Gletschereis lassen nur sehr bedingt Schlüsse auf den früheren Säuregrad des Regens zu (Vermischung, Substanzverlust, mangelnde Repräsentativität für Europa). Nach dem Urteil von GEORGII (1982) wird man trotz des Mangels an verlässlichen Untersuchungen von einem Absinken des pH-Werts in den 60er Jahren ausgehen können. An der Säurebildung im Niederschlagwasser sind Sulfat mit 50—60 %, Nitrat mit 25—30 % und Chlorid gewöhnlich unter 15 % beteiligt (GEORGII, PER-

SEKE u. ROHBOCK, 1982). Der Chloridgehalt ist im Ruhrgebiet und in Küstennähe höher.

130. Ausschlaggebend im Hinblick auf die Wirkung ist möglicherweise nicht die mit dem pH-Wert gemessene Konzentration der Protonen (Wasserstoffionen H^+) sondern der Eintrag unterschiedlich starker Säuren und Säurebildner. Die Aussagekraft des pH-Wertes der Niederschläge ist insofern gering, als er keinen Aufschluß über den Anteil der starken und schwachen Säuren am Säuregrad gibt. Die Stärke einer Säure kann durch den sogenannten Säureexponenten pK , d.h. den mit -1 multiplizierten dekadischen Logarithmus ihrer (temperaturabhängigen) Dissoziationskonstanten gemessen werden, der nicht mehr — wie der pH-Wert — von den Konzentrationen der beteiligten Ionen abhängt, sondern eine stoffspezifische Eigenschaft ist.

131. In der quantitativen Bestimmung der Regeninhaltsstoffe sind die Probleme gegenüber der pH-Wert-Bestimmung eher noch verschärft. Neuere Messungen der Hauptinhaltsstoffe von Regenwasser gibt die Tab. 2.25 wieder. Einen vergleichsweise hohen Gehalt an anorganischen Inhaltsstoffen haben PRINZ, KRAUSE, STRATMANN (1982) in dem im Raum Münstertal, Schwarzwald, vom 27. 10. bis 26. 11. 1982 gewonnenen Nebelkondensat gefunden, wie Tab. 2.26 zeigt.

Tab. 2.25

Schadstoffkonzentrationen im Regenwasser bei unterschiedlicher Niederschlagsmenge

Regenhöhe mm	NH_4^+ g/m ³	NO_3^- g/m ³	SO_4^{2-} g/m ³	Cl^- g/m ³
0,3	13,1	9,3	58,4	17,5
0,3– 1,0	5,0	5,8	30,0	7,1
1,1– 3,0	2,6	2,6	19,8	3,4
3,1– 7,0	1,9	2,0	9,4	1,7
7,1–11,0	1,6	1,7	7,0	1,4
11,0	1,9	1,2	5,8	1,3

Quelle: SONTHEIMER, SPINDLER, ROHMANN (1980)

Tab. 2.26

Anorganische Spurenstoffe im Nebelkondensat, Probe-
nahme 27. 10. bis 26. 11. 82 im Münstertal, südlicher
Schwarzwald (Angaben in $\mu\text{mol/l}$)

pH	4,1	NH_4^+	377 ^{a)}	Pb	<1,5
SO_4^{2-}	199,5	Mg^{2+}	16,9	Zn	<2,5
NO_3^-	390 ^{a)}	Na^+	269,7	Cd	0,03
Cl^-	147 ^{a)}	K^+	43,2	Cu	<0,6
F^-	1,6 ^{b)}	Ca^{2+}	109,5		

^{a)} Mitteilung von Prof. Klockow, Dortmund

^{b)} Mitteilung von Dr. Brockhaus, Düsseldorf

Quelle: PRINZ, KRAUSE, STRATMANN (1982)

2.5 Deposition

2.5.1 Trockene und feuchte Deposition

132. Aus der Immission eines Schadstoffes in der bodennahen Schicht folgt in mehr oder weniger großem Ausmaß sein Übergang in Boden, Wasser oder Vegetation, der „Deposition“ genannt wird. Dabei handelt es sich nicht notwendigerweise um eine Sedimentation unter dem Einfluß der Schwerkraft, sondern um eine pauschale Beschreibung der Bilanz eines Inhaltsstoffs der bodennahen Luft an der Grenze zwischen Atmosphäre und Boden, Wasser oder Vegetation. Die wichtigsten Mechanismen der Deposition, deren Wirksamkeit vom Aggregatzustand der einzelnen Immissionskomponenten, ihren physikalisch-chemischen Eigenschaften, wie Reaktionsfähigkeit und Löslichkeit, vom aerodynamischen und meteorologischen Atmosphärenzustand und von den Eigenschaften der Akzeptorfläche abhängt, sind:

- Der Niederschlag von Gasen und Partikeln durch Ausregnen (rainout). Aerosolpartikel werden in die sich bildenden Wolkentröpfchen als Kondensationskerne eingebunden, weitere Partikel lagern sich infolge ihrer Brownschen Bewegung an. Gase werden von den Tropfen absorbiert.
- Der Niederschlag von Gasen und Partikeln durch Auswaschen (washout). Fallende Regentropfen absorbieren Gase und Aerosole.
- Sedimentation von Teilchen mit einem Radius von mehr als $5\mu\text{m}$ unter Einwirkung der Schwerkraft.
- Ablagerung von der Luft getragener Teilchen durch Aufprallen auf Boden, Wasser, Vegetation und Materialien.
- Absorption von Gasen durch Boden, Wasser, Vegetation und Materialien.

133. Auch an dieser Stelle ist auf die Schwierigkeit hinzuweisen, natürliche und vom Menschen verursachte Depositionen zu unterscheiden (Tz. 41 ff.). Überdies ist die Messung der Deposition noch nicht unproblematisch.

Während frühe Messungen der WMO sogenannte „bulk“-Messungen waren, in denen Niederschläge und Staub in Meßgeräten gesammelt wurden, die über längere Zeit geöffnet blieben, zeigte sich bald die Notwendigkeit, die während trockener oder Niederschlags-Perioden gesammelten Proben getrennt zu untersuchen. Es hatte sich nämlich gezeigt, daß sich nicht nur Unterschiede in der Zusammensetzung der Proben ergaben — auch von der Wirkungsseite her stellten sich unterschiedliche Forderungen.

134. „Trockene Depositionen“ und „nasse Deposition“ sind in diesem Sinne definiert und durch ihre getrennte Erfassung in unterschiedlichen Meßvorgängen: Was sich in einem Meßgerät ansammelt,

das sich bei Regen öffnet, bestimmt die nasse Deposition; was dagegen von dem Gerät, das sich bei Einsetzen von Niederschlag schließt, gesammelt wird, ist die trockene Deposition (GEORGII et al., 1982). Insofern die sich mit dem Nebel an den Flächen des Meßgeräts niederschlagenden Stoffmengen zur trockenen Deposition gezählt werden, stimmt diese Definition nicht völlig mit der nach der physikalisch anschaulichen Vorstellung getroffenen Einteilung überein. Abgesehen von diesem Grenzfall berücksichtigt die trockene Deposition nur im festen oder gasförmigen Zustand adsorbierte Stoffe. Dagegen trägt der Niederschlag gelöste und ungelöste Verbindungen zum Boden, die aus allen drei Aggregatzuständen kommen können. Die meßtechnischen Schwierigkeiten sind erheblich.

135. Meßstationen werden zur Zeit bevorzugt in Belastungsgebieten betrieben. Nur wenige „Reinluftstationen“ geben einen Hinweis auf den „natürlichen“ Zustand oder, besser gesagt, den Zustand eines weniger belasteten Gebietes. Die Zahl der Stationen reicht nicht aus, um allein Interpretationen nach regionalen Gesichtspunkten zuzulassen. Dazu müssen ergänzend vereinfachte Modellberechnung hinzutreten.

Die Messung der Inhaltsstoffe der trockenen und der nassen Deposition beschränkt sich zur Zeit auf Stoffe, die einerseits wegen ihrer leichten Meßbarkeit und andererseits wegen ihrer human-toxikologischen Bedeutung gewählt worden sind. Es muß damit gerechnet werden, daß im Hinblick auf Vegetationsschäden wegen dieser Auswahl Fehlschlüsse aus den Messungen möglich sind.

2.5.2 Filterwirkung der Vegetation und andere Anreicherungsverfahren insbesondere der trockenen Deposition

136. Für die feuchte Deposition gilt in guter Näherung, daß die mit ihr verbundenen Spurenstoffflüsse unabhängig sind von der Gestalt der Oberfläche, die sie aufnehmen. Wohl aber spielt die sogenannte Interzeption des Niederschlags eine Rolle. Darunter versteht man in der Meteorologie das teilweise Abfangen der Niederschläge durch die Pflanzendecke, die dadurch nicht zum Boden gelangen, sondern vorher wieder verdampfen (MÖLLER, 1973). (ULRICH, MAYER, KHANNA, 1979) verwenden diesen Begriff dagegen im Sinne einer gegenüber dem Freiland verstärkten Deposition, einem „Auskämmen“ von Gasen und Aerosolen in Wäldern.) Messungen in einer Hanglage am Hohenpeißenberg im bayerischen Alpenvorland ergaben, daß im Sommer 48 % des im Freiland gemessenen Regens durch den Wald hindurch unmittelbar und 13 % über die Nebeltraufe — das ist Haftung und Abfließen von Nebeltröpfchen vor allem an Bäumen — zum Boden gelangten; die restlichen 39 % waren nach der Interzeption wieder verdunstet. Verdunstung bedeutet auch, daß das Wasser, das den Waldboden erreicht, höhere Schadstoffkonzentrationen enthalten muß als der gleichzeitig im Freiland ge-

messene Niederschlag. Diese Konzentrationserhöhung bedeutet jedoch keine Erhöhung des Schadstoffflusses in den Boden (weitere Daten im Abschnitt 2.5.4).

137. An Waldrändern und insbesondere in Hanglagen trägt die Nebeltraufe zum Stofffluß bei. Bei horizontal treibendem Nebel wurden auf dem Hohenpeißenberg am Waldrand eine Nebeltraufe in Höhe von 57 % des echten Niederschlages und im Bestandesinneren noch von 20 % gemessen. Derartig hohe Werte kommen jedoch nur in solchen Lagen vor (MÖLLER, 1973). Die Auswirkungen dieses Effektes auf den Stoffeintrag sind nach einer ersten Abschätzung beträchtlich: Unter den Bestand übertragenden Bäumen sind kleinörtlich Depositionsraten für Schwefelverbindungen (gerechnet als Schwefel) von 20 g/m²a gefunden worden, verglichen mit 5 g/m²a unter Buchen — und 9 g/m²a unter Fichtenbeständen (ULRICH et al., 1979).

Wegen der in Mitteleuropa vorherrschenden Westwinde und der an der Luvseite von Bergen höheren Niederschläge ist zu erwarten, daß westliche Hanglagen höhere Schadstoffflüsse erfahren. Für die trocken deponierten Stoffe dürfte ähnliches zutreffen. Abschätzungen über die Größe dieses Effektes sind dem Rat nicht bekannt.

Auch für direkt angeströmte, also wieder bevorzugt westliche Waldränder ist eine erhöhte nasse Deposition anzunehmen. Für die trockene Deposition muß ebenfalls eine Erhöhung des Schadstoffflusses angenommen werden. Wegen der meßtechnischen Schwierigkeiten dürfte es schwerfallen, den Nachweis zu erbringen.

138. Die mit der trockenen Deposition verbundenen Spurenstoffflüsse sind oberflächenabhängig. Ihr Ausmaß hängt davon ab, ob der Boden feucht oder trocken ist, ob Wuchs vorhanden ist oder nicht, welcher Art ggf. die Vegetation ist oder welche chemischen Eigenschaften die der Deposition ausgesetzten Materialien haben. Dazu die folgenden Ausführungen; eine Übersicht über den Stand des Wissens findet sich bei SCHWELA (1977).

139. Bei der trockenen Deposition sind drei Einflußgrößen bedeutend:

- die für Ablagerung angebotene („effektive“) Oberfläche,
- die Art der Luftströmung nahe der Oberfläche und
- die Eigenschaften der Oberfläche.

Gemessen an einer völlig ebenen Fläche bieten schon eine vegetationslose Erdoberfläche wegen ihrer Rauigkeit eine größere Ablagerungsfläche an. In Abhängigkeit von Art und Höhe der Vegetation steigt die angebotene Fläche weiter an. Sie kann ein mehrfaches der darunter liegenden rein geometrisch bestimmten Fläche betragen.

140. In einem vereinfachten Bild (HIDY, 1973) findet der Übergang eines Luftschadstoffs in den Bo-

den so statt, daß ein Schadstoffmolekül oder ein Aerosolpartikel eine turbulente Luftschicht und eine darunter liegende laminar oder schlicht genannte Grenzschicht durchdringen muß, um die Oberfläche zu erreichen. Mit zunehmender Rauigkeit — in pauschaler Weise durch die „Rauigkeitslänge“ erfaßt, die in guter Näherung linear mit der Bewuchshöhe wächst (TANNER, PELTON, 1969; SCHWELA, 1977), aber auch von der Bewuchsdichtigkeit abhängt — wird die Luftströmung abgebremst und zusätzlich verwirbelt. Auch die schlichte Grenzschicht entwickelt dadurch einen turbulenten Charakter. Der Stofffluß in die Oberfläche wird infolgedessen in zweifacher Weise erhöht: Die teilweise „entleerte“ schlichte Grenzschicht wird wieder aufgefüllt, und die mit höherer Energie versehenen Moleküle und Aerosolpartikeln der turbulenten Luftschicht erreichen ebenfalls die Oberfläche.

141. Haben Spurenstoffe oder Partikeln die Oberfläche erreicht, hängt ihr Haften von den bindenden Eigenschaften der Oberfläche ab. Für die Vegetation sind Parameter wie Rauigkeit, Benetzungsfähigkeit und Alter der Pflanzenoberfläche, durch Blattgröße oder Benadelung gegebene Feinstruktur (Siebefeekt), stoffliche Zusammensetzung der Blattoberfläche und Öffnung der Stomata wichtig.

142. Die trockene Deposition von Luft-Spurenstoffen auf die verschiedenen Akzeptor-Oberflächen wird gewöhnlich durch einen Proportionalitätsfaktor zwischen der Deposition und der Immission in einer gewissen Referenzhöhe ausgedrückt, der „Depositionsgeschwindigkeit“ genannt wird, weil er die Dimension einer Geschwindigkeit hat. Oft wird auch der Kehrwert der Depositionsgeschwindigkeit betrachtet und als „Transferwiderstand“ bezeichnet. Er wird dann angesehen als die Summe aus

— dem Gasphasen- oder Diffusionswiderstand, der den Austausch von Spurenstoffen durch turbulente bzw. molekulare Diffusion in der oberflächennahen Schicht beschreibt und

— dem Oberflächenwiderstand, der die Spurenstoffaufnahme durch den Akzeptor erfaßt.

Der Gasphasenwiderstand hängt von aerodynamisch-meteorologischen Parametern ab. Der Oberflächenwiderstand ist weitaus weniger bekannt, er wird von den physikalisch-chemischen Eigenschaften des Akzeptors bestimmt. Bei Böden gehören dazu der pH-Wert, die Feuchtigkeit und anderes mehr; bei Pflanzen setzt er sich aus dem Widerstand der Zellwände, die Stomata, Cuticula usw. zusammen.

143. Die in der Literatur für die verschiedensten Oberflächen angegebenen Depositionsgeschwindigkeiten schwanken — auch für denselben Spurenstoff — um Zehnerpotenzen. In den folgenden Abschnitten sollen in der Regel „mittlere“, d. h. über große Flächen unterschiedlichen Bodens und Bewuchses gemittelte, Depositionsgeschwindigkeiten auf „gebietsbezogene“ Depositionen führen.

144. Der experimentelle Nachweis der Stärke des angesprochenen Filtereffekts oder besser der erhöhten Senkenstärke des Waldes stößt noch auf meßtechnische Schwierigkeiten. Messungen von ULRICH et al. (1979) und von HÖFKEN, GEORGII,

GRAVENHORST (1981) im Solling erlauben aber den Schluß, daß im Wald eine Erhöhung der trockenen Deposition gegenüber z. B. einer Wiese stattfindet. Auf erhöhte Deposition in Wäldern wird darum im Abschnitt 2.5.4 erneut zurückzukommen sein.

2.5.3 Deposition einzelner Komponenten

145. Eine Übersicht über die im folgenden abgehandelten Depositionen der einzelnen Schadstoffe enthält Tab. 2.27.

2.5.3.1 Schwefelverbindungen

146. Setzt man für das im wesentlichen trocken deponierte Schwefeldioxid eine luftchemische Lebensdauer (Tz. 73) von einhalb bis zwei Tagen an, so entspricht das einer mittleren Ausbreitung von einigen hundert Kilometern. Das vorrangig feucht deponierte Sulfat hat eine luftchemische Lebensdauer von etwa drei bis fünf Tagen, entsprechend einer mittleren Ausbreitung von tausend und mehr Kilometern. Änderungen in der Oxidationsrate von Schwefeldioxid zu Sulfat, wie sie in Änderungen in den Konzentrationen von Stickstoffoxiden und Kohlenwasserstoffen (vgl. Abschn. 2.3.2) ihre Ursache haben können, würden zu Änderungen in den Depositionen führen (Stockholm Conference, 1982).

Ältere und neuere Bilanzen des grenzüberschreitenden Transports

147. Die OECD hat 1977 eine Untersuchung über den weiträumigen Transport von Schwefeldioxid und Sulfat in Europa (OECD, 1977) abgeschlossen, in der durch Messungen und Modellrechnungen für das Bezugsjahr 1974 der Nachweis erheblicher Transporte über weite Entfernungen erbracht wurde.

Die diesen Berechnungen zugrunde liegenden Annahmen scheinen aber den Export aus Ballungsräumen überbewertet zu haben (UBA, 1977 a).

Das Umweltbundesamt hat 1980 eine Bilanz der Schwefel-emissionen und -depositionen, ebenfalls für das Bezugsjahr 1974, aufgemacht, die weitgehend mit der der OECD (1977) übereinstimmt (UBA, 1980). Darin kommt man zu einer nahezu ausgeglichenen Bilanz für die Bundesrepublik Deutschland. Allerdings ist zu bedenken, daß sich die Emissionen nicht nur auf die verschiedenen Länder verteilen, sondern auch ins Meer gelangen, was in der Studie nicht hinreichend berücksichtigt wurde.

148. Die Berechnungen im Rahmen von EMEP (EMEP-MS-C-W Report 1/81, s. Abschn. 2.2.2) mit Hilfe eines Trajektorienmodells, das innerhalb eines Faktors 2 als zuverlässig gilt, führen für den Bezugszeitraum Oktober 1978 bis September 1980 zu anthropogenen Gesamt-Schwefeldepositionen in

Tab. 2.27

Synopsis der Depositionswerte (Jahresmittelwerte, falls nicht anders vermerkt)

Komponente	Deposition Bundesrepublik Deutschland Klammerwerte = Rhein-Ruhr-Gebiet		
	gering belastete Gebiete	Ballungsgebiete	Umgebung von Emittenten
SO ₂	1,5 g/m ² a	15 g/m ² a	
NO ₂ a) V _D = 0,04 cm/s	3,8 g/m ² a	13 g/m ² a	
b) V _D = 0,04 cm/s	2,1 g/m ² a	3,6 g/m ² a	
CL ⁻	0,6 g/m ² a (Schwarzwald)	2,4 g/m ² a (Essen)	4,4 g/m ² a (Schleswig)
Pb	13 mg/m ² a	90 mg/m ² a	580 mg/m ² a (Goslar-Oker)
Cd	≤0,4 mg/m ² a	1,5 mg/m ² a	>3 mg/m ² a kurzzeitig: 36–110 mg/m ² a
Zn	28 mg/m ² a	(≤110 mg/m ² a)	130 mg/m ² a (110 –275 mg/m ² a)
Ni	(≤4,4 mg/m ² a)	(<4,4 mg/m ² a)	(4,4– 11 mg/m ² a)
As	(<1,8 mg/m ² a)	(<1,8 mg/m ² a)	(≤ 3,7 mg/m ² a; vereinzelt: 7,3 mg/m ² a)

Quelle: SR-U, 1983

den verschiedenen Ländern, die mit der Ausnahme Finnlands systematisch höher liegen als Zahlen für 1974. Auch die zugrunde gelegten Emissionen sind mit Ausnahme der Schweiz höher. Die in Tab. 2.28 angeführten jährlichen Depositionen für jedes Land sind aufgeschlüsselt in den Eigenanteil, den (europäischen) Fremdanteil und in den Anteil der unbestimmten nassen Hintergrund-Deposition. Letztere soll den Beitrag außereuropäischer Quellen in der Weise berücksichtigen, daß eine Vorbelastung der Niederschläge mit Sulfatschwefel von 0,4 mg/l (Finnland und Norwegen: 0,27 mg/l) angenommen wird. Wie Tab. 2.28 zeigt, ist auch nach diesen Modellrechnungen in den meisten europäischen Ländern die Schwefeldeposition aufgrund von Fremdemissionen ein wichtiger Beitrag zur Gesamtdeposition. Für die Bundesrepublik Deutschland entfallen ihnen zufolge von der Gesamtdeposition (1390 kt/a) 48 % auf die Eigendeposition, 45 % auf die (europäische) Fremddeposition und 7 % auf die unbestimmte nasse Hintergrund-Deposition; der Schwefel, „export“ übersteigt um 30 % den Schwefel, „import“ (BMI, 1981; BMI, 1982 a; BMI 1982 b).

149. Das Stanford Research Institute (SRI) hat im Auftrag des Umweltbundesamtes ein Trajektorienmodell EURMAP (European Regional Model of Air Pollution) entwickelt, um aus einem flächenbezogenen Emissionskataster im 150 km × 150 km-Raster (s. Abb. 2.3, Abschn. 2.2.2) die Konzentration sowie die nasse und trockene Deposition von Schwefeldi-

oxid und Sulfat zu berechnen. Der Beitrag der verschiedenen Staaten an der Gesamt-Schwefeldeposition zu Hause und in anderen Staaten gemäß den EURMAP-Berechnungen ist für das Jahr 1978 in Tab. 2.29 zusammengestellt worden. Danach lagerten sich von den 1820 kt in der Bundesrepublik Deutschland als Schwefeldioxid emittierten Schwefels 760 kt im Lande ab, der Rest von 1060 kt wurde ausgeführt; eingeführt aus dem Ausland wurden 770 kt, so daß an der Gesamtdeposition von 1530 kt die Bundesrepublik mit 50 %, die DDR mit 13 %, Frankreich mit 11 %, Belgien und Luxemburg, Großbritannien und Irland sowie die Tschechoslowakei mit je 6 % und die Niederlande mit 3 % beteiligt sind (BHUMRALKAR et al., 1982; UBA, 1981; BMI, 1982 e; BMI, 1982 f).

150. Örtlich können je nach Wetterlage ausländische Emissionsquellen für die Luftverunreinigungen ausschlaggebend sein. So werden die mit „Katzendreckgestank“ verbundenen Immissionen in den Landkreisen Hof, Wunsiedel und Tirschenreuth des nord-ost-bayerischen Grenzgebietes auf Emissionen einer Braunkohlenvergasungsanlage und eines Braunkohlekraftwerks in Nordböhmen zurückgeführt (BMI, 1982 e). Eine Kleine Anfrage der CDU/CSU-Bundestagsfraktion (BT-Drucksache 9/1527) zu den grenzüberschreitenden Luftverunreinigungen aus der DDR und der CSSR hat die Bundesregierung am 13. 4. 1982 beantwortet (BT-Drucksache; BMI, 1982 g).

**Emission (Stand: 1978) und anthropogene jährliche Schwefeldeposition
(Zeitraum: Oktober 1978–September 1980) Nach EMEP-Modellrechnung**

Land	Fläche (1000 km ²)	Emission (1000 t S/a)	Emission pro Flächeneinh. $\frac{\text{g S}}{\text{m}^2\text{a}}$	Gesamt- deposition (1000 t S/a)	Deposition pro Flä- cheneinheit $\frac{\text{g S}}{\text{m}^2\text{a}}$	Eigen- deposi- tion %	Fremd- deposi- tion %	Nasse Back- ground- depos. %
Albanien	28,7	50	1,7	80,4	2,8	15	67	18
Belgien	30,5	380	12,5	193,2	6,4	41	53	6
Bulgarien	110,9	500	4,5	415,2	3,7	45	47	8
DDR	108,2	2000	18,5	933,6	8,6	65	32	3
BR Deutschland .	249,6	1815	7,3	1389,6	5,5	48	45	7
Dänemark	43,1	228	5,3	130,8	3,0	36	54	10
Finnland	337,1	270	0,8	351,6	1,1	26	55	19
Frankreich	544,0	1800	3,3	1454,4	2,6	52	34	14
Griechenland	132,0	352	2,7	279,6	2,2	37	51	12
Großbritannien . .	244,0	2560	10,5	1016,4	4,2	79	12	9
Irland	68,9	87	1,3	78,0	1,1	28	32	40
Island	60,7	6	0,1	28,8	0,5	0	25	75
Italien	301,2	2200	7,3	1358,4	4,5	70	22	8
Jugoslawien	255,8	1475	5,8	1311,6	5,2	51	41	8
Luxemburg	2,6	24	9,2	13,2	5,0	27	73	0
Niederlande	41,0	240	5,9	207,6	5,0	23	71	6
Norwegen	323,9	75	0,2	306,0	1,0	8	63	29
Österreich	83,9	215	2,6	409,2	4,9	15	76	9
Polen	312,7	1500	4,8	1596,0	5,1	42	52	6
Portugal	76,7	84	1,1	87,6	1,2	27	33	40
Rumänien	237,5	1000	4,2	956,4	4,1	36	56	8
Spanien	500,0	1000	2,0	699,6	1,4	63	18	19
Schweden	450,0	275	0,6	566,4	1,2	18	58	24
Schweiz	41,3	58	1,4	169,2	4,1	10	78	12
Tschechoslowakei	127,9	1500	11,7	1561,2	12,2	37	56	7
Türkei	460,8	500	1,1	499,2	1,1	42	39	19
UdSSR-Teil	3363,4	8100	2,4	8281,2	2,5	53	32	15
Ungarn	93,0	750	8,1	560,4	6,0	42	54	4

Quelle: BMI, 1982b

Tab. 2.29

**Gesamt-Schwefeldeposition europäischer Länder und Beiträge der Emittenten-Länder
im Jahre 1978 nach Berechnungen mit EURMAP
(Angaben in kt)**

Empfängerland	Bundes- republik Deutsch- land	DDR	Frank- reich	Polen	Tsche- cho- slo- wakei	Däne- mark	Nieder- lande	Belgien/ Luxem- burg
Emissionsland								
Bundesrepublik Deutschland	760	155	124	74	66	17	45	36
DDR	196	480	39	360	323	12	9	7
Frankreich	167	18	327	16	14	4	10	57
Polen	20	22	7	676	139	5	2	1
Tschechoslowakei	90	71	20	196	459	4	3	2
Dänemark	10	10	1	13	1	43	1	0
Niederlande	48	8	17	6	3	2	48	15
Belgien/Luxemburg	95	12	76	8	6	3	24	53
Großbritannien/Irland	94	25	201	26	10	17	46	35
Süd-Schweden	1	1	0	5	0	4	0	0
Süd-Norwegen	0	0	0	1	0	1	0	3
Österreich	10	3	3	5	18	0	0	0
Schweiz	8	0	7	1	1	0	0	0
Ungarn	4	3	3	32	41	1	0	0
Nord-Italien	18	2	67	7	10	1	0	0
Jugoslawien	6	4	6	19	21	1	0	0
Nord-Spanien	1	0	24	0	0	0	0	0
West-Rußland	0	0	0	11	2	0	0	0
Rumänien	0	0	1	6	4	0	0	0
Summe der Gesamtdeposition im jeweiligen Land	1 528	815	1 423	1 462	1 118	115	197	209
Emissions-/Depositionsbilanz	-76	+786	-150	-354	+100	±0	-33	+92

¹⁾ Angaben als mittlere jährliche Schwefeldeposition in Kilotonnen Schwefel.

Es ist zu beachten, daß sich die Emissionen eines Landes nicht allein auf die hier angegebenen Länder verteilen, sondern z. B. auch auf die Ostsee, die Nordsee und den Atlantik.

Quelle: BHUMRALKAR et al. (1982), UBA (1981) ergänzt um Zeilen- und Spaltensummen sowie Emissions-/Depositionsbilanz in Anlehnung an BMI (1982h)

Tab. 2.29

Groß- britan- nien/ Irland	Süd- Schwe- den	Süd- Nor- wegen	Öster- reich	Schweiz	Ungarn	Nord- Italien	Jugo- slawien	Nord- Spanien	West- Rußland	Rumä- nien	Summe der Emissionen eines Landes die als Deposition in den jeweiligen Ländern niedergeht
15	10	4	50	18	15	17	19	3	17	6	1 452
7	10	4	30	4	27	11	28	1	42	11	1 601
22	3	2	11	29	4	28	6	39	5	2	1 273
2	8	2	13	1	43	6	23	0	120	18	1 108
3	4	1	67	4	132	14	64	1	46	37	1 218
2	24	4	0	0	0	0	0	0	6	0	115
7	1	1	1	1	1	1	1	1	2	0	164
7	2	1	3	2	1	2	2	1	2	1	301
827	11	10	5	4	3	3	5	6	10	2	1 340
1	55	5	0	0	0	0	0	0	7	0	79
0	8	10	0	0	0	0	0	0	1	0	24
0	0	0	54	2	27	13	36	0	2	4	177
0	0	0	3	17	0	9	1	0	0	0	47
0	1	0	13	1	229	8	120	0	22	101	579
1	1	0	33	48	13	904	76	1	3	6	1 191
1	1	0	29	2	94	47	715	0	9	64	1 019
1	0	0	0	0	0	1	0	72	0	0	99
0	2	0	0	0	2	0	1	0	76	8	102
0	0	0	1	0	16	1	45	0	9	124	207
896	141	44	313	133	607	1 065	1 142	125	379	384	12 096
+144	-62	-20	-136	-86	-28	+126	-123	-26	-277	-177	±0

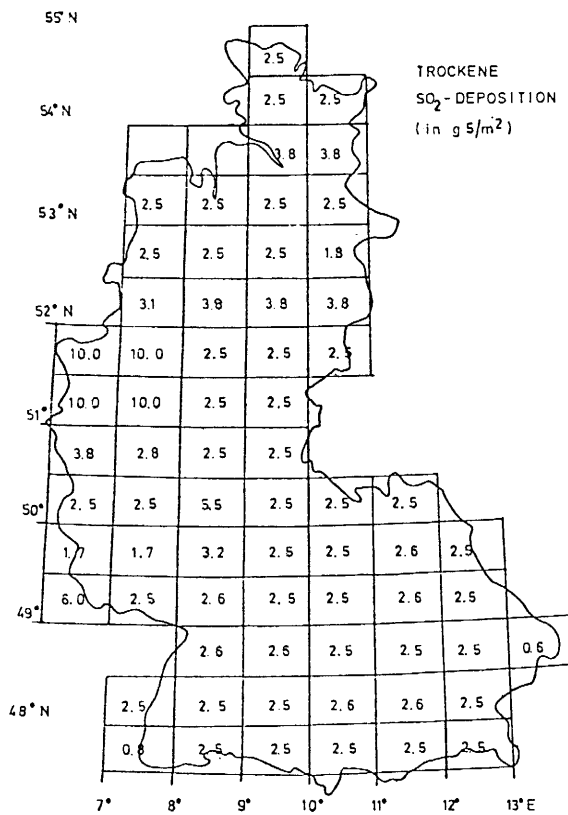
Großflächig gebietsbezogene Schwefel- deposition

151. Eine neuere Auswertung der Immissionsmeßdaten des Jahres 1974 für die Bundesrepublik Deutschland, die zum Teil auch in die OECD-Studie (OECD, 1977) über den weitreichenden Transport von Luftverunreinigungen eingeflossen sind, stellt die Arbeit von PERSEKE, BEILKE und GEORGII (1980) dar. Die Autoren berechnen die trockene

Schwefeldioxid-Deposition aus der mittleren Schwefeldioxid-Konzentration mit Hilfe einer Depositionsgeschwindigkeit von 0,8 cm/s. Die feuchte „Sulfat“-Deposition berechnen sie aus der mittleren Verteilung der Niederschläge und unterschiedlichen Sulfatgehalten im Regenwasser (in Verbindung mit einigen Meßwerten der feuchten Sulfatdeposition). Abb. 2.11 und 2.12 zeigen ihre Ergebnisse in einem Raster, dessen Zellen im Mittel eine Fläche von 55 × 70 km² bedecken. Man erkennt, daß

Abb. 2.11

**Jährliche trockene Schwefeldioxid-Deposition
(Bezugsjahr 1974)**



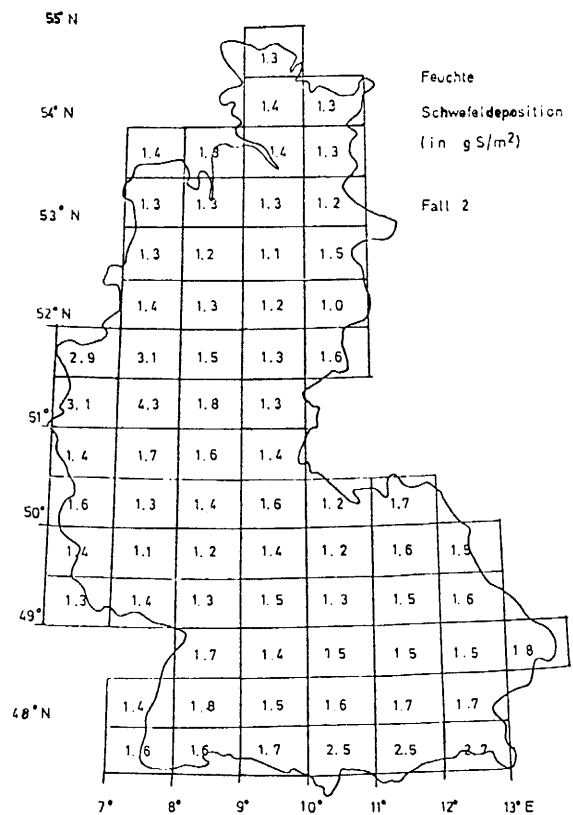
Quelle: PERSEKE, BEILKE, GEORGII (1980)

die trockene Schwefeldioxid-Ablagerung den größten Beitrag liefert und von den Zentren der Belastung (Rhein-Ruhr-Gebiet, Rhein-Main-Gebiet) zu den Reinluftgebieten schnell abfällt.

152. In den Berechnungen von PERSEKE et al. (1980) nicht enthalten ist die trockene Ablagerung von schwefligen Aerosolen (trockene „Sulfat“-Deposition). Nach GEORGII, PERSEKE u. ROHBOCK (1982) ist in verunreinigten Gebieten nur ein Anteil von 4,5—6,8 % der trocken abgelagerten Schwefelmengen aerosolgebunden — in Quellennähe liegt der Schwefel noch als Schwefeldioxid vor; in Reinluftgebieten beträgt der Anteil der trockenen Aerosoldeposition an der gesamten trockenen Schwefeldeposition dagegen 14,6—17,9 % — im Verlaufe des Transports zu quellenfernen Meßstationen wird Schwefeldioxid zu Schwefeltrioxid oxidiert. Die Rasterwerte der Abb. 2.11 sind also mit einem mittleren Zuschlag zu versehen, nämlich mit 6 % die sechs Felder im Rhein-Ruhr-Gebiet, Rhein-Main-Gebiet und im Saarland und mit 20 % die übrigen. Abb. 2.13 zeigt als Ergebnis die trockene Schwefelablagerung über der Bundesrepublik Deutschland. Der Vergleich der Abb. 2.13 und 2.12. zeigt, daß die trockene

Abb. 2.12

**Jährliche feuchte Schwefel-Deposition
(Bezugsjahr 1974)**



Quelle: PERSEKE et al. (1980)

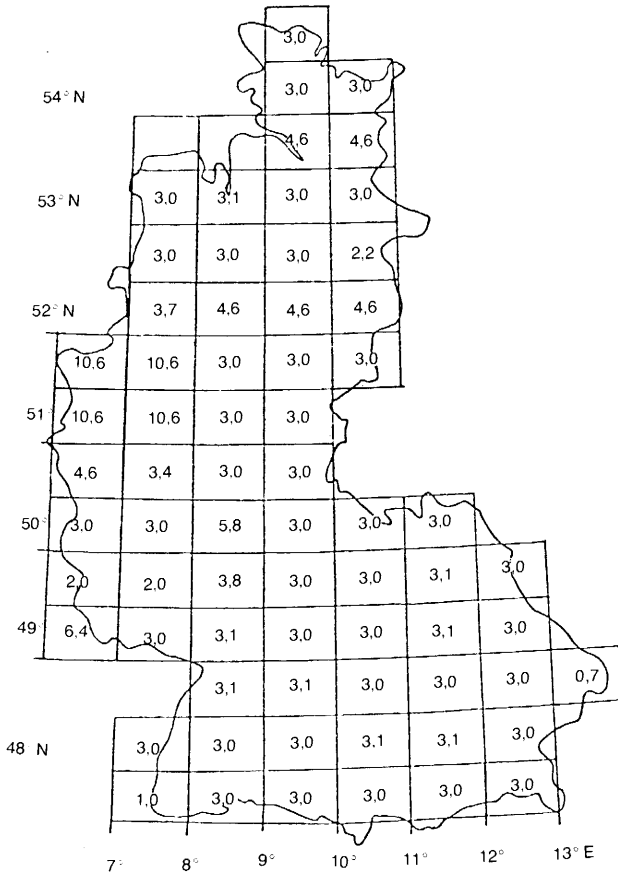
Schwefeldeposition den überwiegenden Beitrag stellt, insbesondere in den belasteten Gebieten, lediglich in den Staulagen am Nordrand der Alpen kommt ihr die feuchte Schwefelablagerung fast gleich.

153. Abb. 2.14 zeigt die Flächendienste der gesamten Schwefelablagerung als Summe der Rasterwerte der Abb. 2.12 und 2.13. Mit seiner Hilfe kann man folgende Einteilung in vier Stufen der Schwefeldepositionsbelastung vornehmen

1. Hoch belastete Gebiete mit einer Schwefeldeposition über 10 g/m²a: etwa 15400 km² mit einer mittleren Deposition von 14 g/m²a und einer Gesamtdeposition von 0,216 Mio t/a.
2. Belastete Gebiete mit einer Schwefeldeposition von 5—10 g/m²a: etwa 50000 km² mit einer mittleren Deposition von 7 g/m²a und einer Gesamtdeposition von 0,350 Mio t/a.
3. Niedrig belastete Gebiete mit einer Schwefeldeposition von 2,5—5 g/m²a: etwa 176200 km² mit einer mittleren Deposition von 4,5 g/m²a und einer Gesamtdeposition von 0,793 Mio t/a.

Abb. 2.13

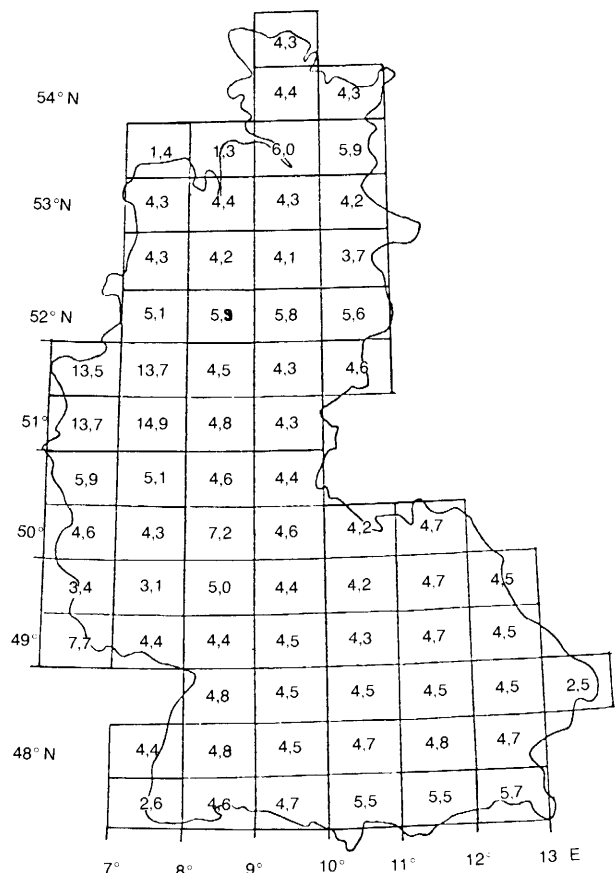
**Jährliche trockene Schwefeldeposition in g/m²
(Bezugsjahr: 1974)**



Quelle: SRU, ergänzt nach PERSEKE et al. (1980)

Abb. 2.14

**Jährliche Gesamt-Schwefeldeposition in g/m²
(Bezugsjahr: 1974) Summe aus Abb. 2.12 und 2.13**



Quelle: SRU, ergänzt nach PERSEKE et al. (1980)

4. Niedrigst belastete Gebiete mit einer Schwefeldeposition unter 2,5 g/m²a: etwa 7000 km² mit einer mittleren Deposition von 1,5 g/m²a und einer Gesamtdeposition von 0,001 Mio t/a.

154. Man erhält also für 1974 eine Gesamt-Schwefeldeposition über der Bundesrepublik Deutschland von 1,35 Mio t/a oder — gerechnet als Schwefeldioxid — von 2,72 Mio t/a. Dieser Wert muß vor dem Hintergrund der Unsicherheit der Depositionsbestimmung und der flächenbezogenen Mittelwertbildung gesehen werden.

Die Ergebnisse und Folgerungen aus den Berechnungen von PERSEKE et al. (1980) können mit den Messungen der trockenen Deposition von Aerosolen und der feuchten Sulfatdeposition verglichen werden, die GEORGII et al. (1982) von September 1979 bis August 1981 an 12 Stationen durchgeführt haben. Die feuchte Sulfatdeposition (gerechnet als Schwefel) liegt im Mittel über den Untersuchungszeitraum in einem Bereich von 1—2 g/m²a. Insbesondere die von PERSEKE et al. (1980) berechneten feuchten Schwefeldepositionen im Ruhrgebiet von 2,9—4,3 g/m²a

konnten nicht bestätigt werden. Die trockene Sulfatdeposition liegt in einem Bereich von 0,26—0,68 g/m²a, so daß man für die gesamte Sulfatdeposition einen Bereich von 1,3—2,7 g/m²a annehmen kann.

Die trockene Schwefeldioxid-Deposition wurde im Rahmen dieses Depositionsmeßprogramms nicht gemessen. GEORGII et al. (1982) addieren zu den gemessenen Werten der Sulfatdeposition die von PERSEKE et al. (1980) errechneten trockenen Schwefeldioxid-Depositionen und geben so für vier Meßorte, die als typisch für die oben eingeführten Belastungsgebietstypen angesehen werden können, die folgenden Schwefeldepositionen an:

1. Essen: 12,7 g/m²a
2. Frankfurt: 11,0 g/m²a
3. Deuselbach: 3,2 g/m²a
4. Schauinsland: 2,1 g/m²a

Dieses Verfahren ist wegen seiner Eingangsdaten aus verschiedenen Bezugsjahren keine wirkliche Aktualisierung der oben dargestellten Depositionssituation, wohl aber kann es die von PERSEKE et al. (1980) zum Teil überschätzte feuchte Deposition berichtigen.

155. Eine Möglichkeit der Aktualisierung der Depositionsangaben auf das Bezugsjahr 1978 bieten die schon angesprochenen Berechnungen von BHUMRALKAR et al. (1982) mit Hilfe des EUR-MAP-Modells. Die Rechnung erlaubt, die vier verschiedenen Depositionsarten (trockene/feuchte Schwefeldioxid/Sulfat-Deposition) getrennt auszuweisen. Da bei dieser Arbeit jedoch mehr die Modellentwicklung als die Gewinnung von Depositionsdaten im Vordergrund stand, wird hier auf eine Auswertung der Ergebnisse verzichtet.

156. Als Faustgröße der feuchten Sulfat-Deposition in Europa wird ein Mittelwert von $1 \text{ g/m}^2\text{a}$ ($= 2,7 \text{ mg/m}^2\text{d}$, gerechnet als Schwefel) angegeben (Stockholm Conference 1982).

Die oben für das Bezugsjahr 1974 bestimmte gesamte Schwefeldeposition von 1,36 Mio t/a über der Bundesrepublik Deutschland steht in befriedigender Übereinstimmung mit der Angabe von 1,39 Mio t/a aufgrund der Modellrechnung des EMEP-Programms. BHUMRALKAR et al. (1982) geben für 1978 mit 1,53 Mio t/a einen etwa höheren Wert an.

Die Differenz von Deposition und Emission in Höhe von rd. 30 % der Emission muß mit der Unsicherheit in der Ermittlung aller Daten, möglicherweise aber auch mit einem Schwefeldioxid-„Export-Überschuß“ erklärt werden.

2.5.3.2 Stickstoffverbindungen

157. GEORGII, PERSEKE und ROHBOCK (1982) haben an 12 Meßstationen von September 1979 bis August 1981 auch die feuchte Deposition von Stickstoffverbindungen (feuchte „Nitrat“-Deposition) und die trockene Deposition von Aerosolen solcher Verbindungen (trockene „Nitrat“-Deposition, nur wasserlösliche Anteile) gemessen. Die feuchten Nitratdepositionen lagen dabei im Mittel über die Meßzeit im Bereich von $1,21$ – $2,21 \text{ mg/m}^2\text{d}$, die trockenen im Bereich von $0,15$ – $0,57 \text{ mg/m}^2\text{d}$ (jeweils gerechnet als Stickstoff-Deposition). Eine Übersicht über die Mittelwerte der Nitratdepositionen an den verschiedenen Meßstationen gibt Abb. 2.15.

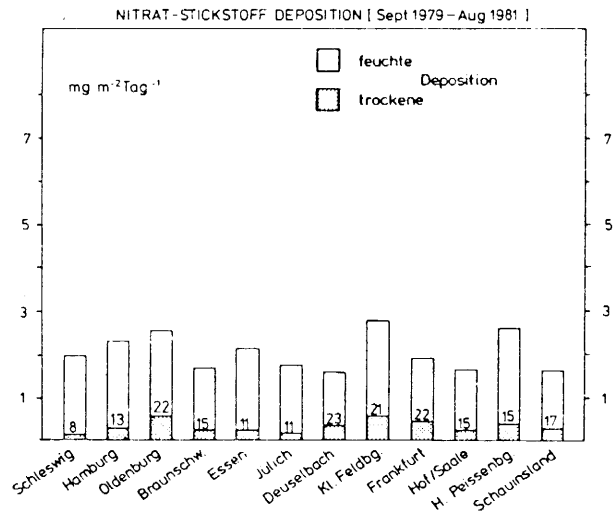
In einzelnen hat man

- für Essen als Repräsentanten für belastete Gebiete eine mittlere feuchte Nitratdeposition von $1,92 \text{ mg N/m}^2\text{d}$ und eine trockene Nitratdeposition von $0,23 \text{ mg N/m}^2\text{d}$, insgesamt also eine Nitratdeposition von $2,15 \text{ mg N/m}^2\text{d}$.
- für Deuselbach (Hunsrück) als Repräsentanten für ländliche Gebiete eine mittlere feuchte Nitratdeposition von $1,21 \text{ mg N/m}^2\text{d}$ und eine trockene Nitratdeposition von $0,36 \text{ mg N/m}^2\text{d}$, insgesamt also eine Nitratdeposition von $1,57 \text{ mg N/m}^2\text{d}$.

158. Hinsichtlich der Nitratbelastung unterscheiden sich also belastete und ländliche Gebiete wenig. Die hohe trockene Nitratdeposition in landwirtschaftlichen Gebieten wird mit der Verwendung nitratthaltiger Dünger in Verbindung gebracht.

Abb. 2.15

Nitratdeposition (gerechnet als Stickstoff) im Zeitraum September 1979 bis August 1981 (Die Zahlen in den Säulen geben den Anteil der trockenen Ablagerung in Prozent an.)



Quelle: GEORGII, PERSEKE, ROHBOCK (1982)

Die trockene Deposition von Stickstoffoxiden ist noch nicht gemessen worden. GEORGII et al. (1982) nehmen für sie eine Depositionsgeschwindigkeit ($Tz. 142$) v_D von $0,2$ – $0,6 \text{ cm/s}$ an, wie sie sie für Nitratpartikel gefunden haben, und erhalten eine trockene Stickstoffoxid-Deposition von gleicher Größenordnung wie die feuchte Nitratdeposition. Im einzelnen errechnet sich mit einer mittleren Depositionsgeschwindigkeit von $v_D = 0,4 \text{ cm/s}$

- für die 9,2 % des Bundesgebiets, die als „Ballungsgebiet“ eine mittlere Stickstoffoxid-Immission (gerechnet als Stickstoffdioxid) von $80 \mu\text{g/m}^3$ haben, eine trockene Stickstoffdioxid-Deposition von $27,6 \text{ mg N/m}^2\text{d}$
- für die 90,8 % des Bundesgebiets, die als „ländliche Gebiete“ eine mittlere Stickstoffoxid-Immission (gerechnet als Stickstoffdioxid) von $15 \mu\text{g/m}^3$ haben, eine trockene Stickstoffdioxid-Deposition von $5,18 \text{ mg/m}^2\text{d}$.

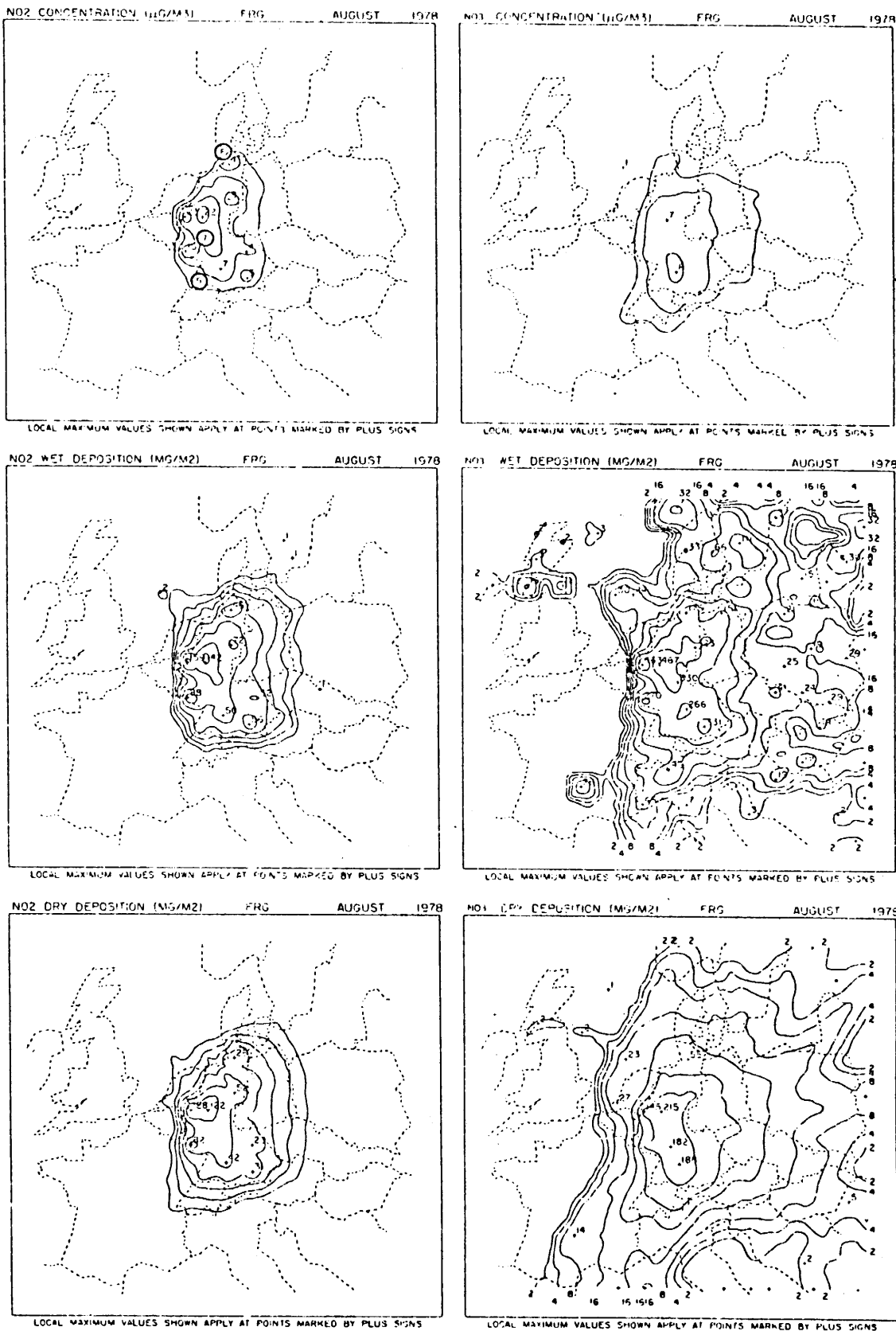
Durch die Addition beider Depositionsbeiträge erhält man

- für die Ballungsgebiete eine Stickstoffdeposition (gerechnet als Stickstoffdioxid) von $7,06 \text{ mg N/m}^2\text{d} + 27,6 \text{ mg/m}^2\text{d} = 34,7 \text{ mg/m}^2\text{d}$
- für die ländlichen Gebiete eine Stickstoffdeposition (gerechnet als Stickstoffdioxid) von $5,19 \text{ mg/m}^2\text{d} + 5,18 \text{ mg/m}^2\text{d} = 10,4 \text{ mg/m}^2\text{d}$.

159. Die gesamte Stickstoffdeposition ist nach dieser Abschätzung in Ballungsgebieten deutlich größer als in ländlichen Gebieten (GEORGII et al., 1982).

Die Gesamtdosition an Stickstoffverbindungen (gerechnet als Stickstoffdioxid) über das Bundesge-

Immission und Deposition von Stickstoffdioxid und Nitrat errechnet aus den Emissionen der Bundesrepublik Deutschland für August 1978 (Isolinien steigen auf in Potenzen von 2)



Quelle: BHUMRAKAR, ENDLICH, BRODZINSKY, NITZ, JOHNSON (1982)

biet bestimmt sich mit diesen Depositionswerten zu 1,15 Mio t/a. Das sind knapp 40 % der angegebenen Stickstoffdioxid-Emission von 3 Mio t/a.

Tatsächlich schwanken die für die trockene Deposition von Stickstoffoxiden angegebenen Depositionsgeschwindigkeiten — für einen Überblick wird auf VAN AALST und BERGSMA (1981) verwiesen — je nach Art von Boden und Vegetation um mindestens eine Größenordnung. Setzt man statt des oben nach GEORGII et al. (1982) gewählten Wertes $v_D = 0,04$ cm/s an, so erhält man

- für 9,2 % des Bundesgebietes, die als „Ballungsgebiete“ eine mittlere Stickstoffdioxid-Immission (gerechnet als Stickstoffdioxid) von $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$ haben, eine trockene Stickstoffdioxid-Deposition von $2,76 \text{ mg}/\text{m}^2\text{d}$
- für die 90,8 % des Bundesgebiets, die als „ländliche Gebiete“ eine mittlere Stickstoffdioxid-Immission von $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ haben, eine trockene Stickstoffdioxid-Deposition von $0,52 \text{ mg}/\text{m}^2\text{d}$.

Durch Addition beider Depositionsbeiträge erhält man in diesem Fall:

- für Ballungsgebiete eine Stickstoffdeposition (gerechnet als Stickstoffdioxid) von $7,06 \text{ mg}/\text{m}^2\text{d} + 2,76 \text{ mg}/\text{m}^2\text{d} = 9,82 \text{ mg}/\text{m}^2\text{d}$,
- für die ländlichen Gebiete eine Stickstoffdeposition (gerechnet als Stickstoffdioxid) von $5,19 \text{ mg}/\text{m}^2\text{d} + 0,52 \text{ mg}/\text{m}^2\text{d} = 5,71 \text{ mg}/\text{m}^2\text{d}$.

Die gesamte Stickstoffdeposition ist auch nach dieser Abschätzung in Ballungsgebieten höher als in ländlichen Gebieten, hat sich aber in jenen stärker vermindert. Die Gesamtdeposition an Stickstoffverbindungen (gerechnet als Stickstoffdioxid) im Bundesgebiet bestimmt sich nun zu 0,55 Mio t/a entsprechend 20 % der angegebenen Stickstoffdioxid-Emission von 3 Mio t/a.

160. Die für das Gebiet der Bundesrepublik Deutschland unausgeglichene Bilanz von Emission und Deposition für Stickstoffverbindungen ist ein in der Literatur vertrautes Problem. Neben Unsicherheiten der Messung bzw. Berechnung der Deposition und der groben Zweiteilung des Bundesgebiets ist zur Erklärung wohl in erster Linie an den grenzüberschreitenden Transport und in geringem Maße an das Entweichen von Stickstoffoxiden in höhere Luftschichten zu denken.

161. BHUMRALKAR et al. (1982) haben aus Emissionsdaten rechnerisch die vier verschiedenen Depositionsarten (trockene/feuchte Stickstoffdioxid/Nitrat-Deposition) getrennt ausgewiesen. Abb. 2.16 zeigt, daß ihre Ergebnisse mit den vorstehend gemachten Angaben im Rahmen der aufgezeigten Unsicherheiten übereinstimmen.

Als Faustgröße für die feuchte Nitrat- (und Ammonium-)Deposition in Europa wird ein Mittelwert von $0,3\text{—}0,5 \text{ g}/\text{m}^2\text{a}$ ($= 0,8\text{—}1,4 \text{ mg}/\text{m}^2\text{d}$) angegeben; ihr relativer Anteil ist im letzten Jahrzehnt gestiegen (Stockholm-Conference 1982).

2.5.3.3 Chloride, organische Verbindungen

162. Chloridverbindungen in der Atmosphäre haben zwei vorherrschende Quellen: Die höchsten

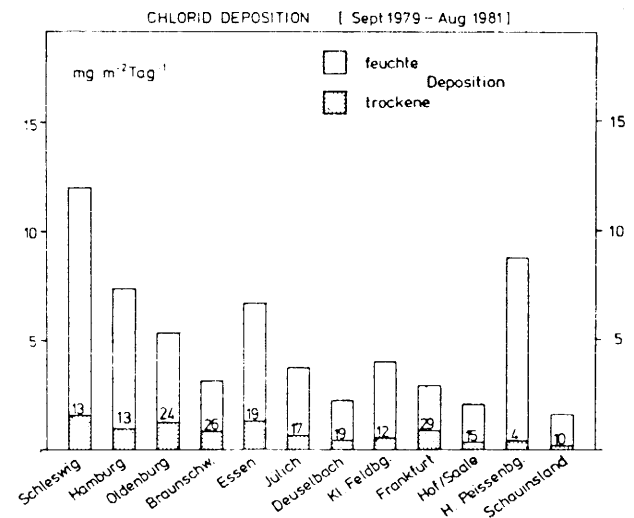
Chlorid-Werte ergeben sich in Küstennähe unter dem Einfluß von Seesalz-Aerosolen (Tz. 42); in Ballungsgebieten wie im Ruhrgebiet ist die anthropogene Chloridbelastung von Bedeutung. Auch im Einflußbereich besonderer Emittenten, wie zum Beispiel salzhaltige Kohlen (Braunschweig) einsetzender Feuerungsanlagen, kann der anthropogene Anteil beachtlich werden. Wie Abb. 2.17 darüber hinaus zeigt, ist die feuchte Chlorid-Deposition überwiegend. Auf eine Bilanzierung der Chloridemission und -deposition wird wegen der unsicheren Datenlage verzichtet.

163. Organische Verbindungen können — auch ohne zuvor den oben aufgeführten Abbauprozessen zu unterliegen — sich entweder trocken mit dem Staubbiederschlag oder naß mit Regen, Nebel oder Schnee am Boden ablagern. Für gasförmige organische Luftverunreinigungen spielt die trockene Deposition meist eine untergeordnete Rolle. Dagegen können vor allem polare, wasserlösliche bzw. hydrolysierbare Komponenten und Aerosole durch nasse Deposition aus der Atmosphäre abgeschieden werden. Der Abbau der Verbindungen nach der Deposition kann biologisch (z.B. mikrobisch), chemisch (z.B. durch Hydrolyse) oder physikalisch-chemisch (z.B. durch Photolyse) erfolgen. Beständige Verbindungen, z.B. DDT, können nach der Deposition im Lauf der Zeit wieder verdampfen und so erneut in die Atmosphäre gelangen (UBA, 1981).

164. Photooxidantien bilden im Verlaufe der Alterung des von ihnen verursachten Photosmogs Aerosole mit hohem Gehalt an Nitrat und organischen Bestandteilen mit Radien unter $0,5 \mu\text{m}$. Sie tragen insofern zur Deposition an Stickstoffoxiden bzw. organischen Komponenten bei (UBA, 1981).

Abb. 2.17

Chlorid-Deposition im Zeitraum September 1979 bis August 1981. (Die Zahlen in den Säulen geben den Anteil der trockenen Depositionen in Prozent an.)



Quelle: GEORGII, PERSEKE, ROHBOCK (1982)

2.5.3.4 Blei, Cadmium, Zink, Nickel, Arsen

165. Die Deposition von Blei ist weitgehend abhängig von der Verkehrsdichte und der Nähe emittierender Betriebe. Sie weist, wie die in Abb. 2.18 wiedergegebenen Messungen von GEORGII, PERSEKE u. ROHBOCK (1982) zeigen, Höchstwerte im Ruhrgebiet auf. Die Landesanstalt für Immissionsschutz des Landes Nordrhein-Westfalen hat in der Vergangenheit die Deposition von Blei und von anderen wirkungsrelevanten Spurenelementen in den Belastungsgebieten an Rhein und Ruhr gemessen, für die Luftreinhaltepläne in Vorbereitung waren. Erst sei dem 1. 7. 1981 werden der Blei- und Cadmium-Niederschlag einheitlich über das gesamte Überwachungsgebiet der LIS ermittelt. Es handelt sich dabei um Untersuchungen der Staubbiederschläge auf ihren Gehalt an diesen Schadstoffen. Bei den Messungen des Jahres 1980 im Belastungsgebiet Rheinschiene Mitte (Düsseldorf) lagen die ermittelten Bleiniederschläge an allen Meßstellen unter dem Grenzwert der TA Luft Entwürfe 1978 und 1981 von $500 \mu\text{g}/\text{m}^2\text{d}$, nur an vier Meßstellen lagen sie nicht unter $250 \mu\text{g}/\text{m}^2\text{d}$ (PRINZ, SCHOLL, RUDOLPH, 1981). Ältere Meßergebnisse für eine Reihe verschieden belasteter Gebiete, die — wöglich bedingt durch andere Mittelungszeiten — durchwegs höher liegen als die von GEORGII et al., sind in Tab. 2.30 zusammengestellt.

166. SCHLADOT und NÜRNBERG (1982) setzen für die etwa 40 % des Bundesgebiets, die nur dünn besiedelt sind (Alpen; Waldgebiete des Spessarts, des Saarlands, der Eifel, des Bayerischen Waldes, des Schwarzwaldes usw.; Moore und Heiden) einen Durchschnittswert von $30 \mu\text{g}/\text{m}^2\text{d}$ ($= 10,9 \text{ kg}/\text{km}^2\text{a}$) an und für die dicht besiedelten 60 % einen Mittelwert von $117 \mu\text{g}/\text{m}^2\text{d}$ ($= 42,8 \text{ kg}/\text{km}^2\text{a}$). Die Gesamtdeposition über dem Bundesgebiet (248600 km^2) würde damit auf 7500 t/a geschätzt werden. Wenn man dagegen von der von JOCKEL et al. (1982) angegebenen Jahresemission von 4550 t ausgeht und hilfsweise annimmt, daß sie im Sinne einer ausgeglichenen Import-Export-Bilanz — ausschließlich und vollständig über dem Bundesgebiet zur Ablagerung gelangt, so wird man zu einer anderen Aufteilung des Bundesgebietes geführt: Die von SCHLADOT und NÜRNBERG angegebene höhere Belastung von $117 \mu\text{g}/\text{m}^2\text{d}$ wäre nur in knapp einem Viertel und die niedrigere Belastung von $30 \mu\text{g}/\text{m}^2\text{d}$ wäre im restlichen Dreiviertel anzusetzen — in Umkehrung der von den Autoren vorgenommenen Aufteilung.

167. Zur Kritik an SCHLADOT und NÜRNBERG ist zu sagen, daß die für dünn besiedelte Gebiete angesetzte Deposition von $30 \mu\text{g}/\text{m}^2\text{d}$ sowohl im Hinblick auf Abb. 2.18 als auch auf Tab. 2.30 als zu niedrig erscheint. Nach GEORGII et al. (1982) können etwa $40 \mu\text{g}/\text{m}^2\text{d}$ ($= 14 \text{ kg}/\text{km}^2\text{a}$) als Grundbelastung in der Bundesrepublik Deutschland gelten. Der Wert von $117 \mu\text{g}/\text{m}^2\text{d}$ für dicht besiedelte Gebiete scheint im Vergleich mit den Angaben von Tab. 2.30 nicht zu hoch gegriffen, wohl aber im Ver-

Tab. 2.30

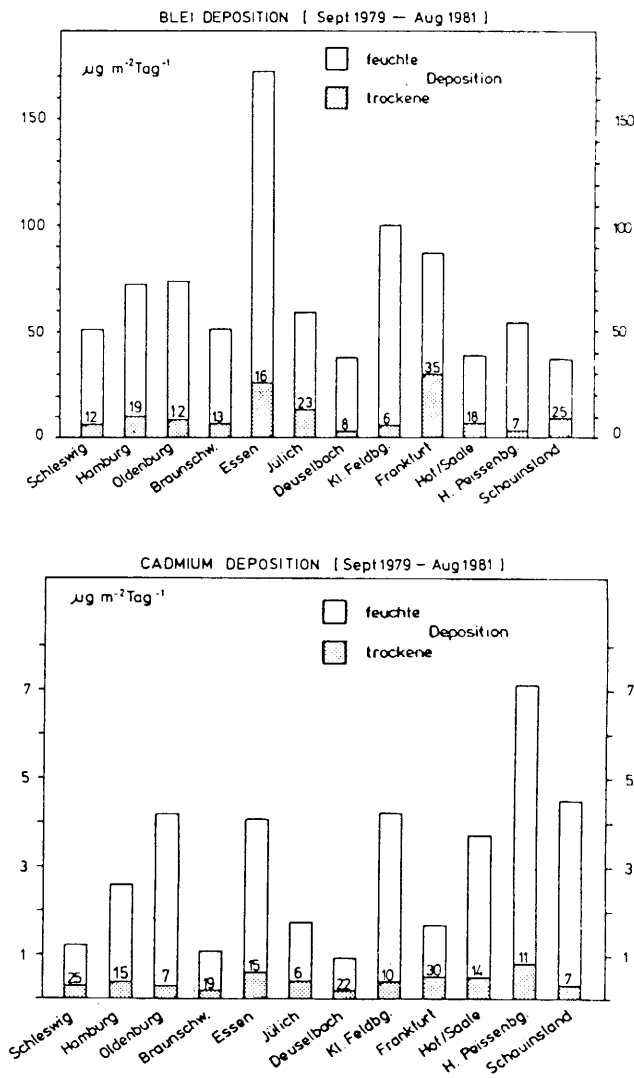
Zusammenstellung einiger Meßwerte des Staub- und des Bleiniederschlags

Standort Region	Charakterisierung der Umgebung	Jahr der Messung	Staubbiederschlag		Literaturstelle
			insgesamt $\text{mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$	Bleianteil $\text{mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$	
Bliesgau/Saarland	unbelastetes Waldgebiet	Sommer 1980	—	0,064	FLEISCHER, MARTIN (1980)
Düsseldorf	Großstadt am Rande von industriellem Ballungs- gebiet	1980	200–300	0,25	LIS (1981)
Frankfurt am Main	Großstadt	1972–1973		0,164	UBA (1976)
Helmstedt-Offleben	Braunkohlentagebau	1978	170–240	0,14–0,19	NSM (1979 f.)
Nordenham	NE-Schwermetallhütte in der Nähe Meßgebiet $6 \text{ km} \times 6 \text{ km}$	1978	100	0,75	NSM (1979 f.)
Goslar-Oker	NE-Schwermetallhütte in der Nähe Meßgebiet $3 \text{ km} \times 3 \text{ km}$ (in 3 km Entfernung)	1977–1978	—	1,6	NSM (1979)
		1977–1978	—	0,3	NSM (1979)
Stolberg	NE-Schwermetallhütte in der Nähe Meßgebiet $5 \text{ km} \times 5 \text{ km}$	1974	150	1,1	MAGS-NW (1975)

Quelle: JOCKEL et al. (1982)

Abb. 2.18

Flächendichte der Blei- und Cadmium-Deposition im Zeitraum September 1979 bis August 1981. (Die Zahlen in den Säulen geben den Anteil der trockenen Ablagerung in Prozent an.) Blei obere Bildhälfte. Cd-Wert für Jülich offenbar zu hoch



Quelle: GEORGII, PERSEKE, ROHBOCK (1982)

gleich mit den Angaben von GEORGII et al. (1982) in Abb. 2.18. Sieht man die in Hamburg gemessene Deposition von $70 \mu\text{g}/\text{m}^2\text{d}$ ($= 26 \text{ kg}/\text{km}^2\text{a}$) (Abb. 2.18) als typisch an für die 60 % dicht besiedelten Gebiets, so erhält man in Verbindung mit der in den restlichen 40 % herrschenden Grundbelastung von $40 \mu\text{g}/\text{m}^2\text{d}$ eine Gesamtdeposition über dem Bundesgebiet von gut 5250 t/a . Die 15%-Abweichung von der durch JOCKEL et al. angegebenen Gesamtemission von 4550 t/a ist angesichts des überschlägigen Charakters der Abschätzung bedeutungslos.

168. In einer Übersicht über Blei-Niederschlagsmessungen der letzten drei Jahrzehnte in Deutsch-

land und im Ausland kommen LAHMANN und SEIFERT (1981) zu folgendem Ergebnis:

- In wenig oder nicht belasteten Gebieten lagen die Bleistaub-Niederschläge zwischen 20 und 90, meist zwischen 40 und $60 \mu\text{g}/\text{m}^2\text{d}$.
- In allgemeinen städtischen Gebieten wurde der Immissionswert der TA Luft-Entwürfe 1978 und 1981 von $500 \mu\text{g}/\text{m}^2\text{d}$ nur selten erreicht.
- Unter dem Einfluß gewerblicher Emissionen — auch bei kleineren Betrieben — können jedoch wesentlich höhere Werte als $500 \mu\text{g}/\text{m}^2\text{d}$ auftreten.
- Maßnahmen der Luftreinhaltung in Industrie und Kraftfahrzeugverkehr führten zu abnehmenden Blei-Immissionen.

169. Zur Bewertung der Bleideposition weisen GEORGII et al. (1982) noch auf folgendes hin: In Ballungsgebieten werden vorwiegend große, unlösliche Teilchen abgelagert, dagegen setzt sich die Bleideposition in Reinluftgebieten aus kleinen, stärker löslichen Aerosolteilchen zusammen, die dem Ferntransport unterliegen. Allerdings liegen die Emissionsquellen für Bleiverbindungen in der Regel in geringen Höhen, so daß die Fernausbreitung von untergeordneter Bedeutung sein dürfte.

170. Hinsichtlich der Cadmium-Immission konnten im wesentlichen drei Bereiche unterschieden werden, die sich auch durch eine unterschiedliche Emissionssituation auszeichneten. SCHLADOT und NÜRNBERG (1982) ordnen ihnen folgende mittlere Depositionen zu:

- Reinluftgebiete und ländliche Gebiete (90 % des Bundesgebiets): Aufgrund der Messungen von NÜRNBERG, VALENTA u. NGUYEN (1981) wird hier eine (feuchte) Deposition von $0,75 \mu\text{g}/\text{m}^2\text{d}$ ($= 0,27 \text{ kg}/\text{km}^2\text{a}$) angesetzt.
- Ballungsgebiete ohne spezifische Emittenten (5 % des Bundesgebiets): Aus dem Mittelwert $10 \text{ ng}/\text{m}^3$ der dort anzunehmenden Immission schließen die Autoren mit Hilfe einer linearen Beziehung zwischen Deposition und Immission nach SCHULTE-SCHREPPING (1978) auf eine mittlere Deposition von $6,55 \mu\text{g}/\text{m}^2\text{d}$ ($= 2,39 \text{ kg}/\text{km}^2\text{a}$).
- Ballungsgebiete mit spezifischen Emittenten (5 % des Bundesgebiets): Aus dem Mittelwert $20 \text{ ng}/\text{m}^3$ der dort anzunehmenden Immission schließen die Autoren unter Berufung auf SCHULTE-SCHREPPING (1978) wieder auf eine mittlere Deposition von $13,25 \mu\text{g}/\text{m}^2\text{d}$ ($= 4,84 \text{ kg}/\text{km}^2\text{a}$).

Mit diesem Ansatz ergibt sich für die Bundesrepublik Deutschland eine Gesamt-Deposition von $61,2 \text{ t/a} + 29,7 \text{ t/a} + 60,1 \text{ t/a} = 151 \text{ t/a}$. Dieser Wert liegt noch erheblich über der — vergleichsweise hohen — Angabe der Cadmium-Emission von $83,5 \text{ t/a}$ (Tz. 62) seitens des UBA (1977 b).

171. Zur Kritik an diesem Ansatz wird darauf hingewiesen, daß der für Cadmium im Staubbieder-

schlag vorgeschlagene Grenzwert der TA Luft-Entwürfe 1978 und 1981 von 7,5 µg/m²d im Jahresmittel wohl nicht auf 5 % des Bundesgebiets fast erreicht und auf weiteren 5 % sogar erheblich überschritten wird. SCHLADOT und NÜRNBERG erhalten so hohe Werte der Deposition, weil sie die lineare Beziehung zwischen Deposition und Immission über den von SCHULTE-SCHREPPING (1978) angegebenen Gültigkeitsbereich hin fortsetzen. Die in Abb. 2.18 dargestellten Ergebnisse der Messungen von GEORGII et al. (1982) geben in der Tat keinen Hinweis darauf, daß der vorgeschlagene Grenzwert für die Cadmium-Deposition großflächig erreicht wird. NÜRNBERG, VALENTA und NGUYEN (1981) haben sogar noch etwas niedrigere Meßwerte der feuchten Cadmium-Deposition mitgeteilt.

172. Auch LAHMANN (1981 a) kommt in einer Übersicht über Niederschlagsmessungen der letzten beiden Jahrzehnte zu dem Ergebnis, daß die Meßergebnisse in Stadt- und Landgebieten in der Regel unter, die aus der Umgebung von Emissionsquellen jedoch zum Teil erheblich über 7,5 µg/m²d liegen; der vom TA Luft-Entwurf 1978 zum Schutz von Nahrungs- und Futterpflanzen vorgeschlagene „Schwellenwert“ von 2,5 µg/m²d wurde bei den meisten Untersuchungsprogrammen überschritten; nur in wenigen stadtfernen Gebieten liegen die Meßwerte unter 1 µg/m²d.

Die von der LIS des Landes NW 1980 durchgeführten Messungen der Cadmium-Niederschlagsbelastung im Gebiet der Rheinschiene Mitte zeigten — bei einer mit Blei vergleichbaren räumlichen Verteilung — nur an drei Meßstellen eine Überschreitung des Grenzwerts für die mittlere Belastung (PRINZ et al., 1981). Untersuchungen in der Umgebung von Schwermetall-Emittenten zeigen dagegen — mit abnehmender Tendenz — Höchstwerte von Einzelmessungen, die um 100 µg/m²d (PRINZ, 1981) bis zu 300 µg/m²d (LAHMANN, 1981 b) liegen.

173. Während der „Cadmium-Anhörung“ von 2. 11. bis 4. 11. 1981 wurde darauf hingewiesen, daß die

Depositionsbelastung durch Cadmium in der Regel bei oder unterhalb von 7,5 µg/m²d liege, soweit man auf den Anteil im Feststaub abstellt. Nähme man jedoch den gelösten Anteil hinzu, so könnten sich Cadmium-Niederschlagswerte vom Doppelten bis zum Hundertfachen des Grenzwerts ergeben (UBA, 1982 b). Diese Frage bedarf der Klärung.

174. Die Messung der LIS des Landes NW im Gebiet der Rheinschiene Mitte erbrachten folgendes Ergebnis: Die ermittelten Zink-Niederschlagswerte verteilen sich etwa je zur Hälfte auf die Bereiche bis 300 µg/m²d — dem mittleren Wert in den wenig oder weitgehend unbelasteten Randzonen — und von 300 µg/m²d bis 750 µg/m²d (PRINZ et al., 1981).

175. In Anlehnung an die Dreiteilung des Bundesgebiets hinsichtlich der Cadmium-Belastung schlagen SCHLADOT und NÜRNBERG eine abgewandelte Einteilung im Hinblick auf die Belastung mit Zink vor, das zum Teil eine ähnliche Verteilung der Emissionsquellen hat wie Cadmium. Aufgrund der Messungen der nassen Zink-Deposition von NÜRNBERG et al. (1981) teilen sie das Bundesgebiet auf in

- 5 % wenig belastete Gebiete mit einer mittleren Deposition von 47,0 µg/m²d (= 17 kg/km²a),
- 90 % ländliches Gebiet mit einer mittleren Deposition von 77 µg/m²d (= 28 kg/km²a) und
- 5 % Ballungsgebiete mit spezifischen Emittenten mit einer mittleren Deposition von 351 µg/m²d (= 120 kg/km²a).

Es errechnet sich eine nasse Deposition für die Bundesrepublik Deutschland von 213 t/a + 6288 t/a + 1592 t/a = 8094 t/a, entsprechend einem Überschuß von 16 % über der von SCHLADOT und

Tab. 2.31

Deposition von Metallen (Metallverbindungen)

Element	Deposition in µg/m ² d		Anmerkung
	trocken	feucht	
Pb	3 – 30	30 – 140	Höchster Wert auf kleinem Feldberg
Cd	0,2– 0,8	0,8– 6,5	
Mn	10 – 74	12 – 68	Höchstwert Ruhrgebiet
Fe	120 –1260	120 – 350	
Na	500 –3000	1700 –2500 *	
K	60 –1000	750 –1050 *	
Ca	200 –2000	2 100 –3850 *	
Mg	113 – 700	400 – 650 *	
Cu	1 – 30	55 – 90 *	
V	0,5– 4	k. A.	
Ni	0,1– 15	5 – 7 *	

*) VB 95 %

Quelle: GEORGII et al. (1982) Daten für die feuchte Deposition von Na ff. nach ULRICH et al. (1979)

NÜRNBERG angegebenen Gesamtemission von 7000 t/a (Tz. 63). Hinzu kommt ein kleinerer Beitrag der trockenen Deposition, der noch nicht quantifiziert werden kann.

Im Vergleich zu der unsicheren Kenntnis der Emissionssituation und der „Import-Export-Bilanz“ ist die Übereinstimmung befriedigend.

176. Die Messungen der Landesanstalt für Immissionsschutz des Landes Nordrhein-Westfalen im Belastungsgebiet Rheinschiene Mitte erbrachten 1980 folgendes Ergebnis (PRINZ et al., 1981):

- Die Meßwerte der *Nickelniederschläge* liegen zu rund 90 % in den Stufen unterhalb $12 \mu\text{g}/\text{m}^2\text{d}$ — dem mittleren Wert in den wenig oder weitgehend unbelasteten Randzonen — und zwischen 12 und $30 \mu\text{g}/\text{m}^2\text{d}$.
- Die Meßwerte der *Arsenniederschläge* liegen weitaus überwiegend unter $5 \mu\text{g}/\text{m}^2\text{d}$ — dem mittleren Wert in den wenig oder weitgehend unbelasteten Randzonen. Nur rd. 5 % überschreiten $10 \mu\text{g}/\text{m}^2\text{d}$, ein einziger Meßwert überschreitet $20 \mu\text{g}/\text{m}^2\text{d}$.

GEORGII et al. (1982) bzw. ULRICH et al. (1979) haben die in Tab. 2.31 aufgeführten Größenordnungen der trockenen und feuchten Deposition für verschiedene Metalle angegeben. Weitere Meßergebnisse scheinen nicht vorzuliegen.

2.5.4 Deposition in Wäldern

177. Bereits vor 100 Jahren ist darauf hingewiesen worden (BUCHENAU, 1883), daß fast alle Stoffe im Niederschlag eine erhebliche Konzentrationsanreicherung erfahren, wenn dieser den Baumkronenbereich passiert (Tz. 139ff.). Die Anreicherung im Bestandesniederschlag wird u. a. durch ein Abspülen von Stoffen, die vorher auf den Zweigen und Blättern durch trockene Deposition abgelagert wurden, erklärt. Außerdem ist der Interzeptionswasserverlust (Tz. 136) zu berücksichtigen, durch den eine Konzentrationserhöhung der Inhaltsstoffe von Niederschlägen eintritt. Des weiteren kann auch eine Auswaschung einzelner Stoffe aus den Pflanzen erfolgen, die zu einer von Depositionsvorgängen unabhängigen Stoffanreicherung im Boden führt. Im Gegensatz hierzu verringern Adsorption bzw. Absorption von Stoffen an und in den Pflanzen die Stoffkonzentrationen. Die gebundenen Stoffe gelangen erst später mit dem Laub- bzw. Streufall auf die Böden. Den Messungen erschließt sich nur die Summe dieser Vorgänge. Versuche einer Trennung dieser Vorgänge sind von ULRICH et al. (1979) vorgenommen worden.

Grundsätzlich müssen in Wäldern mit geschlossenem Blätterdach die Elementflüsse von zwei Kompartimenten unterschieden werden: Kronenraum mit Kronendurchlaß (= Kronentraufe) und Stammraum mit Stammablauf. Dies führt am Boden zu einer ungleichmäßigen Niederschlags- bzw. Stoffverteilung.

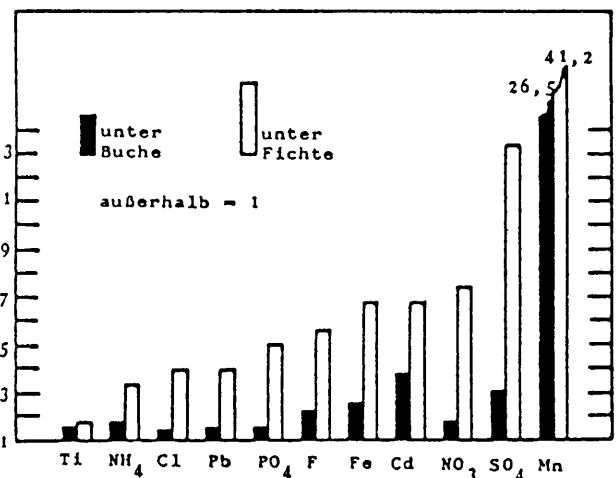
178. Die verschiedenen Stoffflüsse und die Depositionswerte in Waldökosystemen lassen sich mit Hilfe geeigneter Meßanordnungen bestimmen. Die hier herangezogenen Ergebnisse von ULRICH et al. (1979) sowie von HÖFKEN et al. (1981) wurden durch verschiedene methodische Ansätze erzielt und umfassen unterschiedliche Meßintervalle. Während ULRICH et al. (1979) die Gesamtdeposition mit offenen Sammelgefäßen erfaßt haben, beschränken sich die Daten von HÖFKEN et al. (1981) auf die nasse Deposition (Tz. 134), da bei ihrer Versuchsanordnung die Sammelgefäße nur bei Niederschlag geöffnet waren.

179. Die daraus berechneten Stoffkonzentrationen des Niederschlages im Solling gibt Tab. 2.32 wieder, aufgeschlüsselt nach Freiland (Wiese), Kronentraufe und Stammablauf. Bis auf wenige Ausnahmen sind — wie nach Abschnitt 2.5.2 zu erwarten — die Konzentrationen in der Kronentraufe höher als im Freilandniederschlag und im Stammablauf höher als in der Kronentraufe. Kalium und Mangan zeigen die stärkste Zunahme, was neben anderem auf eine meßbare Pflanzenauswaschung zurückgeführt wird. Diese ist von HÖFKEN et al. (1981) auch für Chlor und Ammoniak angenommen worden. Die Stoffe, bei denen eine Konzentrationsabnahme festzustellen ist (z. B. Phosphor, Kupfer, Cadmium) werden vermutlich durch die Bäume selbst oder durch die auf ihnen lebenden Organismen gebunden. In der Regel betragen die Stoffkonzentrationen jedoch, innerhalb eines Buchen- bzw. Fichtenwaldes im Solling ein Vielfaches der außerhalb des Waldes gemessenen Konzentrationen (Abb. 2.19).

180. Wenn die Niederschlagsmengen des Freiland- und des Bestandesniederschlages bekannt sind, kann aus der Stoffkonzentration die Deposition be-

Abb. 2.19

Stoffkonzentrationen im Niederschlag innerhalb eines Buchen- bzw. Fichtenwaldes als Vielfaches der außerhalb gemessenen (Solling; Februar bis Oktober 1980)



Quelle: HÖFKEN et al., 1981

Mittelwerte der Konzentrationen von Stoffen im Freilandniederschlag,
in der Kronentraufe und im Stammablauf (Solling)

Meßzeitraum	X/1968–VIII/1974												X/1970–VIII/1974		
	H	Na	K	Ca	Mg	Fe	Mn	Al	Cl	SO ₄ -S	P	N _t	N _{org}	NO ₃ -N	NH ₄ -N
	mg/l														
Freilandniederschlag .	0,090	0,874	0,481	1,56	0,267	0,191	0,044	0,117	1,89	2,75	0,090	2,58	0,742	0,945	1,31
Kronentraufe Buche	0,127	1,62	3,09	3,96	0,545	0,174	0,504	0,226	4,00	5,85	0,080	3,51	1,08	1,42	1,60
Stammabfluß Buche	0,485	2,79	7,50	5,27	0,768	0,384	0,776	0,369	6,90	17,3	0,028	3,66	1,84	1,23	1,20
Kronentraufe Fichte	0,473	2,59	4,59	6,31	0,811	0,336	0,810	0,467	5,89	14,2	0,13	4,99	1,59	2,19	2,29

Meßzeitraum 8 Monate	nach HEINRICHS und MAYER (1979b)							Meßzeitraum 8 Monate	nach HEINRICHS und MAYER 1977			
	Cr	Co	Ni	Cu	Zn	Cd	Pb		Sb	Bi	Hg	Tl
	µg/l								µg/l			
Freilandniederschlag	1,2	<0,7	2,5	33	180	3,4	29	Freilandniederschlag . .	0,27	0,033	0,035	0,11
Kronentraufe Buche	1,2	<0,6	3,9	17	120	1,8	33	Kronentraufe Buche	0,39	0,033	0,024	0,11
Stammabfluß Buche	2,9	0,8	3,8	18	1720	2,0	78	Stammabfluß Buche	0,51	0,10	0,15	0,16
Kronentraufe Fichte	2,8	1,2	5,2	30	350	3,2	70	Kronentraufe Fichte	0,36	0,065	0,17	0,17

Quelle: ULRICH et al., 1979

rechnet werden. Tab. 2.33 gibt eine Literaturübersicht über die Gesamtdeposition (Summe aus trockener und nasser Deposition) einzelner Elemente über und unter dem Kronendach von Wäldern nach Angaben verschiedener Autoren; bei diesen von ULRICH et al. (1979) zusammengestellten Daten ist allerdings nichts über mögliche Fehlerquellen bekannt. Bei nahezu allen gemessenen Elementen ist

auch hier eine Zunahme der Deposition unter dem Kronendach im Vergleich zur Messung über dem Kronendach festzustellen. Lediglich bei Stickstoff wurde in einigen Fällen eine Abnahme beobachtet, die möglicherweise auf die Einbindung von Stickstoffverbindungen durch Organismen während der Passage des Niederschlages durch die Baumkronen zurückzuführen ist.

Tab. 2.33

Gesamtdeposition (a) über und (b) unter dem Kronendach von Wäldern gemessen

		Wasser $l \cdot m^{-2}$	Na	K	Ca	Mg	N	Cl	S	P
			kg · ha ⁻¹ · a ⁻¹							
1. Mittelschweden Fichte	(a)	509	0,77	0,58	0,86	0,18	3,58	1,29	5,68	
	(b)	333	0,98	1,84	1,58	0,44	2,27	2,54	6,27	
2. Schweden Fichte	(a)			1,3	5,3	4,8	9,4		11,0	0,04
	(b)			36,1	11	9,1	12,9		23,4	1,5
3. Schweden Fichte	(a)			1,9	3,5	0,9	8,2		7,9	0,07
	(b)			25,2	13,9	5,2	16,0		46,3	0,44
4. Solling Fichte	(a)	938	7,7	3,3	10,0	1,9	(21,9)	16,9	23,8	0,17
	(b)	721	17,6	30,1	34,6	5,0	(33,7)	39,7	88,6	(0,64)
5. Schottland Pinus nigra v. mar.	(a)		25	3,0	3,0	2,5	5,0			0,04
	(b)		66	11,0	9,0	8,5	4,0			0,06
6. Ruhrgebiet Fichte	(a)								30	
	(b)								133	
7. 50 km N des Ruhrgebiets Fichte	(a)								25	
	(b)								137	
8. 45 km S des Ruhrgebiets Fichte	(a)								28	
	(b)								105	
9. Neuseeland Laubwald (Nothofagus)	(a)	1346	63	6,7	7,2	11,1	2,8	104	8,4	0,2
	(b)	762	74	31,1	13,4	13,4	2,3	143	10,4	0,6
10. Solling Buche	(a)	938	7,7	3,3	10,0	1,9	(21,9)	16,9	23,8	0,17
	(b)	832	14,6	29,0	26,9	27	(28,4)	33,3	53,4	(0,47)
11. Schweden Buche	(a)			1,9	3,5	0,9	8,2		7,9	0,07
	(b)			11,2	6,6	2,5	1,0		10,6	0,06

Literatur: (1) BRINGMARK 1977, (2) ANDERSON in ULRICH et al. 1974, (3) und (11) NIHLGARD in ULRICH et al. 1974, (5) MILLER, H. G. et al. 1976, (6), (7) und (8) KNABE 1977, (9) R. B. MILLER 1963

Quelle: ULRICH et al., 1979

181. Für Schwermetalle ist von ULRICH et al. (1979) neben der Gesamtdeposition auch die Deposition mit dem Streufall berücksichtigt worden (Tab. 2.34). In einer Abschätzung der Schwermetallflüsse in einem Buchen- und einem Fichtenwald stellen sie fest, daß die Akkumulation von Blei und Zink aus der Luft in Pflanzenteilen nicht zu vernachlässigen ist.

182. HÖFKEN et al. (1981) haben die Ausfilterung von Aerosolen durch Buchen- und durch Fichtenwald im Solling anhand der gemessenen Stoffflüsse unter Berücksichtigung von Absorption und Auswaschung berechnet. Aus meßtechnischen Gründen (Meßgeräte nur bei Niederschlag geöffnet) ist in Tab. 2.35 nur die nasse Ablagerung in diesen Wäldern wiedergegeben, ohne daß die in regenfreien Perioden noch zusätzlich trocken zum Erdboden gelangenden Stoffe berücksichtigt werden konnten.

Zum Vergleich wurde die nasse Deposition im Freiland herangezogen. Der Fichtenwald entfernt danach durch Ausfilterung von Aerosolen einen größeren Anteil Nitrat, Sulfat, Mangan, Cadmium, Blei und Eisen aus der Atmosphäre, als mit der nassen Deposition im Freiland abgelagert worden ist. In der nassen Deposition überwiegen Chlor, Ammoniak und Titan. Buchen zeigten in der belaubten Zeit ein ähnliches Filterverhalten (außer bei Nitrat), während in der unbelaubten Zeit Chlor, Nitrat, Sulfat, Blei, Eisen und Ammoniak durch die nasse Deposition effektiver entfernt wurden. Aufgrund der biogenen Umsetzungen des Stickstoffs sind Fehleinschätzungen der Nitrat- bzw. Ammonium-Stickstoffdeposition nicht ausgeschlossen. Die Mangan-deposition unter Wald könnte überschätzt sein; Mangan wird zwar in höherem Maße trocken deponiert als feucht (GEORGII et al., 1982), unterliegt aber auch, wie aus Laborversuchen bekannt ist, der Pflanzenauswaschung.

Tab. 2.34

Gesamtdeposition von Schwermetallen und Deposition mit dem Streufall (Solling)

	Nieder- schlags- menge 1 · m ⁻²	Cr	Co	Ni	Cu	Zn	Cd	Pb	Sb	Bi	Hg	Tl
		10 ⁻⁴ g/m ² a										
Freiland-Niederschlag	1060	12,1	8,9	26	350	1890	35	310	2,9	0,35	0,37	1,17
Bestandes-Niederschlag Buche	873	11,9	5,5	34	150	2720	16	340	3,5	0,35	0,34	1,01
Bestandes-Niederschlag Fichte	751	21,9	9,2	40	230	2700	25	532	2,8	0,50	1,30	1,30
Streufall Buche	—	45	3,4	41	75	260	2,6	120				
Streufall Fichte	—	77	4,0	66	240	250	2,3	256				

Quelle: verändert nach ULRICH et al., 1979

183. Anhand von Untersuchungen über die Depositionsgeschwindigkeiten und Inhaltsstoffe bestimmter Aerosole haben HÖFKEN et al. (1981) bestätigt, daß die „Oberfläche Wald“ in weit höherem Maße als eine Senke für atmosphärisches Aerosol angesehen werden muß, als bisher angenommen wurde. Wie die Tabellen 2.32 bis 2.35 zum Ausdruck bringen, ist die Filterwirkung des Fichtenwaldes größer als die des Buchenwaldes, in letzterem in der belaubten Zeit wiederum größer als in der laubfreien. Da die Filterwirkung außer den ökologischen Gegebenheiten wesentlich von lokalen Witte-

rungs-, Relief- und anderen Bedingungen abhängt, sind die Ergebnisse aus dem Solling nur qualitativ auf das gesamte Bundesgebiet zu übertragen.

184. Derart globale Feststellungen zur Deposition an Wäldern lassen sich durch ein feineres Meßnetz erweitern: KOENIS (1982) hat verschiedene Mikrostandorte im Stamm- und im Kronenraum von Buchen untersucht. Er konnte auf diese Weise die Erwartung belegen, daß durch eine inhomogen verteilte Deposition von Schadstoffen in Buchenwäldern die Stammfüße stärker belastet werden als der übrige Waldboden. Dies macht sich u. a. in einer fortgeschrittenen Versauerung der Böden und der Akku-

Tab. 2.35

Nasse Deposition von Stoffen und deren trockene Deposition an Baumkronen (Solling)
Angaben in mg pro m² und Monat

	Cl ⁻	NO ₃ ⁻ -N	SO ₄ ⁻ -S	NH ₄ ⁺ -N	Fe	Mn	Cd	Pb	Ti
Februar–April 1980									
Nasse Deposition	160	90	220	100	13	2	0,04	1,3	—
Trockene Deposition Buche . . .	6	22	120	47	11	8	0,09	1,1	—
Trockene Deposition Fichte . . .	90	270	870	87	26	9	0,012	4,3	—
Mai–Oktober 1980									
Nasse Deposition	80	50	110	70	10	2	0,03	1,2	—
Trockene Deposition Buche . . .	13	20	150	18	10	6	0,06	2,3	—
Trockene Deposition Fichte . . .	67	150	480	43	23	18	0,08	3,3	—
Verhältnis trockene Deposition/nasse Deposition									
Buche Februar–April	0,04	0,3	0,5	0,5	0,8	4,0	2,1	0,8	—
Buche Mai–Oktober	0,2	0,4	1,3	0,3	1,0	3,3	2,0	1,9	0,3
Fichte Februar–April	0,6	3,3	4,0	0,9	2,0	4,5	2,8	3,1	—
Fichte Mai–Oktober	0,8	2,9	4,2	0,7	2,5	9,3	2,5	2,7	0,2

Quelle: HÖFKEN et al., 1981

mulation von schwerlöslichen Schwermetallen im Stammbereich bemerkbar.

185. Diesem Filtereffekt muß also bei der Analyse des Zusammenhanges von Waldschäden und Luftverunreinigungen im besonderen Maße Rechnung getragen werden. Es scheint, als ob die Wälder die Schadstoffe gleichsam auf sich ziehen. Die von BUCHENAU (1883) (Tz. 177) ausgesprochene Vermutung ist heute von höchster Aktualität. Die herkömmlichen Immissionsmessungen und die daraus abgeleiteten Depositionen beschreiben die Belastungen der Wälder keineswegs vollständig. Letztlich muß man davon ausgehen, daß durch die Filterwirkung die Wälder sogar zu „Belastungsgebieten“ werden können. Dieser Sachverhalt muß bei allen Analysen der Zusammenhänge von Luftverunreinigungen und Waldschäden berücksichtigt werden; auch die Messung und Überwachung kann sich nicht auf Immissionen beschränken, vielmehr muß die Deposition im Wald direkt gemessen werden — auch wenn der Aufwand dafür erheblich sein dürfte.

2.5.5 Stoffumwandlung beim Eintrag in die Böden

186. Um Veränderung der chemischen Struktur, insbesondere die Säureerzeugung und den Säureabbau in Böden, unter dem Einfluß der Deposition richtig beschreiben zu können, müssen die Ionenflüsse so vollständig wie möglich erfaßt werden — und zwar als Eintrag und Austrag. Schon beim Eintrag können die zur Deposition gelangenden gasförmigen Luftverunreinigungen Schwefeldioxid, Stickoxide und Halogenwasserstoffe und ihre luftchemischen Umwandlungsprodukte chemischen Umwandlungen unterliegen, worüber Tab. 2.36 einen summarischen Überblick gibt. Schwermetall- und andere Spurenstoffdepositionen können unter Bildung von — unter Umständen hydratisierten — Ionen in Lösung gehen, deren Auftreten an anderer Stelle im Zusammenhang mit dem Kationenhaushalt der Bodenlösung zu betrachten ist. Auf den Komplex in den Boden eingetragener organischer Luftverunreinigungen und ihrer Umwandlungsprodukte kann nur hingewiesen werden.

Tab. 2.36

Bodenbelastung durch Schadgase

Luftverunreinigungen	Stoffumwandlung	Produkte
SO ₂ /SO ₃	Direkter Übergang des SO ₂ /SO ₃ in den Boden	Sulfite
	Reaktionen mit basischen Bestandteilen im Boden	Sulfate
	Chemische Absorption durch Regenwasser und Feuchtigkeit	schweflige Säure, Schwefelsäure, Dithionsäure; Sulfite, Hydrogensulfite, Sulfate, Hydrogensulfate, Dithionate
	Adsorption an Feststoffen und teilweise Oxidation des SO ₂ zu SO ₃	SO ₂ , SO ₃ mit H ₂ O Bildung der entsprechenden Säuren
NO/NO ₂	Direkter Übergang des NO ₂ in den Boden	Nitrite, Nitrate
	Chemische Absorption von NO ₂ durch Regenwasser und Feuchtigkeit	salpetrige Säure, Salpetersäure, Nitrite, Nitrate
	Adsorption von NO ₂ an Feststoffen	NO ₂ , mit H ₂ O Bildung der entsprechenden Säuren
	Adsorption von NO ₂ an Feststoffen mit nachfolgender chemischer Reaktion	Nitrite, Nitrate
Halogenwasserstoffe	Direkter Übergang in den Boden	Halogenide
	Chemische Absorption durch Regenwasser und Feuchtigkeit	Halogenwasserstoffsäuren, Halogenide
	Adsorption an Feststoffen	Halogenwasserstoffe, Halogenide
	Adsorption an Feststoffen mit nachfolgender chemischer Reaktion	Halogenide

Quelle: SRV, eigene Zusammenstellung

187. Die gasförmigen Luftverunreinigungen Schwefeldioxid, Stickstoffmonoxid und Halogenwasserstoffe bzw. die Oxidationsprodukte Schwefeltrioxid und Stickstoffdioxid können sich unmittelbar mit basischen Bodenbestandteilen (Kalkstein, Tone usw.) zu Sulfiten, Sulfaten, Nitriten, Nitraten und Halogeniden verbinden. Sie können aber auch zunächst im Regenwasser oder Sickerwasser in Lösung gehen und schweflige Säure, Schwefelsäure und (im stark sauren Bereich) Dithionsäure bzw. salpetrige Säure, Salpetersäure und Halogenwasserstoffsäuren erzeugen. Die damit verbundene (teilweise) Dissoziation des Wassers führt dem Boden vermehrt freie Wasserstoffionen H^+ zu (genauer gesagt: freie Oxoniumionen $(H_2O)H^+$ und Hydroniumionen $(H_3O^+)H^+$). Die Anionen der Säuren können sich mit freien Kationen der Bodenlö-

sung zu Sulfiten, Sulfaten, Hydrogensulfiten, Hydrogensulfaten und im stark sauren Bereich Dithionaten bzw. zu Nitriten, Nitraten und Halogeniden verbinden.

188. Diese Umwandlungsprozesse können auch als Folge der Adsorption der gasförmigen Luftverunreinigungen an Aerosolen in der Luft stattfinden, so daß Sulfite, Sulfate, Nitrite, Nitrate und Halogenide schon auf dem Boden deponiert werden.

Der Wirkung von Luftverunreinigungen und deren Folgeprodukte über den Boden auf den Wald wird in Kapitel 4 behandelt. Der Rat wird die Wirkung auf Böden im weiteren Zusammenhang im geplanten Gutachten „Umweltprobleme der Landwirtschaft“ behandeln.

3 WALDSCHÄDEN: SCHADBILDER UND SCHADENSERFASSUNG¹⁾

3.1 Alte und neue Waldschäden

189. Die Waldwirtschaft ist seit langem mit verschiedenartigen Waldschäden vertraut, deren Ursachen jedoch keineswegs immer ermittelt werden konnten. Bekannt ist auch die unterschiedliche Empfindlichkeit der wirtschaftlich wichtigen Baumarten, von denen vor allem die Tanne immer wieder waldbauliche Sorgen bereitet.

190. Durch Luftverunreinigungen verursachte Schäden an Bäumen, Wäldern und auch an anderen Pflanzenbeständen sind schon im vorigen Jahrhundert wissenschaftlich nachgewiesen worden (Tz. 6). So wurden Waldschäden in der Nachbarschaft spezifischer Emissionsquellen (z. B. SO_2 - oder Fluorid-Emittenten) genau beschrieben. In neuerer Zeit zeigen VAN HAUT und STRATMANN (1970) sowie DÄSSLER (1981) typische Schadbilder von Pflanzen und Pflanzenbeständen, die auf die Einwirkung hoher Luftschadstoff-Konzentrationen zurückgehen — wie sie entweder in der Nähe von Emissionsquellen entstehen können oder in Begasungsversuchen nachvollzogen wurden. Solche Immissions-schäden treten vor allem in industriellen Ballungsgebieten auf, wo verschiedenste Emissionsquellen gehäuft sind. Im besonders durch Schwefeldioxid belasteten Ruhrgebiet (Tz. 90, 151) können SO_2 -empfindliche Nadelgehölze nicht mehr gedeihen und werden deshalb nicht mehr angebaut. Hier fehlen auch immisionsempfindliche Flechtenarten, die als wichtige, allerdings unspezifische Zeigerpflanzen für Luftverunreinigungen gelten (Tz. 238 ff.); man spricht daher von einer „Nadelholz- und Flechten-Wüste“.

191. Seit etwa zehn Jahren sind nun, wie schon in Kap. 1 erwähnt, Waldschäden bekannt geworden, die sich nicht in das Bild bisheriger Erfahrungen einordnen lassen. Es handelt sich vor allem um Schäden an Tannen und Fichten, die fernab von Ballungsgebieten und spezifischen Emissionsquellen wachsen, so daß Fachleute deswegen zunächst keinen Zusammenhang mit Luftverunreinigungen vermuteten. Da die gebietsweise hohe Belastung der Luft mit Schadstoffen inzwischen in der Öffentlichkeit allgemein bekannt geworden war, wurde auch bei diesen neuen Waldschäden alsbald ein Zusammenhang mit der Luftbelastung vermutet und verkündet, ohne in allen Fällen einen eindeutigen Nachweis abzuwarten oder gar zu erbringen.

192. Tatsächlich sind die gemessenen und in Mittelwerten angegebenen Luftschadstoff-Konzentrationen fernab von Emissionsquellen in der Regel so niedrig (Abschnitt 2.4), daß eine direkte pflanzenschädigende Wirkung nach bisheriger Kenntnis der Zusammenhänge ausgeschlossen werden konnte. Es gibt jedoch Folgeprodukte, die im Verlauf des weiträumigen Transportes der Luftverunreinigungen entstehen können (Tz. 69 ff.) und die sowohl direkt — über die Luft — auf die Blätter und Sprosse oder indirekt über den Boden auf die Pflanzen einwirken und Schäden verursachen. Außerdem können kurzfristig außergewöhnlich hohe Konzentrationen („Spitzenwerte“) von Luftschadstoffen auftreten, die entweder durch die Messungen nicht erfaßt werden oder bei der Mittelwertbildung „untergehen“.

Die Veränderung zahlreicher Seen in Skandinavien durch ferntransportierte, säurebildende Luftschadstoffe gilt als erwiesen (SNSF, 1980); allerdings konnten dort bisher keine nennenswerten Waldschäden festgestellt werden. Doch auch eine möglicherweise durch sehr niedrige, aber längerfristig

¹⁾ In diesem Kapitel wurde auf ein externes Gutachten von Prof. Dr. D. Müller, Göttingen, zurückgegriffen.

einwirkende Schadgas-Konzentrationen verursachte, zunächst latente Beeinträchtigung von Wäldern wird erwogen.

193. Bevor auf mögliche Ursachen der Waldschäden und die Wirkungszusammenhänge eingegangen wird (Kap. 4), sollen die beobachteten Schadbilder und das Ausmaß der Schäden einschließlich ihrer Erfassung beschrieben werden. Dazu hat der Rat die bis Ende 1982 vorliegenden Veröffentlichungen ausgewertet, spezielle Auskünfte eingeholt und insbesondere den Bericht „Waldschäden durch Luftverunreinigungen“ als Grundlage herangezogen, der aufgrund des Beschlusses der Umweltministerkonferenz vom 27. 11. 1981 von einem Arbeitskreis BML, BMI und LAI erarbeitet worden war und im November 1982 vorgelegt wurde (BML/LAI, 1982). Eine ähnliche Beschreibung der Schadbilder wurde von der LIS (Landesanstalt für Immissionschutz des Landes Nordrhein-Westfalen) im Dezember 1982 vorgestellt (PRINZ et al., 1982). Schon vorab stellt der Rat fest, daß bei der Erfassung von Waldschäden als Folge von Luftverunreinigungen eine Abgrenzung gegen andere Schadensursachen auf Schwierigkeiten stößt. Er hebt daher im Abschnitt 3.5.2 die Wichtigkeit von Bioindikatoren hervor.

3.2 Schadbilder

194. Eine bundesweit vereinheitlichte Beschreibung der Schadbilder der neuen Waldschäden wurde von dem erwähnten Arbeitskreis unter dem Vorsitz des Bundesministers für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten auf Beschluß der Umweltministerkonferenz angefertigt (BML/LAI, 1982). Die darin enthaltene Darstellung der Schadbilder der einzelnen Baumarten wird vom Rat mit Kommentaren versehen, die auf eine weitere Differenzierung der Schadbilder, insbesondere auf eine Abgrenzung zu Schäden schon bekannter Ursachen, zielen.

Tanne

195. Beschreibung des Arbeitskreises:

Zuerst und am deutlichsten zeigen sich die Schäden an älteren Bäumen. Die Nadeln vergilben, haben mitunter auch eine matte Färbung und fallen schließlich ab.

Die Schädigung wird dann durch die schütterere Benadelung im unteren Kronenbereich deutlich erkennbar. Die Nadelverluste nehmen in der Folge weiter zu und erfassen die restliche Krone, zunächst mit Ausnahme der obersten 1 bis 1,5 m. Dort bleiben die Nadeln länger grün, die Seitenäste erscheinen relativ lang, ein nennenswerter Höhenzuwachs unterbleibt jedoch. Fortschreitende Kronenverlichtung von unten nach oben ist typisch, wenn auch nicht immer deutlich ausgeprägt. Nadelverluste treten zu allen Jahreszeiten auf. Im Frühjahr wurde mancherorts eine plötzliche Nadelbräunung, gefolgt von starkem Nadelfall, beobachtet.

Parallel zum fortschreitenden Nadelverlust findet häufig eine verstärkte Ausbildung von Wasserreisern statt, die im Extrem den Stamm dicht umgeben können. Man spricht auch von einem „Klebastmantel“. Weiterhin beginnt sich im Bereich des Kronenansatzes (unter Umständen auch tiefer) bei geschädigten, aber noch nicht abgetöteten Kronen die Rinde zu lösen. Häufig ist in diesem Stadium ein Befall mit Borkenkäfer und Hallimasch festzustellen.

Charakteristisch ist ferner ein pathologisch erweiterter Naßkern im Wurzel- und unteren Stammbereich.

196. Dazu merkt der Rat an:

Die Tanne gilt als „die Mimose unter den Baumarten“. Dementsprechend gibt es seit langem Berichte über Tannenschäden und Tannensterben. Schon 1926 schrieb MATTFELD, daß über das Absterben von Altbeständen mancherorts seit über 100 Jahren lebhaft Klagen geführt werden; im Erzgebirge seien die Alt-tannen ausgestorben. Im Schwarzwald wurde z. B. nach den Jahren 1858, 1886, 1894 und 1922/23 eine „periodisch wiederkehrende rätselhafte Tannenkrankheit“ beobachtet (Lt-Drucks. Bad.-Württ. 8/3026, 1982), die nicht bekämpft werden konnte, aber nach 10 bis 15 Jahren von selbst wieder abklang. Die Tannenfläche ging dabei ständig zurück. Auch aus der Tschechoslowakei und Italien (Apennin) gibt es Berichte über Tannensterben.

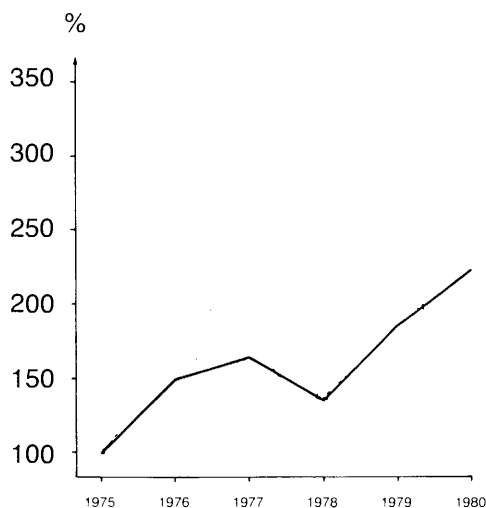
197. Die Symptome früherer Tannensterben decken sich teilweise mit denen des gegenwärtigen, dessen erste Erscheinungen schon Mitte der 60er Jahre im mittleren Schwarzwald beobachtet wurden. Insofern ist die Abgrenzung zwischen alten (bekannten) und neuartigen Schäden bzw. Schadbildern der Tanne nicht leicht. Als neuartig an den jetzigen Tannenschäden wird genannt (BML/LAI, 1982):

- lange Schadensdauer von bereits rd. zehn Jahren mit ungewisser Tendenz,
- Auftreten im gesamten natürlichen Verbreitungsgebiet der Tanne, weniger intensiv in den Bayerischen Alpen,
- rascher Schadensfortschritt bei den einzelnen Bäumen,
- häufige Irreversibilität der Schäden mit hoher Absterbequote,
- Auftreten bei unterschiedlichen Waldaufbauformen und Standorten.

198. In den Hauptschadensgebieten der Tanne ist demgemäß für die letzten fünf bis zehn Jahre eine Zunahme der Schadholzanfälle belegt worden (Abb. 3.1). Der Rat hält es für gerechtfertigt, von einer dramatischen Verschlechterung des Zustandes der Tannenbestände zu sprechen. Im grenznahen ostbayerischen Gebiet droht sie vollständig verloren zu gehen.

Abb. 3.1

Schadholzanfall (außerplanmäßige Holznutzung) bei der Tanne; Entwicklung ab 1975 (= 100%) bis 1980 in der Oberforstdirektion Regensburg



Quelle: SEITSCHEK, 1981

199. Die Schadbild-Beschreibung ist nach anderen Beobachtungen (PRINZ et al., 1982) durch eine zunächst chlorotische Aufhellung der grünen Nadeln zu ergänzen, die sich schließlich intensiv quittegelb verfärben, aber häufig an der Nadeldoppelspitze noch grün bleiben. Eine systematische Abhängigkeit der Schadensintensität einerseits vom Nadelalter, andererseits vom Abstand der Nadeln vom Stamm wird angenommen, weil die jeweils jüngsten und äußersten Nadeln länger grün bleiben. Dagegen ist die „Storchennestform“ der Tannenkronen entgegen der Ansicht von PRINZ et al. (1982, S. 15) kein Schadenssymptom, sondern ein typisches Merkmal der Altannen, das durch den Nadelverlust im Inneren der Krone seine Ausprägung wiederum verliert.

Auch die erwähnte Wasserreiserbildung am Stamm ist für die Tanne typisch. Mag sie auch eine Störung der Wasserversorgung oder Absterben der Krone anzeigen, so ist sie für das Überleben des Baumes positiv zu bewerten; damit werden die unentbehrlichen Assimilationsorgane (Nadeln) nur von der Krone an den Stamm verlegt.

Von den Schäden sind nach SCHÜTT (1982) auch schon 10- bis 15jährige Tannen betroffen, während sich die Naturverjüngung in den geschädigten Bergwäldern offenbar ganz normal vollzieht.

Fichte

200. Beschreibung des Arbeitskreises:

Im allgemeinen werden Kronenverlichtungen durch Nadelabwurf von oben nach unten und unregelmäßig von außen nach innen festgestellt. Oft tritt eine ausgeprägte Zopftrocknis auf. Dabei verlichtet und stirbt der oberste Teil des Wipfels, bei sonst gut benadelten Kronen, insbesondere oberhalb des Kronenschlusses, ab. Der Schaden tritt zunächst an den das allgemeine Höhenniveau des Bestandes übersteigenden Kronenteilen vorherrschender Bäume auf.

Insbesondere auf den Hochlagen des Harzes wird beobachtet, daß diese trockenen Zöpfe herausbrechen (nach Wind- oder auch Schnee-Einwirkung) und die Fichten dann seitlich einen neuen Zopftrieb ausbilden. Dieser wächst zunächst gut, stirbt jedoch, sobald er das Höhenniveau des Bestandes übersteigt, wieder ab. Diese Erscheinung tritt an manchen Bäumen mehrfach auf. Bei allen Schadensbildern wird außerdem das Austreten von Harztropfen innerhalb oder dicht unterhalb des Kronenbereiches beobachtet, außerdem das Aufplatzen und Harzen der Rinde am Stamm, innerhalb des Kronenbereiches sowie an der Unterseite von Ästen.

Beobachtet werden neben Vergilbung auch Deformationen an Nadeln und Trieben (Verkürzungen und Verkrümmungen) sowie schlaffes Herabhängen der Zweige zweiter Ordnung. In den meisten wissenschaftlich untersuchten Fällen ist außerdem eine krankhafte Verkümmern des Feinwurzelsystems festgestellt worden.

Bei Fichtenverjüngungen zeigen sich Wurzeldeformationen und Feinwurzelverluste.

201. Dazu merkt der Rat an:

Im Vergleich zu den Schäden an der Tanne sind die Fichtenschäden als völlig neuartig anzusehen. Zwar gibt es kaum ein Fichtenrevier, in dem man nicht auf Bäume mit schütterten Kronen verweisen könnte (und Anfänger im Forstberuf, die „Immissionsschäden“ ermitteln sollen, müssen mit dieser Tatsache vertraut gemacht werden!) — doch Schadensumfang und Art der Schadbilder sind bei der Fichte in dieser Form noch nicht beobachtet worden.

202. In den Erläuterungen zur Ausfüllung des Formblattes „Erfassung von Waldschäden“ wird zu Feld 4 für die Fichte unter allen drei Schadensstufen (Tz. 216) auf die Verhältnisse an den Bestandesrändern verwiesen (BML/LAI, 1982). Die Intensität der Schäden soll danach von „einzelnen“ Ausfällen über „deutliche“ bis zu „einsetzender Auflösung des Bestandes von den Rändern her“ klassifiziert werden. Damit ist gewiß zutreffend beschrieben, was sich seit jeher an zahlreichen Fichtenwaldrändern abgespielt hat, immer abspielen wird und als „Randerscheinung“ besonders ins Auge fällt. Bei solchen Möglichkeiten der Fehldeutung ist es nicht zweckmäßig, den Waldrändern für die Erfassung von Immissionsschäden eine derartige Beachtung zu schenken: Tatsache ist nämlich, daß sich die für die neuen Schäden besonders bezeichnenden — und daher jeden Irrtum ausschließenden — Schadbildern oft gleichmäßig und gleichartig über ganze Bestände erstrecken.

203. Das Schadbild ist vor allem insoweit verschieden von dem der Tanne, als die Fichte am Stamm keine Wasserreiser bildet. So fällt es bei ihr noch deutlicher als bei der Tanne auf, wenn die Krone durch Verlust von Nadeljährgängen immer schütterer wird. An vielen Standorten ist in der Nachbarschaft bereits geschädigter oder abgestorbener Tannen das Absterben von Fichten unter ähnlichen, hinsichtlich der Gelbfärbung der Nadeln gleichen Erscheinungen zu beobachten.

Im Gegensatz zur Tanne fallen die geschädigten Nadeln weniger rasch ab, so daß kranke Fichten durch die quittegelbe Benadelung häufig weithin sichtbar werden. Oft sind auch die Zweigoberseiten oder exponierte Zweigteile stärker chlorotisch (gelbgrün) als die Unterseiten bzw. abgeschirmten Zweigteile (PRINZ et al., 1982).

Kiefer

204. Beschreibung des Arbeitskreises:

Bei der Kiefer treten Nadelverfärbungen (im allgemeinen Vergilbung oder Bräunung) auf. Diese werden von Kronenverlichtungen begleitet. Oft werden nur noch ein bis zwei Nadeljährgänge gegenüber normalerweise drei bis vier festgestellt. Die Nadelverluste setzen bei den ältesten Nadeljährgängen ein und greifen schließlich auf die letztjährigen Nadeln über. Stark geschädigte Kiefern besitzen nur noch wenige, knapp unterhalb der Terminalknospe verbleibende Kurztriebe.

Daneben werden Triebverkrümmungen und fahnenartige Kronendehformationen beobachtet. Auch von einem starken Rückgang des Feinwurzelsystems wird berichtet.

205. Zur Kiefer ruft der Rat folgende Anmerkung aus DENLGER's Waldbau-Lehrbuch (BONNEMANN u. RÖHRIG 1971, S. 46) in Erinnerung: „Seit etwa zwei Jahrzehnten wird in zahlreichen Kiefernbaumhölzern des westlichen Mitteleuropa eine Erkrankung beobachtet, die als „Kiefernsterben“ bezeichnet wird. Sie steht wahrscheinlich mit starken Schwankungen der Sommer- und Wintertemperaturen in einzelnen Jahren mit zeitweiligen Trockenperioden und nachfolgendem Befall durch Hallimasch im Zusammenhang.“ Die Schadbilder dieser Erkrankung werden nicht genannt.

Buche

206. Beschreibung des Arbeitskreises:

Bevor Schäden an älteren Buchenbeständen sichtbar werden, treten in der Regel Störungen der Naturverjüngung auf. Dabei laufen die Buchenkeimlinge oft noch auf, fallen jedoch meist bald wieder aus. An ausgegrabenen Pflanzen werden dann abgestorbene und verkümmerte Wurzeln festgestellt.

Bei älteren Bäumen ist das typische Schadbild die Kronendürre (Trockenspitzigkeit), die mit Blattvergilbungen und Blattnekrosen an der Kronenperipherie beginnt. Begleitet von Symptomen wie Abwurf grüner Blätter, vorzeitiger Verfärbung, vorzeitigem herbstlichen Blattabwurf sowie verspätetem oder ausbleibendem Frühjahrsaustrieb geht ein Entlaubungsprozeß vor sich, der schließlich zum Dürrenwerden ganzer Kronenteile führt. Dabei tritt häufig ein Absterben der Rinde im Kronenraum und später auch an der Stammbasis auf.

207. Dazu merkt der Rat an:

Es ist zweifelhaft, ob Fehlschläge bei der natürlichen Verjüngung der Buche ein Bestandteil der neuen Waldschäden sind und mit Luftverunreinigungen in Verbindung gebracht werden können. In den üblichen, meist gleichaltrigen Buchen-Wirtschaftswäldern ist die Verjüngung fast immer ein Problem gewesen. Soll sie mit der erforderlichen Sicherheit gelingen, ist eine Pflegeintensität erforderlich, die heute vielfach nicht mehr gewährleistet werden kann. Der Rat ist der Meinung, daß ein Zusammenhang zwischen den neuen Waldschäden und dem Ausbleiben der Buchennaturverjüngung bzw. den Schwierigkeiten beim Heranwachsen von Buchenkeimlingen und -jungpflanzen nicht befriedigend nachgewiesen ist; er hält einen Zusammenhang allerdings auch nicht für ausgeschlossen.

208. Bei älteren Bäumen werden neue Schäden und Schadbilder der beschriebenen Art insbesondere von SCHÜTT (1982) hervorgehoben; die Buchenschäden seien sogar die aggressivsten, da sie innerhalb einer Vegetationsperiode zum Tode führen können. Diese Schäden sind aber bisher nur in einigen Gebieten Ostbayerns beobachtet worden, besonders ausgeprägt im südlichen Bayerischen Wald südlich des Dreisessel (PRINZ et al., 1982). Aus Nordrhein-Westfalen werden Schwerpunkte der Buchenschädigung aus „Gebieten mit relativ starken Immissionsbelastungen“ genannt (BML/LAI, 1982), die aber dann von den neuartigen Waldschäden in wenig belasteten Gebieten unterschieden werden müßten. In Baden-Württemberg traten im Spätsommer als neuartig angesehene Buchenschäden auf relativ kleinen Flächen im südlichen (Forstamt Staufen) und mittleren Schwarzwald bei Peterstal auf (mündl. Mitt. Prof. Moosmayer). In Norddeutschland hielten sich die Buchenschäden 1982 im Rahmen der für einen trockenen Sommer normalen Ausfälle. Nach den Erfahrungen früherer Trockenjahre fürchtet man für den Sommer 1983 ein gehäuftes Auftreten von Rindennekrosen. Größere Schäden fanden sich auf für die Buche ungeeigneten staunassen und besonders trockenen Standorten (briefl. Mitt. Prof. Jahn/Dr. Hartmann, Göttingen).

Andererseits ziehen sich Berichte über schwere, jahrelang zu beobachtende Schädigungen von Buchenbeständen wie ein roter Faden durch die forstliche Literatur. Die Schadbilder werden jedoch auf Auswirkungen extremer Witterungsverhältnisse zurückgeführt. Die Dürrejahre 1947 und 1959 führten in weiten Teilen der Bundesrepublik, und darüber hinaus, zu einer schweren Schädigung vieler Buchenbestände durch Rindennekrosen, be-

schreibend auch „Schleimflußkrankheit“ genannt. Es wurden Bäume jeden Alters und auch innerhalb gleichartiger Bestände Individuen aller soziologischen Klassen, d. h. im wesentlichen Höhenklassen, befallen. In Althölzern reichte der Schädigungsgrad manchmal bis zum Totalverlust. Die Schadbilder sind gekennzeichnet durch ein plätzeweises Absterben des Kambiums, Aufreißen der Rinde über diesen Stellen, Ausfluß von Schleim, Versuche des Baums, die Wunde durch Überwallung schnellstens zu schließen, Eindringen der Weißfäule, wo dies nicht gelingt, sowie durch das Absterben von Kronenteilen und das Abbrechen fauler Stämme. Buchen auf basenreichen Standorten werden von der Schleimflußkrankheit am schwersten befallen.

Der bekannte tschechoslowakische Waldschadensforscher Prof. Materna bezweifelt, daß Buchenschäden überhaupt in die neue Waldschadensproblematik einzubeziehen sind.

209. Der Rat ist der Meinung, daß es noch einer genaueren Überprüfung bedarf, ob die neuen Waldschäden tatsächlich auch die Buchenwälder in einem den Tannen- und Fichtenwäldern vergleichbaren Umfang erfassen. Diese Prüfung ist um so bedeutungsvoller, als die Buche die von Natur aus wichtigste und am weitesten verbreitete Baumart Mitteleuropas ist und im Wirtschaftswald die führende Rolle unter den Laubbäumen spielt.

Andere Baumarten

210. Beschreibung des Arbeitskreises:

- *Douglasie:* Das Schadbild ist dem der Fichte ähnlich.
- *Spirke:* Nadelverfärbung (Vergilbung, (Pinus mugo s. l.) Bräunung), Nadelabfall, Absterben von Kronenteilen und einzelnen Bäumen.
- *Eiche:* Das Schadbild ähnelt dem der Buche.

211. Zur Eiche merkt der Rat an:

Das Absterben ihrer Spitze, die „Zopftrocknis“, ist kein neues Schadbild, sondern eine regelmäßige Folge plötzlicher Freistellung, d. h. starker Veränderungen der Umweltbedingungen der Krone. Am häufigsten ist es zu beobachten, wenn bei der Nutzung alter Buchenbestände beigemischte Eichen stehen bleiben. In der Regel ist das Vertrocknen des Zopfes mit einer starken Wasserreiserbildung verbunden, die folgendermaßen gedeutet wird: Durch die Freistellung der Krone wird die Verdunstung gesteigert, da die Krone dem Wind und der Bestrahlung stärker ausgesetzt ist und gleichzeitig die durch die Verdunstung ihrer Nachbarn erzeugte Hülle höherer Luftfeuchtigkeit verliert. Dazu kommt, daß die Blätter solchen Umweltverhältnissen zunächst noch nicht angepaßt sind.

Wie auch bei der Buche ist die Beschreibung über Art und Ausmaß der Schäden bei weitem nicht einheitlich und widersprüchlich. Daher fordert der Rat weitere Erfassungen, insbesondere zu der Frage, ob

es sich tatsächlich um neuartige Schadbilder handelt.

212. Der Rat ist der Ansicht, daß in Zukunft Schäden an Eichen unbedingt nach den einzelnen Arten differenziert dargestellt und beurteilt werden müssen. Auch bei anderen Baumarten, z. B. Ahorn, hält er eine solche Differenzierung für nötig. Eine genaue Beschreibung von Schäden an Lärchen, wie sie in einigen Gebieten in jüngster Zeit festgestellt werden, ist ebenfalls vorzunehmen.

3.3 Schadensumfang und Schadensgebiete

213. Zur Beurteilung des Schadensumfanges ist eine systematische, flächendeckende Waldschadenserfassung erforderlich, in der die Schäden nach Schadensflächen, Schadensstärke, betroffenen Baumarten oder Waldtypen sowie räumlicher Verteilung zu gliedern und die Zusammenhänge dieser Schadensmerkmale zu untersuchen sind (siehe auch 3.5).

Einen ersten Schritt zu einer solchen Erfassung bildet die vom Bundesminister für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten veranlaßte bundesweite Befragung von Forstdienststellen der Länder anhand eines mit einheitlichen Kriterien versehenen Fragebogens. Diese Befragung, die im Juni und Juli 1982 erfolgte und in ihrer Art ohne Beispiel ist, erfaßte rd. 4,4 Mio (rd. 60%) von insgesamt 7,3 Mio ha Waldfläche (BML/LAI, 1982). Das Ergebnis wird von den Verfassern als „qualifizierte Schätzung“ bezeichnet, weil die Datenbasis in vielen Fällen noch nicht gesichert war; diese soll jedoch verbessert und der Bericht fortgeschrieben werden.

3.3.1 Schadensflächen

214. Aus den Meldungen der Landes-Forstdienststellen wurde eine Schadensfläche von 562 000 ha errechnet; dies entspricht einer Schädigung von 7,7% der Gesamtwaldfläche der Bundesrepublik Deutschland (Tab. 3.1). Diese Zahlen sind allerdings mit Unsicherheiten behaftet, die bereits vom Arbeitskreis selbst erwähnt wurden, vom Rat aber noch einmal wiederholt seien:

- Die Befragung erfaßte nur etwa 60% der gesamten Waldfläche, vor allem Staats- und Körperschaftswald. Von diesem wurden die Schadensflächen auf die Gesamtfläche hochgerechnet, die Grundlagen der Hochrechnung jedoch nicht erwähnt.
- Die Bewertungsgrundlagen für immissionsbedingte Schäden bzw. Schäden, bei denen Immissionseinflüsse nicht ausgeschlossen werden können, sind aufgrund der unterschiedlichen Vorbildung der einzelnen Bearbeiter uneinheit-

Tab. 3.1

Schadensflächen nach Bundesländern

Land	Geschädigte Waldfläche (ha)	Anteile an der Waldfläche %
Schleswig-Holstein .	ca. 26 000	18
Niedersachsen . . .	ca. 124 000	13
Nordrhein-Westfalen	ca. 72 000	9
Hessen	ca. 41 000	5
Rheinland-Pfalz . .	ca. 6 000	1
Baden-Württemberg	ca. 130 000	10
Bayern	ca. 160 000	7
Saarland	ca. 3 000	4
Bundesrepublik . . .	ca. 562 000	7,7

Quelle: BML/LAI, 1982

lich gewesen. Ein Teil erst beginnender Schäden ist möglicherweise nicht erkannt worden; dagegen könnten auch Schäden, die auf andere Schadfaktoren zurückzuführen sind, in Einzelfällen, z. B. bei der Roteiche, mit aufgenommen worden sein und zu einer Überbewertung geführt haben.

- Die Bundesländer haben den Erfassungsbogen kommentiert an die Forstdienststellen weitergeleitet, wodurch eine gewisse Einflußnahme auf die Befragung in Einzelfällen nicht ausgeschlossen werden kann.
- Die Schadenserfassung zeichnet nur eine Momentaufnahme des Waldzustandes im Frühsommer 1982. Schäden, die erst im Spätsommer und Herbst sichtbar werden, wie verfrühter Laubfall, bleiben unberücksichtigt. Schäden vergangener Jahre sind dagegen aufgenommen, wenn ihre Auswirkungen zufällig noch sichtbar sind, wie abgestorbene Bäume im Nationalpark Bayerischer Wald, die nicht durch Pflegeeingriffe entfernt werden dürfen. Auswirkungen meteorologischer Ereignisse können nicht klar abgetrennt werden.
- Die Beurteilung des Schadensumfanges wird weiterhin erschwert durch die Tatsache, daß in jüngeren Beständen geschädigte Bäume regelmäßig im Zuge von Durchforstungsmaßnahmen entnommen werden. Im allgemeinen werden diese Bäume nicht in Schadensstatistiken berücksichtigt. Wieweit überhaupt Schäden in jüngeren Beständen von Bedeutung sind, bleibt offen.
- Ferner ist zu beachten, daß jeweils nur die reduzierten Schadensflächen der einzelnen Baumarten aufgenommen sind. Dies bedeutet für einen Mischwald, in dem eine Baumart geschädigt ist, daß die Schadensfläche nur nach dem Anteil dieser Baumart angegeben ist. Grundsätzlich können aber bereits die Schädigung oder der Ausfall einzelner Bäume in einem Wald zu einer

Beeinträchtigung des gesamten Waldgefüges führen, da die nicht geschädigten Bäume neu hinzukommenden natürlichen Schadfaktoren (Schädlinge, Wind, hohe Sonneneinstrahlung u. a.) ausgesetzt sein können.

- Die Schadensfläche in Nordrhein-Westfalen ist nach Angaben der Schadenserfassung verhältnismäßig gering. Hier ist zu berücksichtigen, daß in den am stärksten durch Immissionen belasteten Landesteilen bereits ein Umbau geschädigter oder gefährdeter Wälder mit „immissions-resistenteren“ Baumarten stattgefunden hat. Die umgewandelten Wälder haben — sofern sie nicht erneut geschädigt sind — keinen Eingang in die Schadenserfassung gefunden. Vergleichbare Waldumwandlungen gab es in anderen Bundesländern nicht.
- Auffallend sind die Angaben für Schleswig-Holstein und Rheinland-Pfalz; es ist nicht unmittelbar ersichtlich, warum in Schleswig-Holstein 18% der Waldfläche geschädigt sein sollen, während Rheinland-Pfalz nur 1% meldet. Der Rat kann sich der Vermutung nicht entziehen, daß sich in diesen Zahlen Erhebungsmängel dokumentieren.

215. Der Rat empfiehlt angesichts des Umfangs der Waldschäden und der darüber bestehenden Ungewißheit dringend eine genauere und gründlichere Schadenserfassung (Abschn. 3.5.1). Die länderweit angegebenen Schadensflächen sind nur für einen ersten groben Überblick brauchbar und im übrigen schon wieder überholt, weil seit der Erfassung im Juni/Juli 1982 weitere Schadensgebiete, z. B. in den Bayerischen Alpen und in Nordrhein-Westfalen, bekannt geworden sind (Tz. 222).

3.3.2 Schadensstärke

216. Bei der Befragung der Forstdienststellen (Tz. 193) war die Schadensstärke nach drei Schadensstufen zu bestimmen, die sich in erster Linie auf das Ausmaß der Nadel- bzw. Blattverluste und Kronenverlichtungen gründeten. Tab. 3.2 gibt den Flächenanteil der Schadensstufen für alle Baumarten

Tab. 3.2

Schadensstufen nach Flächenanteil (alle Baumarten)

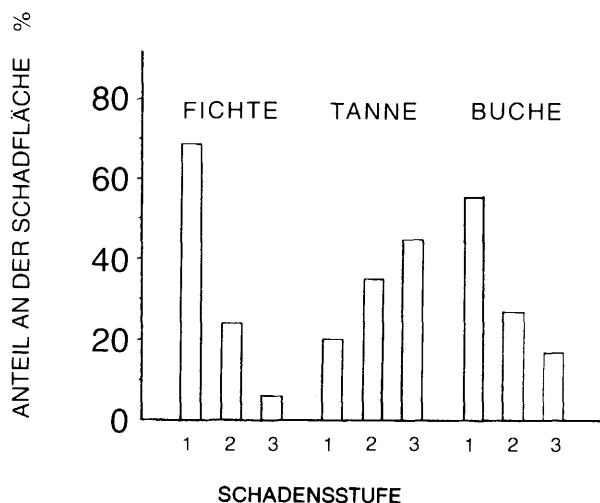
	Fläche (ha)	Anteil an der gesamten Schadensfläche %
Schadensstufe 1 (schwach geschädigt)	419 000	75
Schadensstufe 2 (geschädigt)	107 400	19
Schadensstufe 3 (stark geschädigt)	35 400	6

Quelle: BML/LAI, 1982

an. Der größte Teil (75%) der beobachteten Schäden ist der Schadensstufe 1 (schwach geschädigt) zuzurechnen, während nur ein verhältnismäßig geringer Prozentsatz (6%) als stark geschädigt (Schadensstufe 3) gemeldet ist. Diese Einstufung kann sich jedoch rasch verändern. Wie Beobachtungen gezeigt haben, verstärken sich die Schäden an Tannen meist innerhalb weniger Jahre so sehr, daß die Bäume absterben. Dementsprechend ist in den tanenreichen Gebieten der Oberforstdirektionen Regensburg und Bayreuth bei der Tanne die Schadensstufe 3 (stark geschädigt) häufiger vertreten als Schadensstufe 2 (geschädigt) und diese wiederum häufiger als Schadensstufe 1 (schwach geschädigt). Abb. 3.2 zeigt die unterschiedliche Schadensabstufung für Fichte, Tanne und Buche für das Gebiet der Oberforstdirektion Regensburg (Bayer. Staatsforstverwaltung, 1982).

Abb. 3.2

Anteil der Schadensstufen an der Schadfläche. Daten für die Oberforstdirektion Regensburg



Quelle: SR-U, nach Bayerische Staatsforstverwaltung, 1982

Der Rat warnt davor, die Schadensstufen zu statisch aufzufassen, und empfiehlt bei weiteren Erfassungen eine genaue Beobachtung der Schadensfortschritte und ihrer Geschwindigkeit, aber auch möglicher Schadensrückgänge.

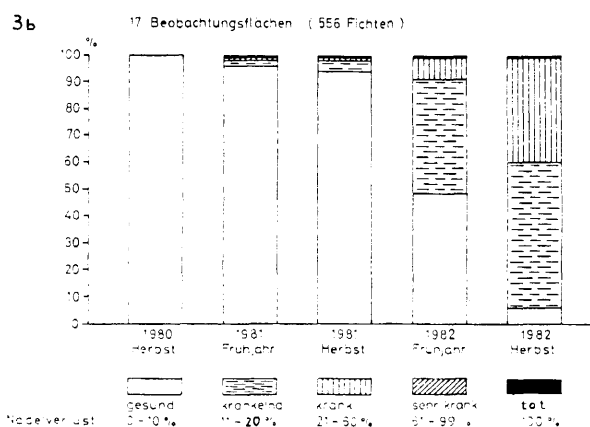
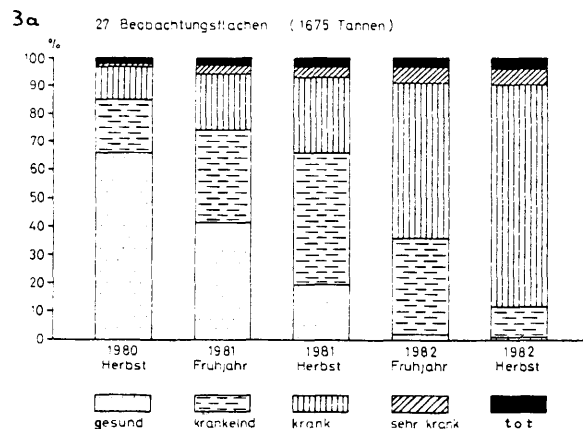
217. Der Schadensfortschritt in Gebieten Baden-Württembergs mit besonders starken Waldschäden wurde vom Herbst 1980 bis zum Herbst 1982 von der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt in Freiburg erfaßt (Vorlage des Landes Baden-Württemberg zur 20. UMK, Februar, 1983). Für die untersuchten 1 675 Tannen werden im Herbst 1982 keine gesunden Exemplare mehr gemeldet, im Herbst 1980 waren es noch etwa 65% (Abb. 3.3a). Auch bei

der Fichte ist ein rascher Fortschritt zu verzeichnen: Während im Herbst 1980 noch sämtliche 556 untersuchten Fichten gesund waren, waren es im Herbst 1982 weniger als 10%, auch „tote“ Fichten wurden erfaßt (Abb. 3.3b).

218. Ein weiteres Kriterium für die Schäden ist die Menge des im Wege der „zufälligen Nutzung“, in Norddeutschland „Sammelhiebe“, aufgearbeiteten Holzes. Sie nahm z. B. bei der Tanne zwischen 1975 und 1980, wenn auch mit Schwankungen, stark zu (Tz. 198, Abb. 3.1). In Bayern wurde auch der Schadholzanfall für Fichte und Buche für stark und schwach immissionsbelastete Räume erfaßt (Tab. 3.3); in den Jahren 1976 bis 1981 liegt er in den stark belasteten Gebieten signifikant höher als in den schwach belasteten. Ob hierbei auch bestimmte Witterungseinflüsse (z. B. Schneebruch) einwirken, muß offenbleiben.

Abb. 3.3a + b:

Schadensfortschritte bei Tannen und Fichten in Gebieten Baden-Württembergs mit besonders starken Waldschäden



Quelle: Bericht des Landes Baden-Württemberg zur UMK am 24./25. 2. 1983

Tab. 3.3:

**Schadholzanfälle im Staatswald: Vergleich stark und schwach immissionsbelasteter Räume;
stark immissionsbelastet: Grenzgebiet Bayern–CSSR, Bayern–DDR (O- und NO-Bayern)
schwach immissionsbelastet: Oberforstdirektion Augsburg (Schwaben)**

Fichte (Gesamtnutzung)	1976 Trockenjahr		1977		1978		1979		1980		1981	
	Schad- holz- anfall (% des Ein- schlages)	% (bezogen auf OFoD Augs- burg)	Schad- holz- anfall (% des Ein- schlages)	% (bezogen auf OFoD Augs- burg)	Schad- holz- anfall (% des Ein- schlages)	% (bezogen auf OFoD Augs- burg)	Schad- holz- anfall (% des Ein- schlages)	% (bezogen auf OFoD Augs- burg)	Schad- holz- anfall (% des Ein- schlages)	% (bezogen auf OFoD Augs- burg)	Schad- holz- anfall (% des Ein- schlages)	% (bezogen auf OFoD Augs- burg)
OFoD Augsburg .	19,5	100	10,7	100	11,4	100	11,6	100	14,5	100	14,7	100
Innerer Bayer. Wald . .	19,6	101	13,7	128	13,8	121	17,1	147	18,6	128	35,3	240
Oberpfälzer Wald und Steinwald .	31,2	160	29,2	273	20,4	179	34,1	294	34,1	235	32,2	219
Fichtelgebirge .	13,5	69	13,3	124	10,9	96	14,9	128	22,9	158	36,7	250
Frankenwald .	44,8	230	39,1	365	17,4	153	30,1	259	33,5	231	41,7	284
Sa. Grenzgebiet Bayern–CSSR– DDR	27,3	140	23,8	222	15,6	137	24,1	208	30,9	213	36,5	248

Buche (Gesamtnutzung)	Schad- holz- anfall (% des Ein- schlages)	% (bezogen auf OFoD Augs- burg)	Schad- holz- anfall (% des Ein- schlages)	% (bezogen auf OFoD Augs- burg)	Schad- holz- anfall (% des Ein- schlages)	% (bezogen auf OFoD Augs- burg)	Schad- holz- anfall (% des Ein- schlages)	% (bezogen auf OFoD Augs- burg)	Schad- holz- anfall (% des Ein- schlages)	% (bezogen auf OFoD Augs- burg)	Schad- holz- anfall (% des Ein- schlages)	% (bezogen auf OFoD Augs- burg)
	OFoD Augsburg .	25,6	100	5,7	100	5,5	100	9,1	100	9,9	100	9,0
Grenzbereich Bayern–CSSR– DDR	31,0	121	17,9	314	19,8	360	17,4	191	12,8	130	25,0	278

Kiefer (Gesamtnutzung)	Schad- holz- anfall (% des Ein- schlages)	% (bezogen auf OFoD Augs- burg)	Schad- holz- anfall (% des Ein- schlages)	% (bezogen auf OFoD Augs- burg)
	OFoD Augsburg .	15,8	100	9,4
Grenzbereich Bayern– CSSR–DDR .	47,8	303	60,5	644

Quelle: Bayerische Staatsforstverwaltung, 1982

3.3.3 Geschädigte Baumarten und räumliche Lage der Schadensgebiete

219. Die vom BML/LAI (1982) vorgenommene Aufschlüsselung der Schäden nach Baumarten verdeutlicht, daß die größte Schadensfläche (270 000 ha) von Fichtenwäldern eingenommen wird. Anteilmäßig sind jedoch die Tannen mit 60 % ihrer Bestandesfläche am stärksten geschädigt (Fichte: 9%); die Schadensstärke ist bei ihr außerdem höher als bei den anderen Baumarten (Tz. 216). Mancherorts wird sogar ein völliges Verschwinden der Tanne befürchtet (Tz. 198).

220. Die Tanne ist eine ökologisch und waldbaulich sehr wertvolle Baumart der mittleren Höhenstufen der Gebirge, wo sie kaum durch eine andere Art zu ersetzen ist. Als Tiefwurzler verankert sie sich sturmfest im Untergrund des Waldbodens und leistet damit einen wesentlichen Beitrag zur Stabilität der Bestände, vor allem, wenn diese flachwurzelnende Arten wie die Fichte enthalten. Zugleich erschließt sie dem Wald die nur Tiefwurzlern zugänglichen Nährstoffe der tieferen Bodenhorizonte. Der „Bergmischwald“ aus Fichten, Tannen und Buchen gilt in Europa als leistungsstärkste und wertvollste Waldform (BONNEMANN u. RÖHRIG, 1971).

221. Genau so alarmierend ist die große Schadensfläche der Fichte, die mit ihrem Anteil von 40% an der Waldfläche die wirtschaftlich wichtigste Baumart und für viele Forstbetriebe der „Brotbaum“ ist. An vielen Standorten, vor allem in den Hochlagen der Gebirge — wo vielfach bereits die Tanne auszufallen droht — ist die Fichte ebenfalls nicht durch eine auch nur annähernd gleichwertige Baumart zu ersetzen. Dies würde nur im Tiefland und in den westlichen und nordwestlichen Mittelgebirgen der Bundesrepublik möglich sein, die von Natur aus mit Laubwäldern bestockt wären. Abgesehen davon, daß Laubwälder kostspieliger zu begründen und zu pflegen sind als Nadelwälder und auch ertragsmäßig oft hinter diesen zurückbleiben, lösen die an Buchen und Fichten beobachteten, wenn auch nur vereinzelt als neuartig angesehenen Schäden Besorgnis für den Fall aus, daß wieder vermehrt auf Laubwälder zurückgegriffen werden muß.

222. Große zusammenhängende Haupt-Schadensgebiete der Wälder liegen nach den bisherigen Befunden überwiegend in den Mittelgebirgswäldern mit Schwerpunkten im Schwarzwald, Schwäbisch-Fränkischen Wald und in den ostbayerischen Gebirgen (Frankenwald, Fichtelgebirge, Oberpfälzer und Bayerischer Wald) sowie im Harz. Ferner werden Schäden in der nördlichen Frankenalb, im südniedersächsischen Bergland, im östlichen Sauerland und Siegerland, im Tiefland im Sachsenwald östlich Hamburgs und in der südöstlichen Lüneburger Heide gemeldet. Weniger oder kaum geschädigt scheinen nur die Wälder in Teilen Hessens (0,6% der Waldfläche stärker geschädigt), im Pfälzer Wald und auf größeren Teilen der Schwäbischen und Fränkischen Alb zu sein. Die Wälder der Bayerischen Alpen wurden noch als wenig geschädigt eingestuft (BML/LAI, 1982); bald nach der Schadensermittlung, die im Juni/Juli 1982 vorgenommen wurde, traten aber auch hier plötzlich größere Waldschäden auf, so z. B. im Forstamt Garmisch-Partenkirchen, wo Bäume in der Menge eines halben Jahreshiebssatzes geschädigt sind (mündliche Mitteilung des Forstamtsleiters Dr. Ehrhardt). Ebenso zeigten sich neue Schäden seit September 1982 in Nordrhein-Westfalen in Wäldern des Eggegebirges, des Wittgensteiner Landes, des Rothaargebirges und des Bergischen Landes (PRINZ et al., 1982). Es bedarf ständiger aufmerksamer Beobachtung, um die offensichtliche Ausbreitung der neuen Waldschäden genau zu erfassen, aber auch um festzustellen, ob vielleicht Schadensrückgänge und Gesundungen erfolgen.

223. Fast alle Beobachter betonen, daß licht-, luft- und windexponierte Bäume, Baumteile oder Waldteile stärker geschädigt erscheinen, Nadelbäume allgemein stärker als Laubbäume. Ferner wird häufig eine Vermehrung der Waldschäden mit zunehmender Höhenlage im Gebirge festgestellt: „Der Anteil der fortgeschrittenen Schädigungsgrade ist insbesondere bei der Tanne, z.T. auch bei der Fichte, den Hochlagen zuzurechnen“ (BML/LAI, 1982). Nach der Darstellung PRINZ et al. (1982) beginnt im inneren Bayerischen Wald und im südlichen Schwarzwald die Schadenszone in einer Höhenlage

von 800 bis 900 m ü. M., im mittleren Schwarzwald dagegen schon bei 500 bis 600 m ü. M. Diese Beobachtungen dürfen aber nicht davon ablenken, daß Waldschäden auch in tieferen Lagen und an weniger exponierten Stellen auftreten. Die mögliche Schadensabhängigkeit von Höhenlage und Exposition wird in Kap. 4 diskutiert.

224. Nach Baumarten gegliedert, liegen die Schadensschwerpunkte der Tannen im ost- und nordostbayerischen Mittelgebirgsraum (Bayerischer Wald, Oberpfälzer Wald, Fichtelgebirge, Frankenwald), wo 80 bis 90% der Tannenfläche geschädigt sind, im nördlichen und mittleren Schwarzwald (vor allem an den Westrändern) und im Schwäbisch-Fränkischen Wald. In Baden-Württemberg sind 80% der Tannen krank, 6% sehr krank, 3% abgestorben (Bad.-Württbg. Forstl. Versuchsanstalt, Pressemitteilung, 1983). Weitere Tannenschäden werden aus der südlichen Frankenalb, der südwestlichen Schwäbischen Alb, dem niederbayerischen Hügelland und aus Oberschwaben gemeldet, fallen dort aber weniger auf, weil der Tannenanteil an den Wäldern relativ niedrig ist. Seit dem Sommer 1982 tritt Tannensterben auch in den Bayerischen Alpen auf, die zunächst (vgl. BML/LAI, 1982) weniger betroffen schienen. Im Forstamt Garmisch-Partenkirchen sind bereits 80% der Alt-tannen schwer geschädigt (mündl. Mitteilung Dr. Ehrhardt).

225. Damit ist praktisch das gesamte forstliche Verbreitungsgebiet der Tanne, das ihrem natürlichen Verbreitungsgebiet ungefähr entspricht, von Schäden betroffen. Dies ist um so bedenklicher, als die Tannen hier weitgehend bodenständig und standortgemäß sind. Insgesamt hat sich der Zustand der Tannen innerhalb von sieben Jahren dramatisch verschlechtert.

226. Die Schäden an Fichten haben ihre Schwerpunkte im ost- und nordostbayerischen Grenzgebirge, am Westabfall des Schwarzwaldes (wo sie im Herbst 1982 stark zunahm), im Odenwald, Taunus, Spessart und Harz. Keine oder sehr geringe Schäden werden z. Z. aus Nordwest-Niedersachsen, Nordhessen, Westbayern und der Pfalz gemeldet. Dagegen haben sich im Spätsommer 1982 neue Fichtenschäden mit ähnlichen Symptomen u. a. in dem schon bei der Tanne erwähnten Forstamt Garmisch-Partenkirchen (Tz. 224) sowie in bisher nicht betroffenen Waldgebieten Oberschwabens und Nordrhein-Westfalens gezeigt. Insgesamt sind die Fichtenschäden im Durchschnitt von geringerer Stärke als die Tannenschäden, dafür aber weiter verbreitet, und zwar sowohl im natürlichen Verbreitungsgebiet der Fichte als auch in ihrem weit darüber hinausgreifenden forstlichen Anbaugbiet; einige Gebiete sind noch schadensfrei. Die Fichtenschäden sind deswegen so besorgniserregend, weil die Fichte im allgemeinen bis zur Mitte der 70er Jahre als gesund, wüchsig und relativ zuverlässig galt, bis sie unerwartet plötzlich schwer erkrankte.

227. Die Schadensschwerpunkte der übrigen Baumarten liegen — gemäß ihrem Vorkommen — mehr im Hügel- und Flachland als im Gebirge. Ei-

chen- und Buchenschäden neuer Art werden u. a. aus Nordrhein-Westfalen gemeldet, aber in auffälliger Weise auch aus einigen Bergwaldgebieten in der Oberpfalz und im inneren Bayerischen Wald. Die räumliche Verteilung der Buchenschäden ist aber noch mit Unsicherheiten behaftet und bedarf dringend weiterer genauer Erfassung. Von der Gesundheit der Laubwälder, insbesondere der Buchenwälder, hängt die Erhaltung des deutschen Waldes schlechthin ab — dies um so mehr, je gefährdeter die Nadelwälder sind.

3.4 Allgemeine Beurteilung der Schadenssituation

228. Die neuen Waldschadensgebiete sind nicht oder höchstens teilweise mit den bekannten „Rauchschadensgebieten“ Mitteleuropas (Ruhrgebiet, mitteldeutsches Braunkohlengebiet, oberschlesisches Steinkohlenrevier, nordböhmisches Braunkohlenrevier) vergleichbar. Der Rat hat trotz der Unsicherheiten bei der Beschreibung der Schadbilder und Schadensgebiete die Überzeugung gewonnen, daß in den Wäldern der Bundesrepublik Deutschland ein neues Schadenssyndrom aufgetreten ist, das beängstigend rasch zunimmt. Daher muß eine Gefährdung großer Teile des gesamten Waldbestandes befürchtet werden.

229. Verschiedene Wissenschaftler (z. B. SCHÜTT, 1982) und auch der Arbeitskreis (BML/LAI, 1982) betonen die Gemeinsamkeiten der neuartigen Waldschäden und kommen so zu der Annahme einer einheitlichen Ursache oder zumindest eines grundsätzlich gleichen Ursachenkomplexes. Dies erscheint dem Rat schon deswegen problematisch, weil Nadel- und Laubbäume allein wegen ihrer biologischen Verschiedenheiten auf äußere Einflüsse unterschiedlich reagieren müssen.

230. Die Umweltpolitik und die Forstwirtschaft können Waldschäden nur wirksam begegnen, wenn sie brauchbare Hinweise auf die Ursachen haben. Daher erscheint es zweckmäßig, die Waldschäden nach mehr oder weniger gesicherten Vermutungen über ihre Ursachen in drei Kategorien aufzuteilen, die jeder weiteren Erhebung zugrunde liegen sollten und für die die Ursachenanalyse jeweils gesondert angestellt werden muß:

1. Rauchschäden (Tz. 6) im überlieferten Wortsinn, d. h. emittentennahe Waldschäden, mit bekannten Schadbildern und Wirkungszusammenhängen, immer wieder auftretend.
2. Emittentenferne Waldschäden mit bekannten Schadbildern und Ursachen, die den Forstleuten vertraut sind; nicht auf bestimmte Gebiete beschränkt und möglicherweise durch Immissionen gefördert.
3. Emittentenferne Waldschäden mit neuartigen Schadbildern, die von bisherigen abweichen; be-

vorzugt in mittleren und höheren Gebirgslagen und auf größeren Flächen auftretend, Nadelbäume daher besonders betroffen. Ursachen noch ungeklärt, Zusammenhänge mit Luftverunreinigungen vermutet.

231. Damit betrachtet der Rat einen gleitenden Übergang von alten und bekannten zu neuartigen Schäden als unwahrscheinlich, auch wenn die Schadbilder am Standort nicht immer leicht voneinander abgrenzbar sein mögen.

232. In der öffentlichen Diskussion und angesichts der verstärkten Sensibilisierung der Bevölkerung werden diese drei Kategorien von Waldschäden und ihre Schadbilder häufig nicht oder nicht genügend unterschieden. Die Darstellungen in den Medien, insbesondere im Fernsehen, oder die Bildbeispiele, die von Verbänden des Forst- und Naturschutzbereiches verwendet werden, zeigen überwiegend besonders stark geschädigte Bäume oder Wälder, oft ohne Hinweis, ob es sich wirklich um neuartige emittentenferne Waldschäden handelt. Zugleich wird mit solchen Bildern suggeriert, daß die z. B. vom Arbeitskreis (BML/LAI, 1982) auf 562 000 ha (rund 8%) der Waldfläche der Bundesrepublik ermittelten Schäden solchen Bildern entsprechen. Dies ist aber höchstens auf den 60 000 ha der Schadensstufe 3 der Fall oder zu befürchten — freilich ist auch dies eine beunruhigend große Fläche. Bei ihrer Ermittlung ist im übrigen nicht berücksichtigt, wieviele Wälder bereits früher durch Immissionen zerstört oder geschädigt wurden, infolge Wiederaufforstung oder Schadholzbeseitigung aber keine Schäden mehr erkennen lassen.

Es sei noch einmal betont, daß der Schwerpunkt künftiger Maßnahmen und Untersuchungen bei den neuartigen Waldschäden anzusetzen ist, die übrigen, bekannten Waldschäden dafür aber wichtige Hinweise und Vergleichsmöglichkeiten zu geben haben. Bevor der Rat zu abschließenden Empfehlungen kommt, diskutiert er zunächst noch die Schadenserfassung sowie die Rolle der Bioindikatoren und tritt dann in die Ursachendiskussion (Kap. 4) ein.

3.5 Zur künftigen Waldschadenserfassung

233. Die vorangegangenen Ausführungen haben gezeigt, daß Art, Ausmaß und Verbreitung der Waldschäden auf eine Gefährdung des gesamten Waldbestandes schließen lassen, im einzelnen aber noch viele Unklarheiten bestehen. Gerade wegen der drohenden Gefahr und des offenbar raschen Fortschrittes vieler Schäden müssen die Unklarheiten so rasch wie möglich beseitigt werden, um die bisherige „qualifizierte Schätzung“ der Waldschäden (BML/LAI, 1982) in eine genaue, ständig überprüfbare Schadenserfassung zu überführen.

Diese Forderung, deren Erfüllung eine wohl beispiellose Aufgabe für die Forstverwaltung aller Besitzarten darstellt, wirft sowohl wissenschaftliche als auch praktische Probleme auf. Der Rat nimmt zu den erstgenannten in Kap. 5 ausführlich Stellung; im vorliegenden Zusammenhang entwickelt er einige Vorschläge und Anregungen für die Praxis einer besseren Waldschadenserfassung.

3.5.1 Überlegungen zur verbesserten Erfassung der Waldschäden

234. Die erste bundesweite Erfassung der Waldschäden war die vom Bundesminister für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (BML) veranlaßte Befragung der Forstdienststellen der Länder im Juni und Juli 1982. Die Ergebnisse dieser Befragung wurden für die ganze Bundesrepublik vom BML ausgewertet; die Ergebnisse sind in dem Arbeitskreisbericht über „Waldschäden durch Luftverunreinigungen“ (BML/LAI, 1982) dargestellt. Bayern und Baden-Württemberg haben gründliche eigene Erhebungen durchgeführt und die Ergebnisse dem BML für die bundesweite Auswertung zur Verfügung gestellt. Die Erfassungen einzelner Länder sind zwar nicht voll vergleichbar, bieten aber dennoch wertvolle Hinweise für eine verbesserte Organisation und inhaltliche Gestaltung einer bundesweiten Erhebung.

235. In der politischen Diskussion um das Waldsterben erscheint es oft so, als ob die Erfassung der Waldschäden nur dazu diene, sie zu belegen und zu quantifizieren. Demgegenüber möchte der Rat betonen, daß eine bundesweite Erfassung sowohl für die systematische Ursachenforschung als auch für den Umweltschutz und die forstlichen Entscheidungen Unterlagen bereitstellen muß. Bei der Planung und Auswertung dieser Erfassung müssen folgende Ziele und Verwendungszwecke berücksichtigt werden:

1. Feststellung des Ausmaßes und der Schwere der Waldschäden als Grundlage für Entscheidungen wirtschaftlicher Art.
2. Identifikation und Beschreibung neuartiger Schadbilder und Waldschäden als Grundlage für die forstpathologische und weitere Ursachenforschung; dazu ist auch eine genaue Lokalisierung mit Beschreibung der Standortbedingungen erforderlich, um die Ursachenanalyse, insbesondere epidemiologische Untersuchungen zu verbessern.
3. Feststellung des Ausmaßes und der Schwere der immissionsbedingten Waldschäden als Grundlage für umweltpolitische und forstliche Entscheidungen (Kap. 6).

236. Bereits der Auftrag der Umweltministerkonferenz an den Arbeitskreis legte als ein Ziel fest, „immissionsbedingte und nicht immissionsbedingte Waldschäden wissenschaftlich fundiert zu unterscheiden“. Diese Unterscheidung ist schwierig, weil die bekannten Darstellungen der Schadbilder dar-

über nicht genügend Auskünfte geben und die befragten Forstdienststellen diese z. T. über ihre Erfahrungen und Kenntnisse hinausgehende Frage verständlicherweise nicht sicher beantworten können. Hinzu kommt noch das Problem der Fragestellung: „Mit Sicherheit“ lassen sich nur wenige Waldschäden auf Anrieb als wesentlich durch Luftverunreinigung verursacht identifizieren, andererseits wird nur bei wenigen Schäden eine ursächliche Mitwirkung von Luftverunreinigungen „mit Sicherheit ausgeschlossen“ werden können. In einer künftigen Erhebung sollten die objektivierbaren Feststellungen und Beschreibungen der Schäden deutlich von den Fragen nach den vermuteten Ursachen getrennt werden.

237. Nach Auffassung des Rates wird eine eindimensionale Beschreibung von Waldschäden je nach der Beteiligung von Luftverunreinigungen (womöglich noch auf eine ja/nein-Dichotomie reduziert) schon dem gegenwärtigen Kenntnisstand nicht gerecht. Als Grobklassifizierung der Waldschäden im Hinblick auf die Beteiligung von Luftverunreinigungen schlägt der Rat vielmehr die im Abschnitt 3.4 angegebene Dreiteilung vor:

1. Rauchsäden (Tz. 6) im überlieferten Wortsinn, d. h. emittentennahe Waldschäden, mit bekannten Schadbildern und Wirkungszusammenhängen, immer wieder auftretend.
2. Emittentenferne Waldschäden mit bekannten Schadbildern und Ursachen, die den Forstleuten vertraut sind; nicht auf bestimmte Gebiete beschränkt und möglicherweise durch Immissionen gefördert.
3. Emittentenferne Waldschäden mit neuartigen Schadbildern, die von bisherigen abweichen; bevorzugt in mittleren und höheren Gebirgslagen und auf größeren Flächen auftretend, Nadelbäume daher besonders betroffen. Ursachen noch ungeklärt, Zusammenhänge mit Luftverunreinigungen vermutet.

238. Der Rat empfiehlt, bei der Erfassung der Waldschäden nach Schadbildern, Standortbedingungen und (vermuteten) Ursachen einen Schwerpunkt bei der Fichte zu setzen. Die Fichte ist die am weitesten verbreitete Baumart in den deutschen Wäldern und von einer wirtschaftlichen Bedeutung, die noch weit über ihren Anteil an den Beständen hinausgeht. Darüber hinaus haben die neuartigen — großflächigen — Schäden, deren Aufklärung im Mittelpunkt aller Bemühungen stehen sollte, die größten Opfer in Fichtenbeständen gefordert. Der Rat hebt mit besonderem Nachdruck hervor, daß die neuartigen Schadbilder bei Fichten besser als bei anderen Beständen von herkömmlichen Rauchsäden und sonstigen Schäden zu trennen sind, so daß eine Konzentration auf die Fichte auch diagnostisch einen besonderen Vorteil verspricht.

Der Rat schlägt daher vor, die Erfassung nach Schadbildern, Standorten und vermuteten Ursachen auf alle Hauptbaumarten zu erstrecken, bei der Fichte aber einen Schwerpunkt zu setzen.

239. Daher empfiehlt der Rat für die künftige bundesweite Erhebung der Waldschäden die Berücksichtigung folgender Anforderungen:

1. Die Erhebung muß einheitlich im ganzen Bundesgebiet zur gleichen Zeit, mit den gleichen Fragebögen und nach den gleichen Richtlinien durchgeführt werden.
 2. Die Erhebung muß zunächst als Berichterstattung der Forstbetriebe über Art und Ausmaß von Waldschäden — gleich welcher Ursache — angelegt sein. Dazu sind für die Forstleute vor Ort ausführliche Richtlinien erforderlich. Darin sollen vor allem die neuen Schadbilder, mit denen die meisten Forstleute noch nicht vertraut sind, differenziert dargestellt werden. Außerdem können mit Hilfe dieser Richtlinie die bekannten Waldschäden eingeordnet, die neuartigen davon deutlich unterschieden werden. Die Erhebung sollte auch frühere Immissionsschäden berücksichtigen, die inzwischen durch Sanierung oder Neuaufforstung beseitigt worden sind.
 3. Besondere Aufmerksamkeit sollte die Beurteilung und Einstufung der Schadensintensität erfahren. Bei der Einstufung der Schadensintensität sollte auch nach dem bisherigen Schadensverlauf und seinem möglichen Fortschreiten gefragt werden.
 4. Zwischen Schäden an einzelnen Bäumen, die den Bestand als Ganzes nicht gefährden, Schäden an einer größeren Anzahl von über den Bestand verstreuten Bäumen, sowie räumlich konzentrierten Schäden, die den Bestandes-schluß gefährden, ist sorgfältig zu unterscheiden.
 5. Die Standortbedingungen der geschädigten Bestände (geologisches Substrat, Bodentyp, Klima, Höhenlage und Hangneigung) sollten für jede einzelne Schadensfläche erfaßt werden. Es sollte dabei auch geprüft werden, ob ergänzende bodenkundliche Untersuchungen erforderlich sind.
 6. Nach dem Urteil der Forstleute vor Ort über die Ursachen der von ihnen berichteten Waldschäden sollte gefragt werden, besonders bei schweren Schädigungen. Soweit sie Luftverunreinigungen als mitursächlich ansehen, sollten sie sich auch darüber äußern, für wie sicher sie diese Aussage halten.
 7. Die Erhebung sollte unbedingt den Privatwald einbeziehen. Die Landesforstverwaltungen sollen die erforderlichen organisatorischen und personellen Möglichkeiten prüfen und gegebenenfalls schaffen.
 8. Ergänzend zur Befragung der Forstbetriebe sollte eine Erfassung mittels der Luftbildtechnik ins Auge gefaßt werden. Die Falschfarbenphotographie ermöglicht bei genügend großem Maßstab nicht nur die Erkennung großer und kleiner Schadensflächen, sondern auch die Auszählung der geschädigten größeren Bäume.
- Die Luftbilderfassung erlaubt allerdings nicht die Unterscheidung zwischen Schadbildern, die einzige Dimension ist der Schädigungsgrad. Das bedeutet, daß eine solche Erfassung nur in Verbindung mit einer genauen Beobachtung und Nachprüfung vom Boden aus sinnvoll wäre. Der Aufwand für die Aufnahmen, die Entwicklung und die Auswertung solcher Luftbilder ist hoch. Dennoch sollte angesichts der Werte, die auf dem Spiel stehen, dieser Weg beschritten werden. Der Rat hofft, daß die Überlegungen der Landesregierung von Baden-Württemberg, die Erfassung von Waldschäden mit Falschfarbenphotographie über größeren Gebieten zu erproben, verwirklicht werden können. Anhand der Ergebnisse ließen sich dann auch Nutzen und Kosten einer bundesweiten Erhebung besser abschätzen.
9. Die Auswertung der Ergebnisse der hier vorgeschlagenen Waldschadenserhebung sollten zunächst die Landesforstverwaltungen und die Forschungsanstalten der Länder landesspezifisch vornehmen. Eine bundesweite Zusammenfassung der Daten und deren Auswertung könnte wiederum einem Arbeitskreis übertragen werden. Der Rat ist aber auch der Auffassung, daß die Daten der Erhebung allen einschlägigen Forschungseinrichtungen zur Auswertung verfügbar sein sollten. Gerade die ungeklärten Wirkungszusammenhänge machen immer wieder den Rückgriff auf das Primärmaterial der Erhebung nötig. Mit einer Publikation zusammengefaßter Daten darf es nicht sein Bewenden haben.
 10. Da die hier vorgeschlagene Waldschadenserfassung Anforderungen an die Forstbetriebe stellt, die weit über die des üblichen Forstschutzes hinausgehen, und auch die Auswertung einen erheblichen Mehraufwand erfordern wird, empfiehlt der Rat, daß die nötigen Mittel schon bei der Vorbereitung eingeplant werden.

3.5.2 Schadenserfassung mittels Bioindikatoren

240. Alle Lebewesen können einzeln oder als Gemeinschaften Informationen über die Umweltsituation vermitteln, in der sie leben oder während ihrer Existenz gelebt haben. Die Informationsdichte vergrößert sich bei Veränderungen der Umweltbedingungen. Wenn diese Informationen mit einiger Sicherheit bestimmten, voneinander abgrenzbaren Umweltfaktoren zugeordnet werden können, kann man die Lebewesen als Umweltanzeiger oder Bioindikatoren verwenden.

Bioindikatoren zeigen Wirkungen von Umwelteinflüssen an, aber nicht die Einflüsse selbst. Die meßtechnische Erfassung bestimmter Umweltfaktoren, z. B. von Immissionen, enthält andererseits keine Aussagen über tatsächlich eintretende Wirkungen an Lebewesen. Meß- und Bioindikations-Verfahren ergänzen daher einander, ersetzen sich aber nicht.

241. Es gibt zwei Typen von Bioindikatoren. Der erste Typ reagiert unmittelbar auf einen Umwelteinfluß, indem er eine makro- bzw. mikroskopisch oder physiologisch erkennbare Wirkung zeigt. Diese „Wirkungs-“ oder „Reaktions-Bioindikatoren“, oft als eigentliche Bioindikatoren betrachtet, müssen also sehr empfindlich sein (STEUBING, 1976). Der zweite Typ sind die robusteren „Akkumulations-Bioindikatoren“, die Schadstoffe in sich anreichern und damit Veränderungen in der stofflichen Zusammensetzung der Umwelt anzeigen (daher auch „Trend-Indikatoren“).

242. Verwendet werden Bioindikatoren beider Typen auf dreifache Weise (BICK u. NEUMANN, 1982):

— Als Zeigerorganismen oder Zeigergesellschaften, die Zustände im Ökosystem anzeigen, häufig nur durch ihr Vorkommen oder Fehlen, bei Pflanzen- oder Tiergesellschaften durch Änderungen ihrer Artenzusammensetzung und Mengenverhältnisse.

— Als Monitor-Organismen, die zur Überwachung bestimmter Umwelteinflüsse oder ihrer Veränderungen dienen.

Passives Monitoring benutzt Indikator-Arten, die im Ökosystem vorhanden sind.

Aktives (experimentelles) Monitoring benutzt Indikator-Arten, die in standardisierter Form in die Ökosysteme eingebracht werden.

— Als Test-Organismen, die im Laboratorium unter standardisierten Bedingungen eingesetzt werden; die Ergebnisse sind nicht ohne weiteres auf Ökosysteme übertragbar.

Auf dieser wissenschaftlichen Grundlage haben Bioindikatoren seit Jahren in der Umweltkontrolle und im Umweltschutz einen festen Platz gefunden. In der Klimatologie wird der jährliche Verlauf der Jahreszeiten an zahlreichen Pflanzen abgelesen, deren Entwicklungszustand (Knospen, Blüten, Früchten) bestimmte Wärmeeinwirkungen anzeigt. Vor allem werden Bioindikatoren aber zur Anzeige schädlicher Umwelteinflüsse eingesetzt, für die bereits regelrechte Bioindikator-Netze verfügbar sind. So wird die organische Verschmutzung der Gewässer mit Hilfe von Bioindikator-Gruppen abgeschätzt, die eine Einstufung in die sog. Gewässergütekategorie erlauben.

243. Besondere Aufmerksamkeit gilt der Anzeige von Luftverunreinigungen mit Hilfe von Indikatorpflanzen, und zwar sowohl höheren Pflanzen als auch Flechten, Moosen und Algen. Während es nämlich bei der meist diskontinuierlichen technischen Luftüberwachung mehr oder weniger dem Zufall überlassen bleibt, ob Immissions-Spitzenwerte erfaßt werden oder nicht, wirken diese auf den Bioindikator in jedem Falle ein und werden dadurch in ihrer Wirkung sichtbar (STEUBING u. KIRSCHBAUM, 1982). Pflanzliche Bioindikatoren sind vor allem zur Erfassung von Langzeitwirkungen geeignet. Doch ist bisher noch ungeklärt, ob jeweils additive, synergistische oder antagonistische Wirkungen vorliegen.

244. Die im Einsatz stehenden Bioindikations-Verfahren für Luftschadstoffe sind u. a.:

— Kartierung der epiphytischen (auf Baumrinden wachsenden) Flechtenvegetation als Zeigergesellschaften; einzelne Flechtenarten oder -artengruppen dienen als passive Monitoren.

— Ausbringen (Exposition) von Flechten nach standardisierten Methoden sowie Kulturen empfindlicher höherer Pflanzen wie Gräsern, Tabak- und Spinatvarietäten in Immissions- oder immissionsverdächtigen Gebieten (aktives Monitoring).

— Zählung der Nadeljahrgänge bei Koniferen (passives Monitoring).

— Schadstoffanalysen in Pflanzen oder Pflanzteilen (passives Monitoring mit Akkumulations-Indikatoren), z. B. Analysen von Fichtennadeln auf Schwefelgehalt.

— Analyse des physiologisch-biochemischen Verhaltens mit Untersuchungen von Gaswechsel, Wasserhaushalt, Enzymaktivität, Pigmentspiegel u. a.

Derartige Verfahren werden in erster Linie in Immissionsgebieten eingesetzt und sind methodisch sowie in der Auswahl und Anzahl der eingesetzten Arten darauf zugeschnitten. Erst neuerdings werden landesweite Bioindikatornetze aufgebaut und auch Gebiete außerhalb der Ballungsräume erfaßt, so in der Immissionsökologischen Waldzustandserfassung in Nordrhein-Westfalen (KNABE, 1982) oder im bayerischen Bioindikatornetz (RUDOLPH, 1979).

245. Allerdings darf man die Möglichkeiten der Bioindikation nicht überschätzen. Wirkungsfeststellungen an Lebewesen sind keine physikalische Messung, denn es ist häufig keine strenge Kausalität (gleiche Ursachen — gleiche Wirkungen) nachweisbar (GUDERIAN u. REIDL, 1982). Ferner ist zu bedenken, daß man es nicht mit der Wirkung einzelner Umweltfaktoren, sondern von Faktorenbündeln zu tun hat; mehrere Ursachen wirken gleichzeitig. Man muß also ermitteln, was der Bioindikator eigentlich anzeigt. Es ist zwar von verschiedenen Bioindikatoren bekannt, auf welche wirkenden Stoffe sie besonders empfindlich reagieren; doch eine nur auf einen einzelnen Umweltfaktor oder einen bestimmten Immissionstyp bezogene Reaktion kann allenfalls von Akkumulations-Indikatoren erwartet werden, bei denen man die angereicherten Substanzen analysieren kann (ARNDT, 1982). Da die Menge der akkumulierten Schadstoffe artspezifisch ist, sind die gefundenen Werte aber kein absoluter Maßstab für die vorhandene Immissions-Konzentration.

246. Dennoch kann und soll man Organismen zur Anzeige biologisch wirksamer Umwelteinflüsse verwenden. Denn einerseits gestatten Immissionsmessungen, wie schon erwähnt, keine Aussagen über tatsächlich eintretende Wirkungen; andererseits weisen Bioindikatoren auf das Vorkommen schädlicher Einflüsse im Ökosystem hin, erlauben die Abschätzung der Gesamtbelastung sowie Prognosen für die Gefährdung anderer Ökosystem-Bestandteile. Außerdem reagieren sie nur auf den wirksamen

Anteil einer Umweltverschmutzung (GUDERIAN u. REIDL, 1982).

Voraussetzung ist aber, daß die Lebensweise und -ansprüche der Organismen einschließlich ihrer Reaktionen auf Umwelteinflüsse unter naturnahen Bedingungen bekannt sind. Vor allem pflanzliche Indikatoren müssen im Zusammenhang ihres Ökosystems und ihrer Rolle in diesem, ihrer „ökologischen Nische“ betrachtet werden. Wenn man ihn genau genug kennt, kann jeder Organismus als Bioindikator dienen; sonst sind seine Reaktionen nicht bewertbar. Beim aktiven Monitoring ist diese Forderung hinreichend erfüllt; beim passiven Monitoring (Beobachtung in der Natur) bestehen allerdings Bewertungsschwierigkeiten, da die ökologischen und biochemischen Grundlagen oft nicht vollständig bekannt sind; sein Vorteil ist der vergleichsweise geringe Aufwand.

247. Grundsätzlich kann von Bioindikatoren bei ähnlichen Schadenssymptomen auf andere geschädigte Organismen geschlossen werden, deren Schäden noch nicht ursächlich erklärt werden können. Wegen der vielen positiven Erfahrungen mit Bioindikatoren setzt man begründete Hoffnungen darauf, auch die neuen Waldschäden, deren genaue Ursachen noch unbekannt sind, mit Hilfe von bekannten Bioindikatoren einer Aufklärung näher bringen zu können.

248. Besonders geeignete Bioindikatoren für Luftverunreinigungen sind Pflanzen, die keine Verbindung mit dem Boden haben, nämlich epiphytische (auf Bäumen wachsende) Flechten, Moose und Algen. Vor allem Flechten haben sich im passiven wie im aktiven Monitoring als Bioindikatoren bewährt. Die einzelnen Arten besitzen, wie Begasungsversuche zeigten, eine unterschiedliche Empfindlichkeit gegen Luftschadstoffe. Schädlich wirken vor allem saure Immissionen wie Schwefel-, Fluor- und Chlorverbindungen, die das Flechtengewebe zerstören und das Absterben der Pflanzen verursachen können. Nach ihrer Empfindlichkeit gegen SO_2 und gegen HF sind Flechten von verschiedenen Autoren in 4 bzw. 5 Klassen eingeteilt worden (z. B. RANFT, 1971; JÜRGING, 1974; WIRTH u. FUCHS, 1980), die jeweils mehrere Arten umfassen und damit eine abgestufte Bioindikation erlauben. Als bestgeeignete Indikator-Flechten haben sich weitverbreitete Arten wie *Hypogymnia physodes*, *Evernia prunastri* und *Xanthoria parietina* erwiesen. Es ist allerdings zu berücksichtigen, daß die Empfindlichkeit der Flechten gegen SO_2 von ihrem physiologischen Zustand abhängt. Gutwüchsige Flechtenindividuen in luftfeuchten Gebieten vertragen keine so hohen SO_2 -Gehalte der Luft wie Flechten an weniger günstigen Standorten. Bei einigen Arten nimmt die Schädwirkung von SO_2 bei voll gequollenem Thallus jedoch rasch wieder ab. Vollkommen trockene und somit inaktive Flechten können durch Luftverunreinigungen dagegen nicht oder nur wenig geschädigt werden.

249. Ferner ist die SO_2 -Schädwirkung vom pH-Wert des Thallus und des Substrates abhängig. Toxische Wirkungen beginnen erst bei pH-Werten unter 7. Baumrinden mit durchschnittlichen pH-Wer-

ten zwischen 6,3 und 4,5, die bei Flechtenkartierungen untersucht wurden, tragen jeweils spezifische Flechtengesellschaften. In kalkfreien Gebieten, wo niedrigere pH-Werte von Baumrinden, verbunden mit sauren Immissionen, nicht durch andere Einflüsse wie z. B. kalkreiche Stäube (Bodenverwehung, Zementfabriken) oder durch Eutrophierung (Düngereinwirkung) neutralisiert werden können, reagieren die Flechten besonders deutlich. Der Substrat-Einfluß zeigt sich z. B. darin, daß die neutrophytische Flechte *Xanthoria parietina* in Gebieten mit über $0,07 \text{ mg SO}_2/\text{m}^2$ auf Baumrinden fehlt, aber auf Eternit-Dächern noch gedeiht (FEIGE, 1982). Davon abgesehen wurde eine positive Beziehung zwischen SO_2 -Belastung und erhöhten Schwefelwerten und Säuregehalten in Baumrinden festgestellt (KÖHM, 1976). Solche antagonistischen Wirkungen können die Schadensschwelle gegenüber sauer oder alkalisch wirkenden Luftschadstoffen erhöhen und erschweren damit die Bioindikation.

250. Auch gegenüber anderen Bestandteilen der Luftverunreinigung, z. B. Ozon, haben sich Flechten als empfindlich erwiesen, so daß sie im allgemeinen nur als Bioindikatoren der gesamten Luftbelastung anzusehen sind (STEUBING und KIRSCHBAUM, 1982). Dies sollte auch dann berücksichtigt werden, wenn besonders auf die Belastung mit Schwefelverbindungen abgehoben wird.

Aus diesen Gründen stützt man Flechtenkartierungen und passives Monitoring mit Flechten in der Regel nicht auf eine einzige Art, deren beobachtete Veränderung allein wenig aussagen bzw. bei Ausbleiben der Art auch zufällig bedingt sein könnte, sondern auf ganze Flechtengesellschaften. Dabei können für einzelne Arten die Grenzen ihrer Immissionsempfindlichkeit vergleichend abgeschätzt werden (HAWKSWORTH und ROSE, 1976; WIRTH und TÜRK, 1975). Je niedriger aber die SO_2 -Immissionswerte liegen (unter $0,07$ bis $0,05 \text{ mg/m}^3$), bei denen bereits Flechtenschädigungen auftreten, um so unsicherer erweist sich allerdings die Bewertung der Immissionssituation.

251. Nicht zuletzt deswegen wird mit Flechten vermehrt aktives Monitoring durchgeführt, indem Flechten nach standardisierten Methoden (meist *Hypogymnia physodes*) für bestimmte Zeiträume in Immissionsgebieten ausgebracht und ihre Schädigungsgrade abgeschätzt werden. Zwar gibt es auch dabei Unsicherheiten, weil die Schäden z. B. von den Feuchtigkeitsverhältnissen am Expositionsort während der Ausbringungszeit abhängen; aber in Kombination mit passivem Monitoring ergibt sich insgesamt eine verlässliche Bioindikation der Luftverunreinigung mittels Flechten, wie in den meisten Großstädten und Industriegebieten gezeigt werden konnte.

252. In vielen Wäldern, insbesondere in Gebirgswäldern, ist eine z. T. artenreiche Flechtenvegetation mit oft dichter Besiedlung anzutreffen. Da gerade in solchen Wäldern die schwer zu erklärenden neuen Waldschäden auftreten, liegt es nahe, die Flechten als Bioindikatoren zur Aufklärung der Schäden heranzuziehen. So ist in den nordostbaye-

rischen Waldschadensgebieten — vor allem im Fichtelgebirge — die ursprüngliche Artenvielfalt der Flechtenvegetation geschwunden; die gegen saure Schwefelverbindungen empfindlich reagierenden Arten fehlen stellenweise fast völlig oder sind stark geschädigt. Aus diesen Gebieten sind auch erhöhte SO_2 -Immissionswerte ($0,05 \text{ mg SO}_2/\text{m}^3$ und höher) bekannt; in Fichtenadeln (von Bäumen des bayerischen Bioindikator-Netzes) wurden hohe Schwefelgehalte gefunden.

253. Solche klaren Zusammenhänge konnten in anderen Waldschadensgebieten nicht gefunden werden. Im Bayerischen Wald stellte OBERWINKLER (pers. Mitteilung, 1982) an stark geschädigten Waldteilen „keine signifikant schlechtere Flechtenflora“ als an nur leicht geschädigten Stellen fest. Er berichtet aber von einer Tendenz zur Artenverarmung der Flechtenvegetation in höheren Lagen, wo im allgemeinen die Bäume stärker geschädigt sind. Die aus Industriegebieten und Großstädten als empfindlich bekannten Flechten *Hypogymnia physodes* und *Evernia prunastri* wurden in Reinbeständen auf geschädigten Bäumen beobachtet. Im Schwarzwald wird starke Flechtenbesiedlung geradezu als Bestandteil des Schadbildes betrachtet (PRINZ et al., 1982); dies gilt aber nur in den für Flechtenwuchs geeigneten Gebieten. Bei einer versuchsweisen Besprühung von Fichtenzweigen und von Flechten mit künstlichem sauren Regen von pH 4,5 und pH 3 über vier Wochen zeigte sich, daß die Flechten — hier die Arten *Hypogymnia physodes* und *Pseudevernia furfuracea* — stärker geschädigt wurden als die Fichten (PRINZ et al., 1982, s. hierzu aber Tz. 248 f.). Diese und andere ähnliche Befunde aus neuen Waldschadensgebieten ergeben ein widersprüchliches Bild über Wald- und Flechtenschäden, das nicht zu den Erfahrungen mit Flechten als Bioindikatoren in bekannten Immissionsgebieten paßt und eine Erklärung herausfordert.

254. Offenbar unterliegt die Schadstoffwirkung auf Flechten in Wäldern höherer Lagen zahlreichen, noch nicht näher bekannten Standorteinflüssen. Zwar hat schon MROSE (1941) berichtet, daß die als höchstempfindlich bekannten Bartflechten (*Usnea spec.*) im Erz- und Riesengebirge zuerst auf solchen Bergen verschwunden seien, wo sich „sulfathaltige Wolken“ niederschlugen. Doch Bartflechten sind auch Indikatoren gleichmäßig hoher Luftfeuchte und besiedeln bevorzugt lichte Bergwälder mit sehr alten Bäumen. Wenn diese Standortbedingungen z. B. durch forstwirtschaftliche Maßnahmen etwa durch Bevorzugung dichter Fichtenreinbe-

stände verändert werden, verschwinden Bartflechten auch ohne Einfluß von Luftverunreinigungen.

255. Andere Waldflechtenarten wachsen überwiegend im unteren Ast- und Stammbereich der Wälder und werden hier durch die Auskämmwirkung (Abschn. 2.5.2) der Nadelkronen von Schadstoffwirkungen relativ verschont. Starke Niederschläge verdünnen wiederum die Schadstoffkonzentration des durch die Kronen tropfenden und an Ästen und Stämmen herablaufenden Wassers. Bei Nadelschäden und -verlust entfallen zwar diese Schutzwirkungen, doch kann das nunmehr stärker in den Wald einfallende Licht das Flechtenwachstum auch fördern. Auf sterbenden Bäumen ist eine besonders üppige Flechtenvegetation beobachtet worden; gesunde Bäume stoßen freilich von Zeit zu Zeit ihre Borke mit den darauf sitzenden Flechten ab, kranke Bäume dagegen nicht, so daß sie schon deswegen mit mehr Flechten bedeckt sind. Der pH-Wert der Borke abgestorbener Bäume ist nach BARKMAN (1958) in der Regel höher als bei lebenden Bäumen.

256. Diese Tatsachen zeigen, daß die langjährigen, methodisch gut entwickelten Erkenntnisse und Erfahrungen mit der Flechten-Indikation von Luftverunreinigungen in Ballungsgebieten nicht einfach auf emittentenferne Waldgebiete übertragen werden können, sondern einer speziellen Anpassung bedürfen. Weil es andererseits auch nicht für besonders dringend erachtet wurde, sich mit der Waldflechten-Vegetation unter dem Gesichtspunkt der Indikation von Luftschadstoffen geringer Konzentration zu befassen, liegen auch zu wenige Daten und Erfahrungen vor, die eine zuverlässige Aussage über Änderungen der Flechtenvegetation dieser Gebiete in bezug auf die Luftsituation erlauben. Vor allem ist in Waldgebieten bisher kein aktives Monitoring mit Flechten angesetzt worden. Daher ist es verständlich, daß der Arbeitskreis BML/LAI (1982) die Bioindikatoren zunächst nur beiläufig behandelt hatte. Jedenfalls kann man die Flechtenvegetation in Waldschadensgebieten nicht als eindeutiges Gegenargument gegen die These verwenden, daß Luftverunreinigungen eine wesentliche Ursache der Waldschäden sind.

257. Es bedarf wohl kaum eines Hinweises, daß die Forschung hier wichtige und dringende Aufgaben zu bewältigen hat (Abschn. 5.5). Unabhängig davon sollte mit der Beurteilung eines Waldschadens immer eine Flechtenkartierung verbunden sein; ferner muß unverzüglich mit aktivem Flechten-Monitoring in emittentenfernen Gebieten begonnen werden.

4 WIRKUNGSZUSAMMENHÄNGE

4.1 Einführung

258. Bäume und Wälder sind allein wegen ihrer Langlebigkeit weit mehr Umwelteinflüssen ausgesetzt als die meisten anderen Pflanzen. Da sie hoch

in die Luft hineinragen, eine große Blattfläche besitzen und zum Teil auch den Boden tief durchwurzeln, bieten sie diesen Einflüssen große Angriffs-

und Einwirkungsmöglichkeiten (Tz. 138 ff.). Zwar hat über viele Baumgenerationen hinweg die natürliche Auslese für eine Anpassung der Baumarten an ihre jeweiligen Umweltbedingungen gesorgt; auch besitzen gerade Wälder eine herausragende Fähigkeit zur Beeinflussung ihrer Standorte zu ihren Gunsten, so durch Schaffung eines eigenen „Waldklimas“ oder besonderer Bodeneigenschaften. Aber die zuerst genannten Eigenarten von Bäumen und Wäldern machen diese gerade für neu auftretende nachteilige oder schädigende Wirkungen besonders empfänglich, wie jeder Forstmann weiß — im Gegensatz zum Laien, der Wälder eher für unempfindlich zu halten geneigt ist, weil er sie über viele Jahre hinweg als anscheinend unverändert und stabil erlebt.

259. Neu auftretende nachteilige Wirkungen auf Wälder werden seit der menschlichen Umgestaltung der Landschaft durch die Landnutzung überwiegend, direkt oder indirekt, vom Menschen verursacht; man denke z. B. an Streunutzung oder Grundwasserabsenkung. Der „richtige“ Umgang mit Wäldern ist ohnehin erst seit rund 200 Jahren, d. h. seit der Einführung einer planmäßigen, wissenschaftlich begründeten Forstwirtschaft bekannt; das sind höchstens zwei bis drei Waldgenerationen.

260. Wirkungszusammenhänge zwischen möglichen oder wahrscheinlichen Schadeinflüssen oder Schadensfaktoren und beobachteten Schäden bzw. Schadbildern (Kap. 3) zu ermitteln, sowie Folgerungen daraus zu ziehen, gehört aber zu den normalen Aufgaben eines Forstmannes, sei er Praktiker oder Wissenschaftler. Ein gewissenhafter Forstmann wird bei auftretenden Waldschäden wohl zuerst nach Fehlern im Waldbau, in der Waldbehandlung oder der Einschätzung des Standortes suchen, selbst dann, wenn z. B. Wild, Insekten oder Pilze eindeutig als Verursacher erkennbar sind. Seit dem Beginn des technisch-industriellen Zeitalters wird aber die Aufmerksamkeit des Forstmannes zunehmend für Schadensursachen und -wirkungen geschärft, die auf nicht-natürliche, außerforstliche Faktoren zurückgehen oder damit in Verbindung stehen können. Er hat dabei freilich zu berücksichtigen, daß diese mit natürlichen Schadensquellen zusammenwirken, sie verstärken oder gar auslösen können.

261. Unter den Schadensfaktoren des technisch-industriellen Zeitalters werden Wirkungen von Luftschadstoffen (Kap. 2) bereits seit über 130 Jahren untersucht. Wie in Abschn. 2.5 näher erläutert, gelangen sie sowohl durch Regen und Schnee — als nasse Deposition — als auch durch direkte Ablagerung als Gase und Stäube einschließlich Nebel — als trockene Deposition — auf und in die Kronenschicht der Wälder. Verstärkt wird die Luftschadstoff-Aufnahme durch das Abfangen schwacher, feiner Niederschläge, durch „Auskämmen“ von Nebel sowie durch das Ausfiltern strömender Luft — besonders wirksam bei Nadelbäumen mit einer mehrfach größeren Blattoberfläche als Laubbäume (Tz. 183). Schließlich aber gelangen alle Stoffe, sei

es infolge Ab- und Auswaschung durch Niederschläge, durch Laub- und Nadelfall (als Streu) oder durch Transport innerhalb des Baumes auf und in den Boden.

Demnach können Luftschadstoffe auf Wälder auf zwei verschiedenen Wegen einwirken:

- direkt über oberirdische Pflanzenteile
- indirekt über den Boden („Bodenpfad“).

Diese beiden Wirkungswege hat bereits STÖCKHARDT (1850), der Begründer der wissenschaftlichen „Rauchschadensforschung“ (heute: Immissionsforschung), am Beispiel der „schädlichen Bestandteile des Hüttenrauches“ erkannt.

262. Demgemäß gab es zunächst zwei Forschungslinien über Luftschadstoff-Wirkungen. Die erste, von der Mehrzahl der Forscher verfolgt, führte beobachtete Schadbilder an Pflanzen auf direkte Immissionswirkungen zurück. Die zweite Forschungslinie befaßte sich mit den schädlichen Wirkungen der „rauchbedingten“ Bodenversauerung, mit Wurzelschäden und sogar schon der toxischen Wirkung freigesetzter Aluminium-Ionen (Literaturübersicht bei KNABE, 1982), wurde aber seit etwa 1930 nicht weiter verfolgt. Bahnbrechende Arbeiten über die direkten Wirkungen von Schwefeldioxid und Fluorwasserstoff (GUDERIAN und STATMANN, 1968; GUDERIAN et al., 1969) maßen der indirekten Wirkung über den Boden kaum eine Bedeutung bei. Erst in jüngster Zeit ist unter dem Einfluß der Ökosystemforschung auf diesen Wirkungsweg erneut hingewiesen worden (z. B. ULRICH et al., 1979; SNSF, 1980).

263. Bei den sog. klassischen Immissionsschäden an Pflanzen sind die Schadensverursachungen heute hinreichend abgeklärt. Der Weg der Schadstoffe von der Emissionsquelle bis zur Pflanze ist nachvollziehbar. Die Schadstoffwirkungen auf Pflanzen werden mit Hilfe von Begasungsexperimenten unter standardisierten Bedingungen und Freilanduntersuchungen erforscht. Damit ist die pflanzenschädliche Wirkung von Emissionen bzw. Immissionen in der direkten Umgebung von Emissionsquellen abschätzbar (zusammenfassende Darstellungen bei DÄSSLER, 1981; SMITH, 1982; PRINZ, 1982).

264. Bei den neuartigen emittententfernen Waldschäden, die in so verschiedenen Gebieten wie Bayerischer Wald, Fichtelgebirge, Schwarzwald und Harz ziemlich unvermittelt und großflächig aufgetreten sind (Kap. 3), sind dagegen trotz einiger Ähnlichkeiten mit immissionsbedingten Schadbildern die Ursachen bisher unklar und offensichtlich auch weitaus schwieriger zu ermitteln. Das nahezu gleichzeitige Auftreten dieser Schäden läßt das plötzliche, fast schockartige Wirksamwerden eines neuen, unbekanntem Schadeinflusses — auch als „Faktor X“ bezeichnet — vermuten, auf den sie gleichermaßen zurückzuführen sein könnten. Der Nachweis einer einheitlichen Verursachung ist jedoch bislang nicht gelungen; die Untersuchungsergebnisse weisen eher auf das Ineinandergreifen

von mehreren in ihrer Zusammensetzung wechselnden Schadfaktoren hin. Es ist nicht einmal sicher, ob die Aufklärung überhaupt gelingt.

265. Zur Verdeutlichung der Forschungssituation hält der Rat an dieser Stelle einen kurzen Exkurs über Grundsätze des Wirkens ökologischer Faktoren im Wald für richtig, wie sie z. B. in dem bekannten Waldbau-Lehrbuch von DENGLER (BONNEMANN u. RÖHRIG, 1971) dargestellt sind. Ein einzelner, älterer Baum lebt mit seinen verschiedenen Organen (Wurzeln, Stamm, Krone) an ganz unterschiedlichen Kleinstandorten. An diesen wirken die einzelnen Standortfaktoren wiederum nicht einzeln, sondern gemeinsam als Komplex auf den Baum bzw. seine Organe ein. Nur auf extremen Standorten kann ein einzelner Faktor so stark dominieren, daß er bestimmend wirkt.

Ebenso wie die Spanne der Lebensmöglichkeiten ist auch das optimale Gedeihen der Arten und Individuen niemals durch einen einzigen ökologischen Faktor bestimmt, sondern stets durch einen Komplex von Faktorenkonstellationen. Im praktischen Waldbau ist es nur selten möglich, eine annähernd vollständige Analyse des Faktorenkomplexes durchzuführen. Man ist fast immer auf eine Abschätzung der wichtigsten Faktoren und der Auswirkungen ihres Zusammenspiels angewiesen. Dafür bedarf es nicht nur biologischer Grundkenntnisse, sondern auch eines bestimmten Maßes von Erfahrung. Wer darüber nicht verfügt, kann sich leicht in Irrtümer verstricken.

266. Diese Ausführungen zeigen, daß ein ausschließliches Denken in eindimensionalen Abläufen von Ursache-Wirkung-Abhilfe von vornherein bei den neuen Waldschäden wenig erfolversprechend sein dürfte. Es sind eher komplexe als einfache Wirkungszusammenhänge zu erwarten. Hinter ihnen steht auch die wichtige Frage, ob die biologische Anpassungsfähigkeit der Baumarten und der Wälder den neuartigen Schäden gewachsen ist. In der folgenden Darstellung diskutiert der Rat die möglichen oder wahrscheinlichen Ursachenkomplexe der neuartigen Waldschäden, und zwar zunächst in bezug auf naturbedingte oder waldbauliche Einflüsse (Abschn. 4.2), sodann hinsichtlich der Auswirkungen von Luftschadstoffen (Abschn. 4.3). Soweit erforderlich, geht er dabei auch auf die Erfahrungen mit Pflanzenschäden in bekannten Immissionsgebieten und entsprechende Versuchsergebnisse (z. B. Begasungen) ein. (Literaturübersichten zu altbekannten und neuartigen Waldschäden sind u. a. in SCHÜTT, 1977; WACHTER, 1978; Forstwissenschaftliches Centralblatt 100, Heft 3—4, 1981; GVST, 1982; LÖLF-Sonderheft der Mitteilungen, 1982; PRINZ et al., 1982 sowie Symposium Göttingen, 1982 [ULRICH und PANKRATH, 1983] enthalten.)

4.2 Natürliche und waldbauliche Ursachen für Waldschäden und Baumsterben

267. Wie in Kap. 3 und Abschn. 4.1 erwähnt, wird ein Forstmann beim Auftreten von Waldschäden zunächst prüfen, ob natürliche Ursachen oder waldbauliche Fehler sie hervorgerufen haben könnten.

Bevor auf die möglichen Immissionsauswirkungen auf Wälder fernab von Emissionsquellen eingegangen wird, sollen die natürlichen und waldbaulichen Faktoren und deren Beteiligung an den neuartigen Waldschäden diskutiert werden.

Da die Wälder wie alle großen Pflanzenformationen in erster Linie klimabedingt sind, kommt klimatischen Einflüssen für die Verursachung von Waldschäden großes Gewicht zu, und zwar vor allem auf sog. extremen Standorten und im klimatisch-ökologischen Grenzbereich des Baumarten- oder Waldvorkommens. Schäden treten nicht immer unmittelbar nach einem außergewöhnlichen Klimaereignis, sondern teilweise erst nach einiger Zeit auf.

4.2.1 Trockenschäden

268. Einzelne oder die Abfolge mehrerer Trockenjahre werden regional als mögliche Auslöser für Baumsterben angesehen. Als Trockenjahre in jüngerer Zeit werden 1969, 1971, 1973 und 1976 sowie 1982 genannt, zwischen 1967 und 1978 häuften sich die Jahre, deren Niederschlagssummen hinter dem langjährigen Mittel zurückblieben (WAGNER, 1981; SEITSCHKE, 1981; REHFUESS, 1981 a).

269. Trockenperioden sind schon in zahlreichen älteren Veröffentlichungen als Hauptursache für Baumsterben angesehen worden (MÜLLER, 1921; LEININGEN, 1924). In der Regel trifft dies aber nur für besonders trockene Standorte zu, z. B. flachgründige Böden über gut wasserdurchlässigen Ausgangsgesteinen. Trockenschäden waren von dort auch bereits früher bekannt, zumal an den für diese Standorte ungeeigneten Baumarten. Flächenmäßig fallen diese Gebiete aber für die neuartigen Schäden nicht entscheidend ins Gewicht. Es kann auch kein eindeutiger Zusammenhang zwischen einzelnen Trockenjahren und dem Auftreten von Schäden hergestellt werden.

Daher werden Trockenperioden als Alleinursache für die neuartigen Waldschäden an Tanne und Fichte von SCHÜTT (1977) und anderen Autoren ausgeschlossen. Vor allem spricht das Auftreten der Schäden auf zahlreichen gut wasserversorgten Standorten gegen Trockenheit als alleinige Ursache. Außerdem sind Trockenperioden, auch in Verbindung mit extremen Temperaturen, im mitteleuropäischen Klima nichts Ungewöhnliches, so daß sie allein deswegen keine bleibenden, großflächigen Waldschäden ausgelöst haben können.

270. Trockenperioden oder Schönwetterlagen können jedoch im Zusammenwirken mit Luftverunreinigungen eine Rolle im Ursachengefüge der neuartigen Schäden spielen. Beispielsweise beeinträchtigt Schwefeldioxid die Funktionsfähigkeit der Spaltöffnungen (SCHÖNBORN und WEBER, 1981), was besonders in trockenen Sommern und im Spätwinter bzw. beginnenden Frühjahr, wenn die Wasserversorgung der Bäume noch eingeschränkt ist, zu nur schwer ausgleichbaren Verdunstungsverlusten führen kann. In sommerlichen Schönwetterpe-

rioden können erhöhte Photooxidantienkonzentrationen auftreten (PRINZ et al., 1982; Tz. 113), denen eine pflanzenschädigende Wirkung zugeschrieben wird.

271. Der Einfluß der Trockenheit auf das Gedeihen der einzelnen Baumarten muß in diesem Zusammenhang genau beachtet werden. So ist die flachwurzeln und daher der Austrocknung besonders stark ausgesetzte Fichte in anhaltenden Trockenperioden erheblich gefährdet. Als Folge von Feinwurzelschädigungen und -verlusten können in niederschlagsarmen Perioden Baumschäden durch akuten Wassermangel auftreten. Dies ist von BLASCHKE (1980) auch für die tiefwurzeln Tanne beschrieben worden. Darüber hinaus besitzen solche geschwächten Bäume eine Prädisposition für den Befall durch tierische, pilzliche und bakterielle Schädlinge, wobei die beiden letzteren über die geschädigten Wurzeln in die Stämme der Bäume eindringen können. Der erweiterte, pathologische Naßkern bei der Tanne, der den Wassertransport in Wurzel und Stamm behindert, ist eine Folge solcher Infektionen (Tz. 282), die von geschwächten Bäumen nicht mehr unter Kontrolle gebracht werden können. Die Infektionen können zu einem mehr oder weniger schnellen Absterben führen, doch auch eine Gesundung nur schwach geschädigter Bäume ist langfristig möglich. Die pathologische Entwicklung des ausufernden Naßkerns wird offensichtlich durch Trockenjahre gefördert (SCHÜTT, 1981; BRILL et al., 1981).

4.2.2 Kälteschäden

272. Kältejahre, winterliche Temperaturstürze (z. B. Silvester/Neujahr 1978/79), Frühfröste, Spätfröste, Kahlfröste und Eisregen werden ebenfalls für das Absterben von Bäumen verantwortlich gemacht. Nach Meinung einiger Autoren sind eine Reihe älterer Baumsterben entweder allein auf solche Kälteeinflüsse oder auf ein Zusammenwirken von Trocken- und Kälteperioden zurückzuführen (MÜLDER, 1934; RUZICKA, 1937; WAGNER, 1981).

Die Frosthärte wintergrüner Nadelgehölze, die sich allmählich im Laufe des Herbstes aufbaut, verhindert Kälteschäden im Winter. Treten Frühfröste vor dem Aufbau der Frosthärte ein oder Spätfröste nach ihrem Abbau, kann es zu Schäden kommen. Darüber hinaus können durch Luftverunreinigungen Störungen im physiologischen Prozeß des Frosthärteaufbaus verursacht werden, wodurch die Anfälligkeit der Bäume gegenüber Frosteinwirkungen erhöht wird (KELLER, 1981).

273. Bei Fichten und Tannen kommt es nach ungewöhnlichen Frostereignissen und mangelnder Frosthärte zu stärkerem Nadelfall. Solche Nadelverluste können jedoch in der Regel in den folgenden Jahren wieder ausgeglichen werden, ohne zu einer langfristigen Schädigung zu führen. Aus diesem Grund erklären Auswirkungen von einmaligen Kälteereignissen allein die über Jahre andauernden Schäden an den verschiedenen Standorten nicht.

Außergewöhnliche Frostereignisse sind in den vergangenen Jahren mehrfach und in vielen Regionen der Bundesrepublik aufgetreten. Es ist jedoch weder eine räumliche noch eine zeitliche Abhängigkeit zwischen dem Auftreten von Waldschäden und Frösten festgestellt worden. Das bereits längere Anhalten und das Fortschreiten der Schäden spricht ebenfalls gegen eine Verursachung durch Frost als singuläres Ereignis.

Kälte kann jedoch im Zusammenwirken mit anderen Faktoren, z. B. Trockenheit, ungünstiger Nährstoffversorgung, Immissionseinwirkungen (Tz. 313), zu einer anhaltenden physiologischen Schwächung von Bäumen führen. Das Ineinandergreifen verschiedener Schadfaktoren, darunter Kälteeinwirkung scheint im Zusammenhang mit den neuen Schäden wahrscheinlich, Kälte ist aber sicherlich nicht allein ausschlaggebend.

274. Der Einfluß des Frostes nimmt mit der Gebirgshöhe zu und kommt hinsichtlich der Frosthärte bereits darin zum Ausdruck, daß in den Hochlagen der mitteleuropäischen Gebirge die empfindlicheren Laubwälder in Nadelwälder übergehen. Von diesen erreichen nur Fichte und Spirke die natürliche Waldgrenze. Mit zunehmender Gebirgshöhe nimmt einerseits der „Kältestreiß“ für die Bäume zu, andererseits wird, wie erwähnt, die Frosthärte wintergrüner Nadelbäume bei Zusammenwirken von Frost mit anderen Schadfaktoren, z. B. Luftschadstoffen, in der Regel herabgesetzt (Tz. 272). Daher dürfte dem Faktor Frost möglicherweise eine wichtige Bedeutung im Ursachengefüge der neuen Waldschäden zukommen. Das Vorhandensein auch geringer Mengen von Luftschadstoffen kann unter den extremen klimatischen Verhältnissen der Hochlagen zu einer stärkeren Belastung der wintergrünen Nadelwälder führen als in mittleren und tieferen Lagen (mit Ausnahme extremer Kaltluftlagen). Hier handelt es sich um eine standörtlich bedingte Erhöhung der Schädigungs-Disposition; sie zielt allerdings mehr auf Luftschadstoffe, weil biologische Pathogene oder Trockenheit in den Hochlagen erfahrungsgemäß nur eine untergeordnete Rolle spielen.

4.2.3 Verbreitungsmäßige Gesichtspunkte

275. Neben den bislang genannten extremen klimatischen Ereignissen, die als Erklärung für das Auftreten von Baumsterben herangezogen werden, könnten auch verbreitungsmäßige Gesichtspunkte eine Rolle spielen, wie die Beispiele Tanne und Fichte deutlich zeigen. Das natürliche Verbreitungsgebiet der Tanne erstreckt sich in der Bundesrepublik Deutschland auf den Alpen- und Voralpenraum sowie die südlichen Mittelgebirge (Schwarzwald, Bayerischer Wald bis hin zum Fichtelgebirge), das der Fichte umfaßt etwa die gleichen Regionen, reicht aber im Norden bis zum Harz (ELLENBERG, 1978). Die Tanne ist durch Anpflanzung nur selten über ihr natürliches Areal hinausgelangt, während die Fichte fast im gesamten Bundesgebiet angepflanzt wird. Auf den meisten Standorten in der

Bundesrepublik Deutschland würde von Natur aus die Buche, deren natürliches Verbreitungsgebiet sich über das atlantisch geprägte Mitteleuropa erstreckt, dominieren — außer in den Hochlagen ab ca. 1100 m.

276. Bereits seit mehr als 100 Jahren wird Tannensterben z. B. in der Sächsischen Schweiz, im Erzgebirge, Thüringer Wald und Frankenstein beobachtet. Hierbei handelt es sich möglicherweise um einen ganz natürlichen Rückgang der Tanne am nordöstlichen und nordwestlichen Arealrand. Auch das Fichtensterben ist früher hauptsächlich am Rande und außerhalb des natürlichen Areals der Art beobachtet worden. Die genetische Differenzierung der „Randpopulationen“ spielt dabei sicherlich eine wichtige Rolle. KRAL wies anlässlich des Tannensymposiums 1980 in Wien darauf hin, daß das Tannensterben besonders dort zu finden ist, wo die Tanne sehr spät und gegen starke Konkurrenz von Fichte und Buche eingewandert ist.

277. Seit einigen Jahren treten jedoch Tannenschäden auch in den zentralen Gebieten des Vorkommens der Art auf (z. B. Schweizer Jura). Deshalb folgert SCHÜTT (1977), daß es nicht gerechtfertigt sei, diese Schäden als ein Phänomen abzutun, das auf die klimatisch-ökologischen Grenzgebiete des Tannenareals beschränkt bleibt. Das neuartige Absterben von Fichten vollzieht sich — oftmals neben den bereits geschädigten Tannen — vor allem in den Hochlagen der Mittelgebirge, wo die Arten häufig autochthon und dem Standort angepaßt sind. Ein natürlicher Rückgang der Fichte in diesen Gebieten ist früher niemals beobachtet worden und scheint auch aus heutiger Sicht nicht plausibel.

4.2.4 Tierische Schädlinge

278. Bei den in früheren Jahren aufgetretenen Schäden wurden zahlreiche Insekten, vor allem Tannenwolläuse, als Haupt- oder zumindest als Mitverursacher des Waldsterbens, vor allem des Tannensterbens, genannt (Literatur bei WACHTER, 1978). EICHHORN (1981) weist jedoch darauf hin, daß nach heutiger Kenntnis als Ursache des Tannensterbens nicht primär der Schädlingsbefall anzunehmen ist, sondern daß der zuweilen beobachtete Schädlingsbefall sekundärer Natur ist und nur an bereits physiologisch geschwächten Bäumen auftritt. Auch bei der Fichte liegen keine Befunde vor, die auf eine direkte Beteiligung tierischer Schädlinge an den neuartigen Schäden schließen lassen. Die Rolle bodenbewohnender Schädlinge (z. B. Nematoden, Läuse u. a.) im Ursachengefüge der Waldschäden ist noch ungeklärt. Ob tierische Schädlinge, die bereits makroskopisch nachzuweisen sind, für die Übertragung kleinster Phytopathogene (z. B. Viren, Bakterien, Pilze) in Frage kommen, muß noch überprüft werden. Aufgrund des Fehlens von typischen Schadensausbreitungsmustern, wie sie normalerweise bei Schädlings- und Krankheitsbefall durch Pilze, Bakterien u. a. festzustellen sein müßten, hält der Rat jedoch eine Beteiligung tierischer Schädlinge am Ursachengefüge der Waldschäden für ausgeschlossen.

4.2.5 Pilzliche Schaderreger

279. Das Eindringen pathogener Pilze in Baumwurzeln setzt im allgemeinen, wie die bakterielle Infektion, eine Verwundung (ROLL-HANSEN und ROLL-HANSEN, 1981) oder zumindest eine physiologische Schwächung der Wurzeln voraus. Pilze sind in einigen Fällen erst in der letzten Stufe des Absterbeprozesses der Bäume beobachtet worden. Ein bekannter holzerstörender Pilz ist der Hallimasch (MÜLDER, 1934; BLASCHKE, 1981), der gehäuft gerade im direkten Einflußbereich von Immissionen angetroffen wird. Der von PRINZ et al. (1982) festgestellte Befall von Fichtennadeln geschädigter Bäume mit Pilzmyzel wird von diesen Autoren als „Sekundärwirkung eines vorausgegangenen Schadens anderer Ursache“ gedeutet.

280. *Die Mykorrhiza, bei der es sich um eine Wurzel-Pilz-Symbiose handelt, spielt für die Ernährung der Waldbäume eine wichtige Rolle. Mit Hilfe der Pilzhypphen stellen die Fein- und Feinstwurzeln der Bäume den physiologischen Kontakt mit dem Mikrohabitat her. Aufgrund des Fehlens oder der nur begrenzten Ausbildung von Wurzelhaaren wird die Wasser- und Nährstoffversorgung im Feinwurzelbereich erst durch die mykorrhizierten Wurzeln ermöglicht (BLASCHKE, 1980). Auch untereinander sind die Bäume über pilzliche Verbindungen, sog. Wurzelanastomosen, verflochten, über die ein Stoffausgleich stattfinden kann. Bei geschädigten Tannen ist die Zahl der lebenden Ektomykorrhizen und die Feinwurzelregeneration erheblich gemindert, wodurch die Wurzelfunktion beeinträchtigt wird. Das Feinwurzelssystem wird lokal von pathogenen Wurzelpilzen befallen. Von BLASCHKE (1981) wird außerdem vermutet, daß sich neben der Virulenz parasitischer Pilze im Feinwurzelbereich ungünstige bodenchemische Faktoren und vor allem länger anhaltende Wassermangelsituationen limitierend auf die Wurzelfunktionen und in Kombination miteinander auf die Pflanzenernährung auswirken. Es ist zu überprüfen, inwieweit durch eine Störung des Gleichgewichtes zwischen den Symbiosepartnern im Bodenbereich symbiotische Wurzelpilze selbst virulent werden können.*

281. Die Bedeutung von symbiotischen und pathogenen Pilzen sowie Hefen innerhalb des Ursachengefüges der neuartigen Waldschäden und die Beeinflussung dieser Mikroorganismen durch andere Faktoren, z. B. Luftverunreinigungen, kann zur Zeit noch nicht abschließend beurteilt werden. Eine maßgebliche Beteiligung infektiöser phytopathogener Pilze erscheint dem Rat jedoch aus den bereits genannten Gründen wenig plausibel (Tz. 278).

4.2.6 Bakterielle und andere Schaderreger

282. BRILL et al. (1981) stellen die Beteiligung von Bakterien am Tannensterben dar. Nach ihren Befunden können gesunde Tannen Infektionsherde im Wurzelbereich wirksam abgrenzen; bereits physiologisch geschwächte Bäume können dies jedoch nicht. Die Infektion wird durch vorangegangene

Verwundung oder Absterben von Feinwurzeln eingeleitet (BLASCHKE, 1980). Bei der Ausweitung der Infektion kommt es schließlich bei der Tanne zur Naßkernbildung im Wurzel- und Stammbereich (SCHÜTT, 1981). Diese Entwicklung wird offensichtlich durch Trockenjahre besonders gefördert (BRILL et al., 1981). BAUCH et al. (1979) und BAUCH (1982) haben mit Hilfe von Jahrringanalysen festgestellt, daß der Ausbildung eines pathologischen Naßkernes (Tz. 195) und dem Absterben von Tannen in der Regel bereits ein jahrelanges eingeschränktes Dickenwachstum der Bäume vorangeht. Vergleichbare bakterielle Untersuchungen an anderen geschädigten Baumarten — vor allem der Fichte — sind dem Rat nicht bekannt. Gleichwohl hält der Rat eine ursächliche Beteiligung von Bakterien an den neuartigen Waldschäden wegen des Fehlens von Schadensausbreitungsmustern für wenig plausibel, möchte sie jedoch nicht aus weiteren Untersuchungen ausgeschlossen sehen.

283. Die Bedeutung der Destruenten (Bakterien, Pilze) für den biologischen Stoffabbau und die biologische Stoffanreicherung ist im Zusammenhang mit den neuartigen Waldschäden bislang zu wenig berücksichtigt worden.

284. Eine Beteiligung von Viren (PRINZ et al., 1982), Rickettsien und Mykoplasmen an den Waldschäden wird ebenfalls diskutiert, jedoch fehlen eindeutige Hinweise auf Infektionen. Weitergehende Untersuchungen liegen dem Rat nicht vor.

4.2.7 Waldbauliche Ursachen

285. Vor allem in der älteren Literatur werden vielfach waldbauliche Fehler — wie ungünstige Bestandsstruktur, falsche Baumarten bzw. Standortwahl und Monokulturen — als Ursachen für Waldschäden genannt. Der Übergang vom Plenterwald, in dem alle Altersphasen gleichzeitig vorhanden sind, zum gleichaltrigen Hochwald wurde bereits 1919 von SCHEIDTER für ein Tannensterben im Frankenwald verantwortlich gemacht. Auch MEYER (1957) bejaht diese Auffassung. Nach LEIBUNDGUT (1974) ist der gleichaltrige Tannen-Fichten-Wald bzw. der reine Tannen- oder Fichtenbestand etwas Naturwidriges, worin eine Ursache für waldbauliche Probleme zu suchen sei. Altersklassenwälder nehmen heute etwa 95% der bundesdeutschen Waldfläche ein.

286. Die Tanne ist aufgrund ihrer Befähigung, im Jugendstadium stärkere Beschattung zu ertragen, um erst in zunehmendem Alter in höhere Waldschichten und damit ins Licht zu wachsen, für eine plenterartige Waldnutzung die ideale Baumart. Neuere Untersuchungen und die Waldschadenserhebung (BML/LAI, 1982) zeigen jedoch, daß die z. Z. beobachteten Waldschäden auch in Plenterwäldern auftreten (z. B. Tannensterben im Raum Alpirsbach-Freudenstadt [Schwarzwald], im Lamer Winkel und bei Oberkreuzberg [Bayerischer Wald]). In diesen Gebieten waren Tannenschäden bis vor einigen Jahren nicht bekannt (Tz. 222). Umgekehrt blie-

ben an anderer Stelle gleichaltrige Tannen-Reinbestände bisher völlig gesund. Ähnliches gilt auch für die Fichte, die z. B. in den Hochlagen des inneren Bayerischen Waldes in Jungwüchsen, in einschichtigen und gleichartigen Beständen und felmartig strukturierten autochthonen Altbeständen gleichermaßen geschädigt ist (BML/LAI, 1982). Da auch in Mischbeständen von Tanne, Fichte und Buche die beiden Nadelhölzer Schäden aufweisen, scheint die Waldaufbau- und Mischungsform keine wesentliche Rolle bei der Entstehung der neuartigen Schäden zu spielen.

287. Obwohl nach Auffassung des Arbeitskreises (BML/LAI, 1982) auch der Pflegezustand der Wälder nur von untergeordneter Bedeutung für die beobachteten Waldschäden sein soll, wird das Schadensausmaß in einzelnen Forstbezirken allein oder im wesentlichen auf unterlassene Pflegemaßnahmen zurückgeführt.

288. Der Anbau von Nadelholzmonokulturen, insbesondere Fichtenmonokulturen, wird bereits schon seit Jahrzehnten als nachteilig für den Bodenzustand angesehen (HITSCHHOLD, 1934). Der Fichtenanbau hat auf zahlreichen Böden die Versauerung im Oberboden beschleunigt und zur Bildung von saurem Auflagehumus geführt. Hierdurch ist eine Podsolierung ausgelöst oder gefördert worden (REHFUESS, 1981 b). Die Oberböden verarmen an leicht löslichen Nährstoffen. Bei der Tanne konnte eine vergleichbare Tendenz zur Boden-degradation bislang nicht belegt werden.

289. Falsche Baumarten- bzw. Standortwahl können den Waldzustand nachteilig beeinflussen. Vor allem die Fichte ist — im vergangenen und in diesem Jahrhundert — durch Anpflanzung außerhalb ihres natürlichen Verbreitungsgebietes auf Standorte gelangt, die für sie oft viel zu warm, zu trocken, zu sturmexponiert und zu reich an Naßschnee sind. Hier sind Waldschäden oder -erkrankungen (z. B. Rotfäule-Befall, Tz. 292) sozusagen vorprogrammiert. Andererseits werden heute Waldschäden aber auch in Gebieten beobachtet (z. B. Bayerischer Wald, Schwarzwald), wo Fichten und Tannen bereits seit mehreren tausend Jahren heimisch sind und die Standorte von jeher ein gesundes Waldwachstum ermöglichten.

290. Nach den bisherigen standortkundlichen Untersuchungen tritt das Tannensterben auf sehr verschiedenartigen Böden auf, während die Tannen in den bislang nicht betroffenen Regionen ebenfalls auf sehr unterschiedlichen Bodentypen — auch auf saurem Substrat — gesund blieben. Eine Abhängigkeit des Schädigungsgrades von den Substrateigenschaften bzw. dem Ernährungszustand der Bestände ist bis jetzt nicht erkennbar. Allerdings ist das Ausmaß der Schäden möglicherweise besonders groß auf Böden, auf denen die Tannen mit Stickstoff gut versorgt sind und gleichzeitig unter ausgeprägtem Magnesium- und Calcium-Mangel leiden (z. B. Böden aus oberem Buntsandstein und Granit im Schwarzwald, aus Graniten im Fichtelgebirge, Oberpfälzer und Bayerischen Wald) (BML/LAI, 1982).

291. Auf Standorten, die ohnehin durch ungünstige Boden- und Nährstoffverhältnisse gekennzeichnet sind, ist vor allem durch den Fichtenreinanbau die Gefahr für Waldschäden verstärkt worden (REHBOCK, 1982). Dies sind steinige, flachgründige Böden mit schlechter Wasser- und Nährstoffversorgung. Das in der Münchener Schotterebene zu beobachtende Fichtensterben tritt z. B. nur auf Standorten mit flachgründigen kiesigen Parabraunerden auf. In der Wingst (Niedersachsen) treten Fichtenschäden überwiegend auf nährstoffarmen, podsolierten Sanden der Endmoränen auf (vgl. Tz. 359 ff.).

292. In diesem Zusammenhang ist auch die Rotfäule als eine von Pilzen hervorgerufene Erkrankung der Fichte zu nennen. Die Erreger dringen entweder aus dem Boden über die Wurzeln oder direkt über Wunden (z. B. Rindenverletzungen durch Hirsche) in den Stamm ein und bringen das Kernholz zur Fäulnis. Hierbei spielen Bodenverhältnisse eine wichtige Rolle; höherer Nährstoffgehalt, Kalkreichtum oder hohe Bodenfeuchte können die Disposition von Fichten für die Rotfäule erhöhen. In manchen Gebieten, z. B. in Niedersachsen, werden über 20 % des gesamten Fichteneinschlages durch Rotfäule entwertet (BONNEMANN und RÖHRIG, 1971).

293. Der gesamte Umfang und das plötzliche Auftreten der neuartigen emittentenfernen Waldschäden lassen sich jedoch durch falsche oder ungeeignete waldbauliche Maßnahmen nicht erklären.

4.2.8 Nachwirkungen früherer Waldbehandlung

294. Forstwirtschaft im heutigen Sinne wird erst seit ca. 200 Jahren betrieben; aber schon vorher sind die Wälder durch den Menschen intensiv genutzt und nachhaltig beeinflusst worden. Schon seit rd. 3 000 Jahren sind starke menschliche Eingriffe in die Wald-Ökosysteme nachzuweisen. Durch ausgedehnte, meist unregelmäßige Waldweide, Holz- und Streunutzung in den meist in Gemeineigentum (Allmende) stehenden Wäldern wurden nicht nur die Wälder, sondern auch deren Standorte zum Teil stark verändert, in der Regel degradiert. In einigen Gebieten, vor allem auf von Natur aus nährstoffärmeren oder zur Trockenheit neigenden flachgründigen Böden, wie z. B. in der Lüneburger Heide, im Harz oder im Solling, war die Bodenverarmung und -versauerung so stark, daß außer den holzwirtschaftlich wenig geschätzten Birken und Ebereschen keine Laubbaumarten mehr gedeihen konnten und eine Aufforstung mit den genügsameren Nadelbaumarten Kiefer und Fichte die einzige Möglichkeit zur Wiederbegründung von Wirtschaftswäldern war.

Die jahrhundertelangen Walddegradierungen wirken in einigen Gebieten (z. B. Solling, Harz) noch heute nach und spielen dort über einen schlechten Bodenzustand, verbunden mit Nährstoffmangel, eine wesentliche Rolle im Ursachengefüge der neuartigen Waldschäden (Tz. 363 ff.).

4.2.9 Gesamtbedeutung natürlicher und waldbaulicher Ursachen für die neuartigen Waldschäden

295. Bei einer allgemeinen Erörterung der geschilderten naturbedingten und waldbaulichen Einflüsse auf die Wälder gelangt der Rat zu dem Urteil, daß sie nicht ausreichen, um Art und Umfang der neuartigen Waldschäden zu erklären.

296. Unter den natürlichen Ursachen für Waldschäden sind in erster Linie extreme Witterungs- oder Klima-Ereignisse zu nennen, die am Rande oder gar außerhalb des biologischen Anpassungsreiches der Baumarten liegen. Lange Trockenperioden, die die Feinwurzeln der Bäume schädigen, beeinträchtigen die Wasserversorgung der Wälder erheblich und können zu Blattschäden führen. Bei immergrünen Bäumen ist dies auch im Winter der Fall und kann bei längeren Kälteperioden und kräftiger Sonnenbestrahlung Frosttrocknis der Blätter verursachen. Extreme Witterungs- oder Klima-Ereignisse sind jedoch für Mitteleuropa nicht ungewöhnlich und können schon deswegen keine alleinige Ursache für Waldschäden sein, aber die Disposition für andere Schadenseinflüsse erhöhen. Dies gilt in noch stärkerem Maße für Kälteeinwirkung und hier vor allem bezüglich der Disposition für Immissionsschäden; denn es ist erwiesen, daß die Frostresistenz von Koniferen-Nadeln durch Luftschadstoffe vermindert wird. Daß sich Fichten- und Tannenschäden gehäuft in Hang- bzw. Gebirgslagen zeigen, ist ein gewichtiger Hinweis auf eine solche Wirkung von „Kältestreß“.

297. Tierische Schädlinge, Pilze, Bakterien und andere Pathogene haben nach heutiger Kenntnis eine im wesentlichen sekundäre Bedeutung im Ursachengefüge der neuen Waldschäden. In der Regel ist übermäßiger Schädlingsbefall die Folge einer physiologischen Beeinträchtigung oder Schwächung der Bäume, oder er beruht auf einer vom Schädling selbst ausgehenden, überdurchschnittlichen Zunahme der Population oder der Virulenz. Zukünftig muß aber die im Augenblick weniger plausibel erscheinende Möglichkeit einer Infektion mit Mikroorganismen oder Viren näher überprüft werden.

298. Eine entscheidende Rolle für die ausgewogene Versorgung der Bäume mit Wasser und Nährstoffen spielen die standörtlichen Bodenverhältnisse. Sie bedingen die Gesundheit der Wälder und ihre Widerstandskraft gegen Schadeinwirkungen. Viele Wälder, vor allem im Tiefland und in reliefarmen Gebieten, wachsen auf vergleichsweise ungünstigen Standorten, da die tiefgründigen, gut wasser- und nährstoffversorgten Böden in landwirtschaftliche Nutzung genommen wurden. Darüber hinaus unterliegen Waldböden in der Regel keiner besonderen Behandlung, wie sie bei landwirtschaftlich genutzten Böden üblich ist (z. B. Bodenbearbeitung, Düngung, Dränierung); die Bäume sind also auf die Ausnutzung des naturgegebenen Potentials ihrer Böden angewiesen. Zu diesem gehören auch die Nachwirkungen früherer menschlich bedingter

Waldboden-Degradierungen, die vor allem eine Nährstoffverarmung verursachten. Für die Waldernährung spielt die immerwährende Nährstoff-Freisetzung aus dem Streu- und Humusabbau die wichtigste Rolle; dazu kommen Stoffeinträge aus der Atmosphäre und — nur in Hang- und Auenwäldern — durch zufließendes Wasser, sowie die Mobilisierung von Nährstoffen aus tiefen Bodenschichten und dem mineralischen Untergrund, wozu allerdings flachwurzelnde Baumarten wie die Fichten nicht in der Lage sind. Als wichtige Stoffvermittler dienen den meisten Baumarten, insbesondere den Nadelhölzern, bestimmte Bodenpilze, die als Mykorrhiza die Baumwurzeln umgeben. Wenn diese „helfenden“ Pilze ausfallen, werden die Bäume geschwächt und sogar geschädigt. Über die Lebensbedingungen der Mykorrhiza und ihrer Vergesellschaftung mit Baumwurzeln ist bisher aber wenig bekannt.

299. Trotz stellenweisem Nährstoffmangel und dessen gelegentlicher Verschärfung durch Trockenheit haben die Wälder in der Regel bis zum Beginn des letzten Jahrzehnts überall ein standortgemäßes und auch gesundes Wachstum, wenn auch nicht überall mit hohen Erträgen, aufgewiesen. Das plötzliche und großflächige Auftreten der neuen Waldschäden — zunächst bei der Tanne und neuerdings bei der Fichte — auf den unterschiedlichsten Standorten und Böden spricht gegen eine alleinige Schadensverursachung aus dem Bodenbereich. Auch ist zu berücksichtigen, daß der Boden ein auf Außeninflüsse relativ träge reagierendes System ist. Die Tatsache, daß in vielen geschädigten Waldbeständen noch eine normale Fichten-, Tannen- und Buchen-Naturverjüngung zu beobachten ist, ließe sich ebenfalls nur schwer erklären, wenn der Bodenzustand die Haupt-Schadensursache wäre.

300. Dennoch spielen die Böden im Ursachengefüge der neuen Waldschäden, vor allem hinsichtlich der Wasser- und Stoffzufuhr sowie der Stoffverfügbarkeit, eine wichtige Rolle, die wiederum überwiegend in der Schadensdisposition zu suchen ist. An Standorten, deren Böden arm an wichtigen Haupt- und Spurennährstoffen wie Calcium, Kalium, Phosphat, Magnesium, Mangan und Zink sind, dürften die Bäume gegen andere Einflüsse eine geringere Widerstandskraft aufbringen, die weiter absinkt, wenn Erschwernisse der Stoffaufnahme, z. B. infolge Versauerung oder Feinwurzelschäden, oder des Stofftransportes hinzukommen. In den Schadensgebieten Ostbayerns fanden BAUCH und SCHRÖDER (1982) in Fichten- und Tannen-Feinwurzeln saurer Böden ($\text{pH} \leq 4,4$) Ca- und Mg-Mangel; REHFUESS et al. (1982) stellte in den Nadeln nicht geschädigter Fichten deutlich höhere Calcium- und vor allem Magnesium-Gehalte als in vergleichbaren geschädigten Fichten fest. Zwar führte er dies auf direkte Auswaschung der Substanzen aus den Nadeln durch Säureeinwirkung zurück, aber es besagt ja auch eine mangelnde Nachlieferung aus dem Boden. Auf die Bedeutung des Bodens innerhalb des gesamten Wald-Ökosystems wird in Abschn. 4.3.2 eingegangen.

301. Die Wirkung der Wälder selbst auf ihre Standorte, die durch Waldbaumaßnahmen stark beeinflusst werden kann, scheint keine wesentliche Rolle bei der Verursachung der neuen Waldschäden zu spielen. Denn die Schäden sind keineswegs auf nicht standortgerechte Waldbestände beschränkt, sondern sind — zur schmerzlichen Überraschung der Forstleute — sogar in ideal aufgebauten und gepflegten, plenterartigen Mischbeständen aufgetreten.

302. Langfristig gesehen haben jedoch die Rückwirkungen der Wälder und der forstlichen Praxis auf die Böden eine nicht zu unterschätzende Bedeutung. Es ist unbestritten, daß aus wirtschaftlichen und forstpraktischen Gründen (leichtere Bestandsbegründung als bei Laubbäumen) die Fichte häufig auch auf Standorten angepflanzt wurde, die weniger für sie geeignet sind. Geringere Ertragsleistungen sowie erhöhte Empfindlichkeit für Krankheiten und Schädlinge wurden dabei in Kauf genommen. Die Neigung der Fichte, über Streuanhäufung, Bodenversauerung und Bodendegradation nachteilige Auswirkungen auf ihr Substrat zu entfalten, spielt jedoch im Zusammenhang mit den neuen Waldschäden höchstens auf wenigen ohnehin degradierten Standorten als zusätzlich belastender Faktor eine Rolle (Tz. 346). Viele der neuen Waldschadensgebiete liegen in den Hochlagen der Mittelgebirge, wo das Vorkommen der Fichte den Standorten entspricht und diese Baumart kaum durch andere Arten ersetzt werden kann (Tz. 275).

303. Zusammenfassend stellt der Rat fest, daß die Ursache der neuartigen emittentenfernen Waldschäden — jener „Faktor X“ — offensichtlich nicht im Bereich der natürlichen und der waldbaulichen Bedingungen gefunden werden kann, unter denen die Wälder Mitteleuropas leben. Mögen diese Bedingungen auch nicht überall optimal sein, mag es auch noch waldbauliche Fehleinschätzungen und Mängel in der Waldpflege geben, dadurch können nicht unvermittelt und weit verbreitet derartige Waldschäden bewirkt werden, wie sie z. Z. um sich greifen. Andererseits betont der Rat, daß ungünstige Standorte, Klimaextreme und ungeeignete forstliche Maßnahmen die Wälder gegen andere schädliche Einflüsse anfälliger machen. Gleichzeitiges oder kurz aufeinanderfolgendes Auftreten mehrerer solcher Einzelursachen macht die Wälder stärker belastungsempfindlich als nur eine einzelne Ursache. Altbestände, deren Anpassungsspielraum an standortliche Veränderungen gering ist, sind davon stärker betroffen und finden sich ja auch in größerer Zahl unter den geschädigten Wäldern. Diese Ausführungen dürfen nicht so aufgefaßt werden, als seien alle Wälder der Bundesrepublik Deutschland mehr oder weniger krankheits- oder schadensdisponiert. Das Vermögen der Wälder, eintretende Schäden — soweit sie nicht übermäßig groß, langandauernd und unnatürlich sind — wieder auszugleichen, beweist eine relativ hohe Widerstandskraft. Diese gilt es freilich zu erhalten und zu stärken.

4.3 Luftschadstoffe sowie ihre Umwandlungsprodukte als Ursachen neuartiger Waldschäden

Wirkungswege

304. Die Wirkungswege von Luftschadstoffen und von deren Umwandlungsprodukten, die in emittentfernen Wäldern zu erwarten sind, sind noch nicht in vollem Umfange geklärt. Grundsätzlich sind zwei Wirkungswege denkbar:

- die direkte Einwirkung auf oberirdische Pflanzenteile, wie Blätter, mit der z. B. die Beschädigung des Assimilations-(= Photosynthese)apparates einhergehen kann, sowie auf Knospen, Sprosse, Äste und Stämme,
- die indirekte über den Boden, wobei u. a. eine zunehmende Bodenversauerung durch säurebildende Luftverunreinigungen und dadurch eine veränderte Nährstoff- und Schadstoffsituation zu erwarten ist.

305. Diese beiden Wege können im Freiland nur bei Epiphyten (z. B. Flechten) voneinander isoliert betrachtet werden, nicht jedoch bei höheren Pflanzen. In Laborversuchen ist eine Abgrenzung grundsätzlich möglich, jedoch ist in den meisten Fällen eine Übertragbarkeit auf natürliche Verhältnisse nur bedingt gewährleistet.

4.3.1 Direkte Einwirkungen auf oberirdische Pflanzenteile

4.3.1.1 Wirkungsweg

306. Die Wirkung von Immissionen auf Pflanzen ist in zahlreichen Labor- und Freilandexperimenten untersucht worden. Allerdings hat man dabei oft relativ hohe Konzentrationen angewendet, um möglichst rasch Schadwirkungen zu erzeugen. Schadgase finden über Spaltöffnungen der Blätter und über feine Öffnungen der Rinde (Lentizellen) Eingang in das Pflanzeninnere. Dort greifen sie — meist in gelöster Form — in physiologische Prozesse ein. Während bei niedrigen Schadgaskonzentrationen zunächst nur latente (unsichtbare) Schäden auftreten, sind beim Einwirken höherer Konzentrationen Schadsymptome an Blättern und Trieben bis hin zum totalen Ausfall der betroffenen Pflanzenteile und Pflanzen zu beobachten. Daneben ist eine erhebliche Verschiedenheit in der Schadstoffempfindlichkeit bei Pflanzen auch individuell innerhalb einer Art festzustellen.

307. Luftschadstoffe können aber auch in fester bzw. gelöster Form (Staub, Nebel, Niederschlag) auf oberirdische Pflanzenteile einwirken. Durch die Filterwirkung der Vegetation — das „Auskämmen“ — wird der Schadstofffluß auf die Pflanzendecke gegenüber einer vegetationsfreien Fläche erhöht (Abschn. 2.5.4, Tz. 179).

Nachstehend werden zunächst eindeutige Immissionswirkungen verschiedener Luftschadstoffe auf oberirdische Pflanzenteile beschrieben, an denen sich Schäden zeigen. Diese sind im näheren Umfeld bekannter Emissionsquellen beobachtet oder in Begasungsexperimenten unter kontrollierten Bedingungen ausgelöst worden. — Danach wird abzuschätzen versucht, ob und inwieweit durch die einzelnen Luftschadstoffe auch in emittentfernen Gebieten eine Schadwirkung auf oberirdische Pflanzenteile verursacht werden kann.

4.3.1.2 Schwefeldioxid (SO₂)

308. Die Wirkungen des Schadgases Schwefeldioxid sind bisher am besten untersucht. SO₂-Einwirkungen führen bei Pflanzen u. a. zu Veränderungen in der Aktivität bestimmter Enzymsysteme und des Elektronentransports, zu Änderungen in der Feinstruktur der Blattgrünkörper (Chloroplasten) sowie zu einer Beeinträchtigung der Regulationsfähigkeit der Spaltöffnungen.

Bei Einwirkung von SO₂ in hohen Konzentrationen kommt es zu Vergilbungen und zum Absterben von Zellen und Gewebeteilen der Blätter. Auch an Blüten und Früchten treten Gewebeerstörungen auf. Bei Nadelbäumen ist eine beschleunigte Alterung der Nadeljahrgänge zu erkennen. Eine Einschränkung der Netto-Photosyntheseleistung, geringere Jahrringbreiten, d. h. Zuwachsverluste und damit Ertragseinbußen sind die Folgen der allgemein verminderten physiologischen Aktivität.

309. Aufgrund von Freilandversuchen in der Umgebung einer SO₂-Quelle bei Biersdorf konnten Wachstumsunterschiede bei jungen Waldbäumen nachgewiesen werden (GUDERIAN und STRATMANN, 1962, 1968; STRATMANN, 1963). Wie aus Tab. 4.1 ersichtlich ist, reagieren bei einer vierjährigen SO₂-Einwirkung in verschiedenen Konzentrationen die untersuchten Pflanzen bzw. Pflanzenteile recht unterschiedlich. Bei geringen SO₂-Konzentrationen (0,03 mg/m³) konnte in einigen Fällen eine Wachstumssteigerung nachgewiesen werden, höhere Konzentrationen (über 0,06 mg/m³) führten jedoch zu Ertragsminderungen und sogar zum Absterben.

310. Aus diesen Untersuchungen an Jungbäumen lassen sich jedoch keine allgemeingültigen Aussagen über die toxischen SO₂-Konzentrationen für alte Bäume ableiten. Außerdem schwankten bei den Biersdorfer Versuchen die SO₂-Konzentrationen wegen der Emittentennähe ziemlich stark; dies führt bei den Versuchspflanzen zu niedrigeren Wirkungsschwellen als ausgeglichene Immissionsverläufe. In den Versuchen mußten — wie bei allen Freilandversuchen — eventuelle Kombinationswirkungen mit anderen Schadstoffen unberücksichtigt bleiben.

311. Der Entwurf der VDI-Richtlinie 2310, Blatt 2 „Maximale Immissionswerte für Schwefeldioxid“ schlägt Richtwerte für die maximalen Immissionswerte von SO₂ vor. Es werden drei Empfindlich-

Tab. 4.1

**Ertragsminderung bei jungen Forstpflanzen
im Freilandversuch Biersdorf
in den Jahren 1959 – 1962**

Pflanzenart		Minderung in % zur Kontrollstation bei mittlerer SO ₂ Konzentration von			
		0,03	0,06	0,15	0,24
		mg/m ³			
Stieleiche	Triebleistung	- 11,3	5,0	42,2	73,9
	Dickenzuwachs	3,6	24,4	49,4	75,0
	Grundflächenzuwachs	23,5	40,5	69,5	86,0
Rotbuche	Triebleistung	1,2	37,3	50,7	63,1
	Dickenzuwachs	2,3	8,6	32,6	65,1
	Grundflächenzuwachs	- 22,0	- 28,8	22,9	83,1
Fichte	Triebleistung	5,3	19,5	44,8	100,0 ^x
	Dickenzuwachs	1,3	11,7	49,9	100,0 ^x
	Grundflächenzuwachs	3,0	28,8	81,6	100,0 ^x
Kiefer	Triebleistung	- 22,1	6,7	26,0	55,9
	Dickenzuwachs	1,5	16,5	100,0	100,0 ^x
	Grundflächenzuwachs	3,2	25,9	100,0	100,0 ^x
Lärche	Triebleistung	- 9,9	0,0	72,3	100,0 ^x
	Dickenzuwachs	5,4	17,0	100,0	100,0 ^x
	Grundflächenzuwachs	27,8	32,2	100,0	100,0 ^x

– = Ertragssteigerung; ^x = abgestorben

Quelle: PRINZ, 1982

keitsstufen für Pflanzen eingeführt (Tab. 4.2). Die Einhaltung der maximalen Immissionswerte der jeweiligen Stufe soll im allgemeinen den Schutz der zugehörigen Pflanzen — hier einige ausgewählte Waldbäume — gewährleisten. Bei einem mittleren Immissionswert von 0,05 mg SO₂/m³ sind die sehr empfindlichen Baumarten Tanne und Fichte nach dieser Empfehlung ausreichend geschützt. — Da die genannten Werte Kombinationswirkungen mit anderen Schadstoffen und spezielle Standortfaktoren unberücksichtigt lassen, sind Schäden an Forstpflanzen jedoch auch unterhalb der genannten Richtwerte nicht auszuschließen. Zu beachten ist, über welchen Zeitraum die Mittelwerte gebildet werden (Vegetationsperiode = 7 Monate).

312. Die Fachgruppe „Luftverunreinigung“ der IUFRO (Internationaler Verband forstlicher Forschungsanstalten, 1979) nennt ebenfalls maximale Immissionswerte zum Schutz der Wälder. Durch Einhaltung eines Jahresmittelwertes von 0,05 mg SO₂/m³ soll die volle Leistungsfähigkeit der Wälder auf den meisten Standorten gesichert sein. In höheren Lagen oder auf extremen Standorten, zur Aufrechterhaltung der Schutz- und Sozialfunktion des Waldes, sollte allerdings ein Jahresmittelwert von 0,025 mg SO₂/m³ nicht überschritten werden. Die maximalen Immissionswerte sollen den Schutz der in Europa weit verbreiteten Fichte (*Picea abies*) ge-

Tab. 4.2

**Maximale Immissionswerte für Schwefeldioxid
(in mg/m³)**

schr empfindlich	empfindlich	weniger empfindlich
Max. Immissionskonzentration 97,5 Perzentil für 30 Min.-Werte 0,25	0,40	0,60
Mittelwert für die Vegetationsperiode (= 7 Monate) 0,05	0,08	0,12
Tanne (<i>Abies spec.</i>)	Kiefer (<i>Pinus sylvestris</i>)	Schwarzkiefer (<i>Pinus nigra austriaca</i>)
Fichte (<i>Picea spec.</i>)	Weymouthskiefer (<i>Pinus strobus</i>)	Eibe (<i>Taxus baccata</i>)
Douglasie (<i>Pseudotsuga menziesii</i>)	Lärche (<i>Larix spec.</i>)	Platane (<i>Platanus spec.</i>)
	Linde (<i>Tilia spec.</i>)	Eiche (<i>Quercus spec.</i>)
	Rotbuche (<i>Fagus sylvatica</i>)	Pappel (<i>Populus spec.</i>)
	Hainbuche (<i>Carpinus betulus</i>)	Ahorn (<i>Acer spec.</i>)
		Erle (<i>Alnus spec.</i>)
		Weide (<i>Salix spec.</i>)
		Birke (<i>Betula spec.</i>)

Quelle: Abgeändert entnommen aus Entwurf Richtlinie VDI 2310, Blatt 2

währleisten, die als sehr immissionsempfindliche Art gilt. WENTZEL (1982) hält auch für den Schutz der Tanne in Höhenlagen die Einhaltung von mittleren Schwefeldioxidkonzentrationen unter 0,03 mg/m³ für notwendig.

313. Pflanzenschäden, die durch langandauernde Einwirkung von SO₂ in mäßigen Konzentrationen entstehen, sind in der Natur nur schwer nachweisbar. Zunächst braucht nur eine unsichtbare (latente) Schädigung aufzutreten, die erst nach längerer Zeit oder aber beim Hinzutreten anderer schädigender Faktoren zu sichtbaren Schäden führt. Vielfältige Kombinationswirkungen, z. B. von Frost, Trockenheit, Stickstoffoxiden, Ozon oder Schwermetallen mit Schwefeldioxid, sind bekannt (SMITH, 1981; Tz. 383). Durch ein gleichzeitiges Wirksamwerden dieser Faktoren wird die SO₂-Empfindlichkeit von Pflanzen erhöht. Schwache SO₂-Immissionseinflüsse in Verbindung mit anderen Schadfaktoren könnten daher bei der Entstehung der Waldschäden eine Rolle spielen. Aufgrund der Immissionsssi-

tuation (Tz. 88 ff.) kann festgestellt werden, daß auch in emittentenfernen Gebieten vielfach SO₂-Konzentrationen erreicht werden, die an die von der IUFRO vorgeschlagenen maximalen Immissionswerte heranreichen bzw. diese sogar geringfügig übersteigen. Kurzzeitiges Auftreten von Immissionsspitzenwerten, über deren Auswirkungen auf Wälder allerdings noch wenig bekannt ist, ist für Waldschadensgebiete nicht ausgeschlossen. Diese Spitzenwerte überschreiten die maximalen Immissionswerte bis zum Hundertfachen (Tz. 94).

314. Schwefeldioxid unterliegt während des Transportes durch die Luft chemischen Umwandlungen — u. a. zu Sulfat und Säure (Tz. 172). Inwieweit der gebildete Sulfatanteil im Aerosol in Form von trockener Deposition (einschließlich Deposition in Wolkentröpfchen), pflanzenschädigende Wirkung entwickelt, ist zur Zeit noch ungeklärt. Die Senkenwirkung der Wälder für atmosphärisches Aerosol ist jedoch bekannt (Kap. 2.5.4). Im Hinblick auf die Waldschäden ist eine Untersuchung der direkten Wirkung von Sulfat auf oberirdische Pflanzenteile nötig.

4.3.1.3 Stickstoffoxide (NO_x)

315. Unter den Stickstoffoxiden ist Stickstoffdioxid die für Pflanzen giftigste Verbindung. Stickstoffmonoxid ist weit weniger pflanzenschädlich. Da Stickstoffdioxid in der Außenluft im allgemeinen höhere Konzentrationen erreicht als das Monoxid (Tz. 100), läßt sich die Diskussion der pflanzenschädlichen Wirkungen von Stickstoffoxiden auf die Immissionen von Stickstoffdioxid (NO₂) beschränken (PRINZ, 1982).

Über die Wirkung von NO₂ auf Pflanzen liegen nur wenige Untersuchungen vor. Begasungsexperimente mit NO₂ führten zu Ertragsminderungen bei gleichzeitigem Anstieg des Chlorophyllgehaltes.

Tab. 4.3

**Empirische NO₂-Resistenz,
gemessen an der Blattempfindlichkeit**

sehr empfindlich	empfindlich	weniger empfindlich
Weißbirke (Betula pendula)	Spitzahorn (Acer platanoides)	Hainbuche (Carpinus betulus)
Europ. Lärche (Larix decidua)	Winterlinde (Tilia cordata)	Rotbuche (Fagus sylvatica)
Jap. Lärche (Larix leptolepis)	Sommerlinde (Tilia platyphyllos)	Stieleiche (Quercus robur)
	Fichte (Picea spec.)	Bergulme (Ulmus scabra)
	Tanne (Abies spec.)	

Quelle: Abgeändert entnommen aus Entwurf Richtlinie VDI 2310, Blatt 5

Aber auch von Vergilbungen und Gewebezestörungen wird berichtet. Allen Versuchen ist gemeinsam, daß mit relativ hohen Konzentrationen, 0,5—4 mg NO₂/m³, gearbeitet wurde; denn Stickstoffdioxid ist je nach Pflanzenart 1,2 bis 5 mal weniger pflanzenschädlich als Schwefeldioxid.

316. Ein Entwurf der VDI-Richtlinie 2310 Blatt 5 „Maximale Immissionswerte für Stickstoffdioxid“ nennt die in Tab. 4.3 wiedergegebenen Erfahrungswerte von NO₂-Resistenz einiger Baumarten, gemessen an der Blattempfindlichkeit.

Der Schutz der empfindlichen Pflanzen wird nach der VDI-Richtlinie bei maximalen Immissionswerten von 6 mg NO₂/m³ — Mittelwert über 30 Minuten bei einmaliger Einwirkung — sowie von 0,35 mg NO₂/m³ — Mittelwert für die Vegetationszeit (= 7 Monate) — sichergestellt. An sehr empfindlichen Pflanzenarten sind auch unterhalb dieser Werte Schäden möglich. PRINZ (1982) empfiehlt zum Schutze empfindlicher Laub- und Nadelgehölze 0,25 mg NO₂/m³ als Immissionsgrenzwert, weniger empfindliche Laub- und Nadelgehölze sind bereits bei 0,35 mg NO₂/m³ ausreichend geschützt. Diese Werte werden im allgemeinen in der Bundesrepublik Deutschland nicht erreicht (Kap. 2). Nur in der Umgebung von salpetersäure- oder düngemittelherstellenden Betrieben können sie lokal überschritten werden. Von dort sind auch vereinzelt Pflanzenschäden beschrieben worden.

317. Über Kombinationswirkungen von SO₂ und NO₂ liegen einige Hinweise vor. Hiernach hat das gleichzeitige Auftreten der Schadstoffe eine stärker pflanzenschädliche Wirkung als das Auftreten der Einzelsubstanzen bei gleicher Konzentration. Jedoch lassen sich aus den synergistischen Wirkungen keine eindeutigen Schlüsse für die Ableitung eines Jahresmittelwertes ziehen (PRINZ, 1982). Über Kombinationswirkungen mit Folgeprodukten der Stickstoffoxide, z. B. mit Salpetersäure, die auf oberirdische Pflanzenteile und über den Boden auch auf Pflanzenwurzeln einwirken können, gibt es keine eindeutigen Erkenntnisse.

318. Eine Anreicherung von Stickstoffoxiden in den unteren Schichten der Atmosphäre kann unter Beteiligung von Kohlenwasserstoffen und dem Einfluß von Sonnenlicht zur Bildung von Photooxidantien führen. Diese können ebenfalls eine Rolle bei der Entstehung von Waldschäden spielen.

4.3.1.4 Photooxidantien

319. Daß die Wälder Mitteleuropas prinzipiell durch Photooxidantien gefährdet sind, ist Fachleuten seit etwa 1971 bekannt; dennoch ist diesem Problem in der Bundesrepublik Deutschland bis vor kurzem wenig Aufmerksamkeit geschenkt worden (erstmalig: KNABE et al., 1973). Diese Schadstoffgruppe wurde daher nicht in die seit Anfang der 70er Jahre errichteten Meßnetze einbezogen; Einzelmessungen erfolgten nur in Ballungsgebieten, wo aber von vornherein ein geringerer Photooxidantien-Gehalt zu erwarten war, und bestätigten

genau dies. Daraus wurde der unzulässige Schluß gezogen, daß z. B. Ozon ein in der Bundesrepublik unbedeutender Luftschadstoff sei (KENNEWEG, 1983).

Dagegen liegen in den Vereinigten Staaten bereits seit Jahren zahlreiche Erkenntnisse über die Wirkung von Photooxidantien vor. So werden großflächige Schäden an Kiefern (*Pinus ponderosa*, *P. jeffreyi*) im San Bernadino National Forest auf Oxidantien zurückgeführt, die aus dem 150 km entfernten Los Angeles herantransportiert werden (EPA, 1978; SMITH, 1981). Von den Photooxidantien sind Ozon (O₃) und Peroxiacetylnitrat (PAN) und ihre Wirkungen auf Pflanzen untersucht.

320. Ozon kann bei Pflanzen zu Vergilbungen und Gewebeerstörungen führen. Für die Wetterfleckenkrankheit bei Tabak, einer sehr ozonempfindlichen Indikatorpflanze, und die sog. X-Krankheit bei Nadelhölzern — beide in Amerika beobachtet — werden Ozoneinwirkungen verantwortlich gemacht. PARMETER und MILLER (1968) berichten von Vergilbungen der Nadeln, reduziertem Nadelwachstum, Abnahme der Feinwurzelmasse und geringem Wachstum bei der amerikanischen Gelbkiefer (*Pinus ponderosa*). TINGEY et al. (1976) fanden für die gleiche Art Veränderungen im Protein- und Zuckerstoffwechsel sowie im Phenol- und Ligninmetabolismus durch Ozoneinwirkung. ESTERBAUER (1976) berichtet, daß Ozon und PAN in Abhängigkeit von der Konzentration hemmend oder stimulierend auf Photosynthese, Membranfunktionen und Frostresistenz wirken.

321. Bei einer Sachverständigenanhörung in Berlin schlug ARNDT folgende maximale Ozonwerte zum Schutze von Pflanzen vor (UBA, 1978; Tab. 4.4).

Zu den empfindlichen Pflanzen gehören:

Weymouthkiefer (*Pinus strobus*)
Gelbkiefer (*Pinus ponderosa*);

zu den weniger empfindlichen Pflanzen gehören:

Waldkiefer (*Pinus sylvestris*)
Platane (*Platanus occidentalis*).

Aus Tab. 4.4 hervor, daß die Wirkungen des Ozons an sehr empfindlichen Pflanzen bereits beim Errei-

Tab. 4.4

Maximale Immissionswerte für Ozon (in mg/m³)

	1/2 h Mittelwert	1 h Mittelwert	4 h Mittelwert
Schädigungsbereich sehr empfindlicher Pflanzen	0,3	0,15	0,05
Schädigungsbereich weniger empfindlicher Pflanzen	1,0	0,7	0,3

Quelle: UBA, 1978

chen des für sonnenscheinreiche Tage normalen Ozongehaltes von 0,03 bis 0,06 (bis 0,09) mg/m³ eintreten. Die Wirkung des Gases verstärkt sich noch, wenn es in Kombination mit anderen Luftverunreinigungen auftritt, was im allgemeinen der Fall ist.

Unter Berücksichtigung der Kombinationseffekte empfiehlt ARNDT, zum Schutze der Vegetation einen Ein-Stunden Mittelwert von 0,15 mg Ozon/m³ nicht zu überschreiten (UBA, 1978).

322. Über die Empfindlichkeit von Bäumen gegenüber PAN ist im Gegensatz zur Reaktion krautiger Pflanzen auf diesen Schadstoff (POSTHUMUS, 1977) wenig bekannt. Die bei SMITH (1981) referierten Untersuchungen reichen von einer sehr hohen bis zu einer geringen Empfindlichkeit von krautigen Pflanzen und Waldbäumen. In Laboruntersuchungen von DAVIS und WILLOUR (1976) an nordamerikanischen Bäumen wurde eine geringe Empfindlichkeit der untersuchten Arten gegenüber PAN festgestellt. Auch die mitteleuropäische Fichte zeigte in den Untersuchungen der Autoren eine relativ hohe PAN-Toleranz; gleiches gilt für die Empfindlichkeit der Fichte gegenüber Ozon. Ob diese Ergebnisse jedoch als zuverlässig angesehen werden dürfen, muß bezweifelt werden, da die Autoren an gleicher Stelle für die SO₂-empfindliche Tanne eine hohe SO₂-Toleranz belegen. Dieser Verdacht wird bestätigt durch Angaben der EPA (1978), die nicht nur feststellt, daß PAN stärker pflanzenschädigend wirkt als Ozon, sondern auch über die Zeit gemittelte Konzentrationswerte angibt, bei denen Blattschäden auftreten.

323. Arbeiten von ARNDT und LINDNER (1981) sowie ARNDT et al. (1982) stellen die Möglichkeit einer Beteiligung von Photooxidantien an den in der Bundesrepublik Deutschland beobachteten Waldschäden zur Diskussion. Es handelt sich um eine Hypothese, die nach Meinung der Autoren sowohl einer Immissionsseitigen Überprüfung als auch einer Abklärung der Wirkungsseite bedarf; insofern reiht sie sich in andere Erklärungsversuche für die Waldschäden ein. Die zunächst nur mit krautigen Indikatorpflanzen (Tabak, Sorte Bel W₃) durchgeführten Freilanduntersuchungen zur Oxidantienwirkung, bei denen Pflanzenschäden festgestellt wurden, lassen sich nur unter Vorbehalt quantitativ auf langlebige Bäume übertragen.

324. Es ist das Verdienst der Landesanstalt für Immissionsschutz in Nordrhein-Westfalen, auf Grund langer Erfahrungen sowie sorgfältiger Überlegungen und Beobachtungen auf Ozon als vermutlich wesentlichen Faktor für die Entstehung der neuartigen Waldschäden hingewiesen zu haben (PRINZ et al., 1982). Nach ersten orientierenden Untersuchungen könnte u. U. eine Wechselwirkung zwischen einer die Nadeloberfläche angreifenden Ozoneinwirkung und dem Einfluß säurehaltiger Nebeltropfen (Tz. 384) sowie von Niederschlag zu einer verstärkten Nährstoffauswaschung — vor allem verbunden mit nur schwer oder kaum auszugleichenden Magnesium- und Calciumverlusten — führen (Tz. 360). Da in sonnenscheinreichen Gebieten

und dort wiederum in höheren Lagen vergleichsweise hohe Ozonkonzentrationen — und häufige Nebeltage — festgestellt werden (Tz. 341), ist der Rat der Ansicht, daß in Zukunft dem Photooxidantienproblem verstärkte Aufmerksamkeit bei der Ursachenanalyse der neuartigen Waldschäden geschenkt werden muß. Dem Rat erscheint es unerläßlich, die Empfindlichkeit einheimischer Bäume gegenüber den Photooxidantien, auch in Kombination mit anderen Schadfaktoren zu untersuchen. Eine genaue Kenntnis des zeitlichen Auftretens von Oxidantien in Waldschadensgebieten wäre hilfreich. Es müßten schwerpunktmäßig solche Gebiete ausgewiesen werden, in denen aufgrund meteorologischer und orographischer Verhältnisse mit einem erhöhten Auftreten von Photooxidantien gerechnet werden muß.

325. Bei der Erstellung und der Betrachtung von Immissionsgrenzwerten für Photooxidantien ist zu berücksichtigen, daß das Auftreten dieser erst sekundär entstehenden Luftverunreinigungen zum einen von den benötigten Vorläufersubstanzen, zum anderen von den meteorologischen Bedingungen abhängt. Damit liegt ein nicht vorhersagbarer Zufallseinfluß für die Bildung von Photooxidantien vor, der nicht nur die aus Prognosen abgeleitete Einhaltung von (hier ohnehin irrelevanten) arithmetischen Jahresmittelwerten, sondern auch die Berechnung zu erwartender kurzzeitiger Spitzenkonzentrationen unmöglich macht (BROUWER, 1976; PRINZ, 1982). Das gilt auch für die Beteiligung von Kraftfahrzeug-Abgasen.

4.3.1.5 Fluorwasserstoff (HF) und Fluoride

326. Im Freiland treten Fluorschäden z. B. im näheren Umfeld von Aluminiumhütten und Ziegeleien auf; FLÜHLER und BOSSHARD (1982) berichten über Schäden an Waldkiefern im Walliser Rhonetal.

Tab. 4.5

Maximale Immissionswerte für Fluorwasserstoff (in µg/m³)

Empfindlichkeitsstufe	Mittelwert über 24 Std.	Monatsmittel	Mittelwert (für die Vegetationsperiode) (= 7 Monate)
sehr empfindliche Pflanzen . . .	2,0	0,4	0,3
empfindliche Pflanzen . . .	3,0	0,8	0,5
weniger empfindliche Pflanzen . . .	4,0	2,0	1,4

Quelle: Abgeändert entnommen aus Entwurf Richtlinie VDI 2310, Blatt 3

Die Wirkung von Fluorwasserstoff (HF) auf Pflanzen wurde mit Hilfe von Begasungsexperimenten untersucht (z. B. GUDERIAN et al., 1969). Rand- und Spitzennekrosen bei Blättern von Forstpflanzen und verringertes Pflanzenwachstum sind beobachtet worden.

327. Als maximale Immissionskonzentration für HF werden im Entwurf der VDI-Richtlinie folgende Werte empfohlen, bei deren Einhaltung die Wachstumsleistung der Vegetation in der Regel sichergestellt sein soll (Tab. 4.5).

Als sehr empfindliche Forstpflanzen werden u. a. genannt:

- Tanne (*Abies spec.*)
- Fichte (*Picea spec.*);

als empfindliche u. a.:

- Buche (*Fagus sylvatica*)
- Hainbuche (*Carpinus betulus*)
- Kiefer (*Pinus sylvestris*)
- Lärche (*Larix spec.*).

Obwohl in der Atmosphäre außer Fluorwasserstoff noch weitere Fluoride gemessen werden können, kann HF als Leitsubstanz angesehen werden, da alle Fluoride aufgrund ihrer leichten Löslichkeit im Grundsatz die gleiche Wirkung auf Pflanzen entfalten. Angaben über die Empfindlichkeit von Pflanzen gegenüber HF können deshalb — zwar nicht ganz vorbehaltlos, jedoch in erster Näherung — mit Immissionsmessungen der Gesamtfluoridkonzentrationen verglichen werden.

328. Fluorid-Immissionsmessungen in der Bundesrepublik Deutschland zeigen, daß im Jahresmittel eine Konzentration von 1 µg/m³ nur selten erreicht wird (Tz. 117). In unbelasteten Gebieten liegt der Mittelwert weit darunter. Z. B. wurden am Schauinsland im Mittel nur 0,065 µg/m³ gemessen (UBA, 1977). Anhand der z. Z. zur Verfügung stehenden Daten scheint eine Beteiligung von Fluoriden an der Entstehung von Waldschäden in emittentfernen Gebieten ausgeschlossen. Nur in den bekannten Belastungsgebieten, in denen auch meist erhöhte Konzentrationen anderer Luftschadstoffe auftreten, werden für die empfindlichen Baumarten möglicherweise kritische Konzentrationen erreicht. Kurzzeitige Immissionsspitzen sind in Industriegebieten für HF charakteristisch (UBA, 1981).

4.3.1.6 Chlorwasserstoff (HCl)

329. Chlorwasserstoff ist für das Phänomen der emittentfernen neuartigen Waldschäden nicht von Bedeutung. Nur in der Nachbarschaft von Müllverbrennungsanlagen, in denen viel PVC-reicher Müll verbrannt wird, bzw. in der Nachbarschaft spezifischer Chlorwasserstoffemittenten treten Pflanzenschäden auf. Bei Begasungsversuchen mit HCl wurden Blattnekrosen und Mindererträge beobachtet.

330. Nach PRINZ (1982) ist es aufgrund der unsicheren Datengrundlage schwierig, einen immis-

sionsbegrenzenden Wert für HCl vorzuschlagen. Er empfiehlt für den Schutz mehrjähriger, vor allem forstlich genutzter Pflanzen folgende Werte im Jahresmittel nicht zu überschreiten:

empfindliche Laub- und Nadelgehölze	0,06 mg HCl/m ³
weniger empfindliche Laub- und Nadelgehölze	0,10 mg HCl/m ³

Der Entwurf der VDI-Richtlinie 2310, Blatt 4, sieht zum Schutze der Vegetation einzuhaltende Monatsmittelwerte von 0,15 mg HCl/m³ für empfindliche Pflanzen und von 0,10 mg HCl/m³ für sehr empfindliche Pflanzen vor.

331. In der Bundesrepublik Deutschland werden diese Werte weit unterschritten. Für Chloride kann bundesweit ein Wert von 0,01 mg/m³ angesetzt werden (Tz. 120), bei dem eine pflanzenschädigende Wirkung weitgehend auszuschließen ist.

4.3.1.7 Schwermetalle

332. Schwermetalle können bei Aufnahme über Blätter phytotoxische Wirkungen hervorrufen; z. B. wurden Ertragsminderungen beobachtet. Kombinationswirkungen von Schwermetallen mit anderen Luftverunreinigungen, z. B. SO₂, auf Pflanzen sind bekannt (GUDERIAN et al., UBA, 1977; 1978; SMITH, 1981).

333. Trotz der eindeutigen Phytotoxizität vieler Schwermetalle (z. B. Zink, Mangan, Eisen, Cadmium, Kupfer, Molybdän, Blei, Thallium, Quecksilber und Vanadium) ist diese Komponentengruppe mit Bezug auf die Aufnahme durch die Pflanze vor allem unter dem Gesichtspunkt von Bedeutung, daß es hierbei in Futter- und Nahrungspflanzen zu kritischen, d. h. für Mensch und Tier gesundheitlich bedenklichen Anreicherungen kommen kann (z. B. UBA, 1978). Neben der direkten Aufnahme über die Blätter ist bei Schwermetallen außerdem eine Aufnahme über die Pflanzenwurzel zu berücksichtigen, die ebenfalls als Folgewirkung zu einer Kontamination von Futter- und Nahrungspflanzen führen kann (siehe auch Abschn. 4.3.2.4). Mögliche Grenzwerte der Immissionsbelastungen sind daher vorrangig unter dem Gesichtspunkt des Schutzes von Mensch und Tier diskutiert worden.

334. PRINZ (1982) weist darauf hin, daß z. B. Thallium-Emissionen bei Pflanzen bereits sehr frühzeitig zu Schäden führen können — noch bevor Gesundheitsschäden bei Mensch und Tier zu beobachten sind. Dies zeigt, daß zum Schutz der Vegetation stoffspezifisch u. U. höhere Anforderungen gestellt werden müssen als jene, die zum Schutz von Mensch und Tier erforderlich sind.

335. Die Mehrzahl der Immissionsmessungen von Schwermetallen wurde bislang in Ballungsgebieten und in der Umgebung spezifischer Emittenten durchgeführt. Die Immissionen treten hier meist in Form von schwermetallhaltigen, gröberen Stäuben auf, die ein schlechtes Lösungsvermögen besitzen.

Die direkte Pflanzenverfügbarkeit der nicht gelösten Schwermetalle dürfte relativ gering sein, so daß die toxische Wirkung über die Blätter wahrscheinlich keine wesentliche Rolle spielt. In emittentenferne Gebiete werden nur die feineren und feinsten Staubfraktionen verbreitet, die allerdings ein relativ gutes Lösungsvermögen besitzen können. Bei fernverteilten Schwermetallen muß aufgrund dieser Tatsache mit einer höheren Toxizität auf oberirdische Pflanzenteile gerechnet werden, da die gelösten Schadstoffe relativ leicht pflanzenverfügbar sein können.

336. Über die tatsächliche Schädwirkung von Schwermetallen auf Wälder liegen z. Z. mehr Vermutungen als konkrete Ergebnisse vor. Messungen und Abschätzungen (Abschn. 2.5.4) zeigen, daß man den Eintrag von Schwermetallen zunächst unterschätzt hat; jedoch läßt sich aus dieser Tatsache nicht zwangsläufig der Schluß ziehen, Schwermetalle müßten eine Schädwirkung auf Wälder entfalten. Bislang ist nicht bekannt, welche Schwermetalle unter natürlichen Verhältnissen, in welcher Konzentration, in welcher Bindungsform und in welcher Kombination mit anderen Schadstoffen eine schädigende Wirkung auf unsere Wälder haben können.

Es ist jedoch darauf hinzuweisen, daß neben der direkten Einwirkung von Schwermetallen auf Pflanzen auch die indirekte Wirkung auf Böden und die Akkumulation in den oberen Bodenhorizonten für das Pflanzenwachstum von Bedeutung sind.

4.3.1.8 Organische Verbindungen

337. Erst in den letzten Jahren ist eine Vielzahl organischer Immissionsbestandteile — vor allem in Ballungsgebieten — gemessen worden (Kap. 2.4.3). Über ihre mögliche pflanzenschädliche Wirkung liegen nur wenige Untersuchungen vor, die hinsichtlich der beobachteten Waldschäden kaum aussagekräftig sind. Die hohe Pflanzengiftigkeit einiger organischer Stoffe (z. B. Ethylen, Formaldehyd u. a.) ist in Laboruntersuchungen nachgewiesen worden (VAN HAUT et al., 1979).

Es besteht deshalb die Notwendigkeit, das Auftreten und die mögliche pflanzenschädliche Wirkung organischer Verbindungen in der Natur zu bestimmen und eine eventuelle Beteiligung an Waldschäden zu untersuchen. Dabei sollte auch die Anreicherung von schwerabbaubaren Verbindungen im Boden berücksichtigt werden.

4.3.1.9 Säuren

338. Neben der direkten Schädgaseinwirkung ist auch das Einwirken von Umwandlungsprodukten anorganischer Gase in Form von Säuren zu berücksichtigen. Säuren gelangen mit den Niederschlägen und durch trockene Deposition auf Pflanzen. Vor allem das Auskämmen von Nebel mit niedrigem pH-Wert, der zudem noch reich an Schadstoffen ist (Tz. 341), könnte eine erhebliche Säurebelastung der Wälder darstellen.

339. ULRICH et al. (1979) betonen, daß mit Säureschäden an Blättern bei einem pH-Wert von 3 (und niedriger) im Benetzungswasser zu rechnen ist (vgl. auch SMITH, 1981). In dem durch Kronen von Fichten tropfenden Niederschlagswasser wurden monatliche Mittelwerte von pH 3,2 bis 3,5 während und Extremwerte von 2,8 außerhalb der Vegetationszeit gemessen. Bei der Verdunstung von Benetzungswasser treten wahrscheinlich zeitweilig noch niedrigere pH-Werte auf, die aber schwer zu erfassen sind. Solche Situationen sind nach Niederschlägen sowie in und nach Phasen starker Nebel- und Wolkenröpfchendeponation zu erwarten.

340. Nach ULRICH (1980) äußern sich Säureschäden an Blättern in einer Auflösung der feinen Wachshaut der Blätter (Cuticula) und dem Auftreten von Blattgewebeschäden. Ähnliche Schäden sollen an Knospen und Rinde zu erwarten sein. Knospenschädigungen könnten über Störungen im Wuchsstoffhaushalt zum Austrieb von Seitenknospen und Triebverkrümmungen führen. Solche abnormen Erscheinungen sind in Waldschadensgebieten zu beobachten. Rindenschäden könnten zu einer Herabsetzung der Elastizität der Triebe führen und somit eine Prädisposition der Bäume für Wind- und Schneebruch schaffen.

341. Über tatsächlich in der Natur zu beobachtende Säureschäden bei den heimischen Baumarten liegen z. Z. allerdings noch keine publizierten Ergebnisse vor. Mikroskopische Untersuchungen der Blattanatomie sowie eine Überprüfung der Funktionsfähigkeit von Spaltöffnungen unter Säureeinwirkung wären wünschenswert. Physiologische Untersuchungen könnten außerdem zur Klärung einer jüngst aufgestellten Hypothese beitragen (Symposium Göttingen, 1982; Symposium Jülich, 1983), wonach möglicherweise Calcium und Magnesium — vielleicht auch noch weitere Kationen — unter Säureeinwirkung verstärkt aus Blättern und anderen Pflanzenteilen ausgewaschen oder heraustransportiert werden. PRINZ et al. (1982) vermuten, daß eine kombinierte Einwirkung von Ozon, das die Blattoberfläche schädigt, mit säurehaltigem Niederschlag und Nebel zur Kationenauswaschung aus den Blättern führt. Nach ihrer Meinung könnte sich hiermit der Magnesiummangel von Nadeln geschädigter Bäume erklären lassen.

4.3.2 Indirekte Einwirkungen über den Boden

4.3.2.1 Wirkungsweg

342. Wie aus einer Vielzahl neuer Untersuchungen hervorgeht, sprechen zahlreiche Indizien dafür, daß eine Hauptursache von Waldschäden im Bereich des Bodens zu suchen ist. Dabei scheinen vor allem Veränderungen des Boden-pH-Wertes, mit denen Veränderungen in der Verfügbarkeit von Pflanzennährstoffen und auch -schadstoffen einhergehen, eine Rolle zu spielen.

343. OGNER und TEIGEN (1980) haben in Kulturversuchen mit jungen Fichtenpflanzen gezeigt, daß

sich durch eine Beregnung mit angesäuertem Wasser die Boden-pH-Werte verändern. Gleichzeitig ändert sich der Ionengehalt im Boden; eine Auswaschung wichtiger Nährstoffe ist festzustellen. Mengemäßige Veränderungen der Konzentration einzelner Elemente in den Pflanzen, geringeres Wachstum und Absterben der Pflanzen waren die Folgen. Demgegenüber haben skandinavische und amerikanische Freilanduntersuchungen weder einen eindeutigen Hinweis auf Wachstumssteigerungen noch auf verringertes Wachstum von Waldbäumen durch Säuredeposition ergeben (SNSF, 1980; OVERREIN et al., 1980; Zusammenfassung SMITH, 1981).

344. An geschädigten oder abgestorbenen Bäumen selbst sind Veränderungen im Bereich der Wurzeln — hier vor allem eine reduzierte Feinwurzelbildung und Beeinträchtigung der Baummykorrhizen (Tz. 280) — mehrfach belegt, die z. T. auf ein Absinken des Boden-pH-Wertes zurückgeführt werden (BLASCHKE, 1981; ULRICH, 1981c; HÜTTERMANN, 1982).

Probleme bei der Naturverjüngung der Buche (Tz. 206) werden von einigen Autoren als eine Folge von immissionsbedingten Veränderungen im Bodenmilieu gedeutet (GEHRMANN und ULRICH, 1982).

4.3.2.2 Wirkungen von Luftschadstoffen auf den Boden

345. Wirkungen von Luftschadstoffen auf den Boden sind bislang nur im Umfeld von Emissionsquellen eindeutig nachgewiesen worden. Sowohl ein Ansteigen des pH-Wertes in der Umgebung von Quellen, die basische Stäube emittieren (TRAUTMANN et al., 1970; DÄSSLER, 1981), als auch ein Absinken des Boden-pH-Wertes in der Nachbarschaft von SO₂-Quellen (NYBORG et al., 1980) sind belegt. Untersuchungen von BUTZKE (1981) geben einen ersten Anhaltspunkt dafür, daß als Folge der weiträumigen Deposition säurebildender Luftverunreinigungen in der Bundesrepublik Deutschland auf bestimmten Böden mit einer allmählichen großflächigen Bodenversauerung gerechnet werden muß. Allerdings stützen sich diese Ergebnisse auf ein begrenztes Untersuchungsmaterial. In Bayern ist eine vergleichbare Tendenz zur Bodenversauerung bei Böden mit mittleren pH-Ausgangswerten festgestellt worden. Der Anteil der aktuell versauerten Böden und die in pH-Einheiten gemessenen Absenkungsbeträge nehmen jedoch mit sinkenden Boden-pH-Ausgangswerten erwartungsgemäß ab, d. h. in Böden und Bodenhorizonten, in denen der pH-Wert bei der Erstmessung bereits sehr niedrig war, ist keine weitere Absenkung festgestellt worden (WITTMANN und FETZER, 1982).

4.3.2.3 Natürliche und anthropogene Boden-Versauerung

346. Genauso wie die Niederschläge in der Atmosphäre von Natur aus schwach angesäuert sind (Kap. 2), gibt es auch im Waldboden eine völlig na-

türliche Versauerung der Bodenlösung (des Bodenwassers) und der Bodenteilchen. Diese Bodenversauerung beruht nicht nur auf dem Säureeintrag durch Niederschläge, sondern vor allem auf den bei der Wurzelatmung und der Nährstoffaufnahme durch die Wurzeln freigesetzten Wasserstoffionen (Protonen, H^+), deren Menge als Maß der Versauerung verwendet wird (pH-Wert). Zur Protonen-Freisetzung und Säurebildung tragen auch die Stickstoffumsetzungen im Boden sowie die Zersetzung organischer Reste (Streu, Rohhumus) durch Bodenmikroorganismen („Bodenatmung“) wesentlich bei. Aus reiner Nadelstreu werden dabei größere Mengen an Huminsäuren mobilisiert als aus Laubstreu. Schwer abbaubare, nährstoffarme Streu — meist Nadelstreu — fördert auf sauren Böden die Rohhumusbildung, die im Verein mit Niederschlagswasser ihrerseits die Bodenversauerung verstärkt. Eine allgemeine Abschätzung der bodeneigenen Protonen-Erzeugung setzt die Aufstellung von Ionen-Bilanzen voraus, die bisher nur aus Einzelbeispielen bekannt sind.

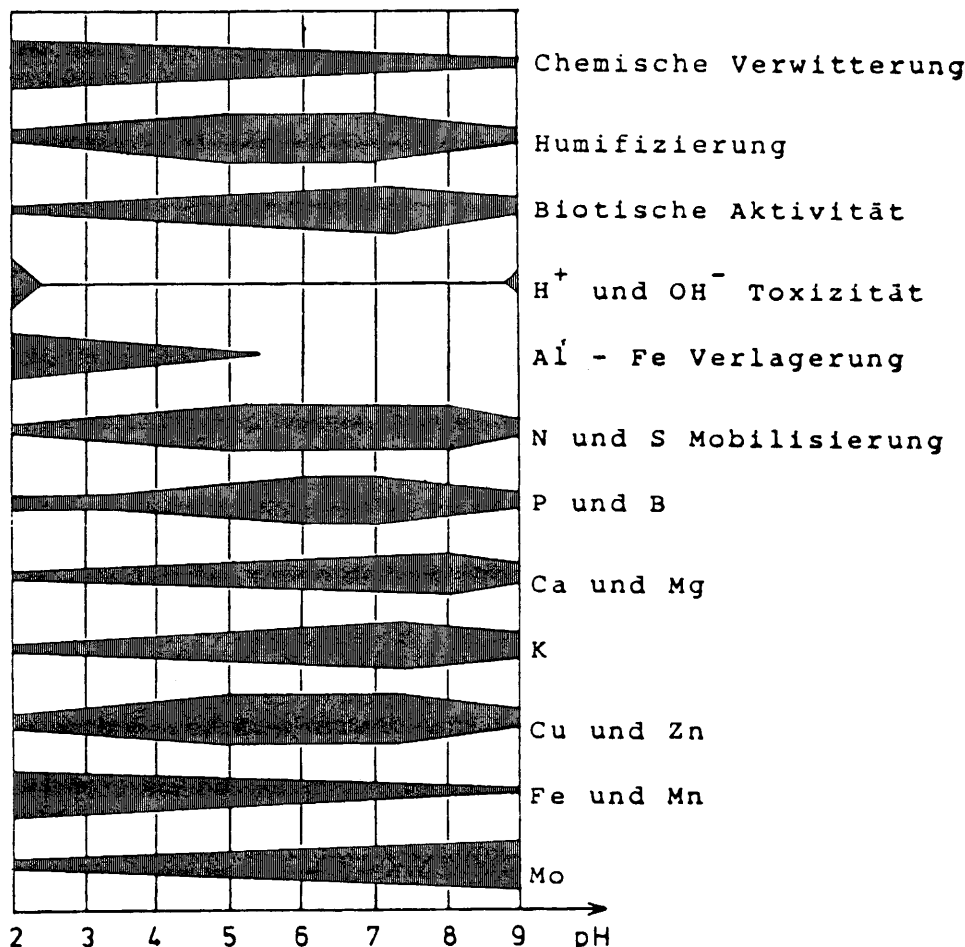
347. Der Säuregehalt des Bodens (Bodenacidität) ist für zahlreiche Bodenvorgänge von großer direkter oder indirekter Bedeutung, so für Verwitterung, Humusbildung, Nährstoffverfügbarkeit und Stoffverlagerung (Abb. 4.1).

Unterhalb von pH 3 (und oberhalb von pH 9) werden die meisten Pflanzenwurzeln und zahlreiche Bodenorganismen geschädigt. Auf durchlässigen Böden kommt es durch Ionenaustausch an der Oberfläche der Bodenteilchen, wo Protonen die Ionen anderer Stoffe verdrängen, zu einer Auswaschung und Tiefenverlagerung von Nährstoffen und anderen Bodensubstanzen, die auch ins Grundwasser gelangen und mit diesem abtransportiert werden können. Schließlich ermöglicht oder erhöht die Bodenversauerung die Löslichkeit bestimmter Ionen, z. B. Metall-Ionen, die dann ihrerseits schädlich auf Pflanzenwurzeln oder Bodenorganismen wirken können.

348. Eine übermäßige Versauerung, d. h. ein Überschuß an Säuren bzw. Protonen wird einerseits

Abb. 4.1

Einfluß des Boden-pH auf Bodenformation, Mobilisierung und Verfügbarkeit von Mineralnährstoffen, und damit auf Bedingungen für das Leben im Boden. Die Bandbreite gibt die Intensität der Prozesse oder den Grad der Verfügbarkeit von Nährstoffen an



Quelle: Nach PACKHAM und HARDING (1982)

durch den Protonenverbrauch beim Aufbau der Biomasse in den Organismen, andererseits durch den Säureverbrauch bei der Karbonat- und Silikatverwitterung im Boden verhindert. Voraussetzung ist, daß Karbonat und Silikat als „Puffersubstanzen“ gleichmäßig im Boden verteilt sind und der pH-Wert der Bodenlösung nicht unter 5,0 liegt; nur dann befindet sich der Boden im Karbonat- bzw. Silikat-Pufferbereich und kann die Protonen-Freisetzung durch Austausch gegen Calcium- oder Magnesium-Ionen neutralisieren. Eine Erschöpfung dieser Austauschbarkeit von Kationen führt folglich zu verstärktem Auftreten von Protonen in der Bodenlösung und wird daher durch sinkende pH-Werte im Sickerwasser angezeigt.

349. Die Protonen-Freisetzung im Boden steht mit dem jährlichen Temperatur- und Niederschlagsrhythmus im Zusammenhang. In feuchten und kühlen Perioden wird der Abbau der organischen Substanz im Boden und damit die Protonen-Freisetzung verlangsamt; in warmen, trockenen Zeitschnitten erfolgt durch beschleunigten Abbau ein „Versauerungsschub“ (ULRICH, 1980, 1981b, 1982), der aber in Naturböden in der Regel aufgefangen wird.

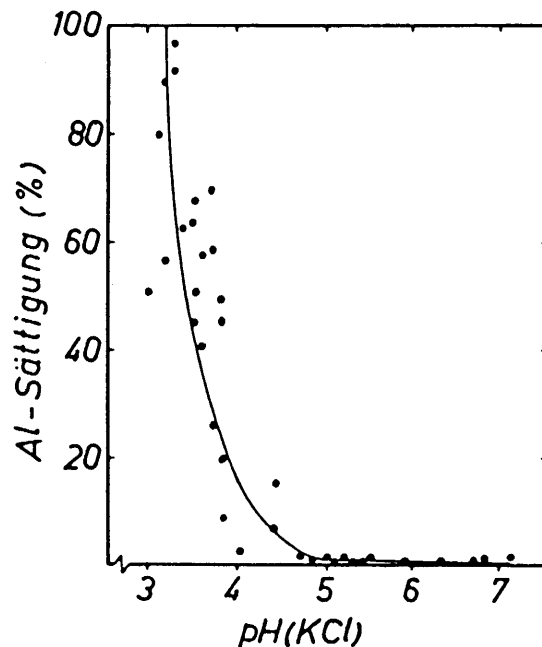
350. Statt zu einzelnen natürlichen Versauerungs-„Schüben“ kommt es durch menschlichen Einfluß zu einem kontinuierlichen Säureeintrag auf und in allen Böden der Kulturlandschaft, so daß die Voraussetzungen für eine ökologisch unschädliche Abpufferung, wie insbesondere ULRICH (1980, 1981a) betont hat, nicht mehr gegeben sind. In Wäldern beruht diese zusätzliche Versauerung nicht nur auf dem Eintrag saurer Schwefel- und Stickstoffverbindungen durch Niederschläge, sondern auch auf dem Auskämmen trocken deponierter Schadstoffe durch die Baumkronen (Tz. 138), das bei Nadelbäumen besonders wirksam ist (ULRICH et al., 1979; HÖFKEN et al., 1981). Die aus den Baumkronen „ausgefilterte“ Säuremenge ist nach Untersuchungen im Solling gleich bis doppelt so groß wie die allein mit dem Regen eingetragene.

351. ULRICH hat aus seinen langjährigen Untersuchungen in den Wäldern des Solling eine „ökosystemare Theorie“ der Waldschäden entwickelt. Dabei geht er davon aus, daß die natürliche Koppelung von Biomasse- Erzeugung (mit Säureverbrauch) und Biomasse-Abbau (mit Säurebildung), die einen geschlossenen Stoffkreislauf voraussetzt, infolge dessen Störung durch den Menschen durch saure Depositionen und andere Eingriffe im Wald nicht mehr gewährleistet sei. Diese „Entkoppelung“ veranlasse vor allem in schlecht gepufferten Böden ein rascheres Absinken der pH-Werte, die dem Bereich pH 4 bis pH 3 zustreben. Dadurch würden bisher schwer lösliche oder fest an Bodenpartikel gebundene Metall-Ionen (u. a. Aluminium, Mangan und Eisen) in die Bodenlösung überführt (vgl. Abb. 4.2 und 4.3) und somit pflanzenverfügbar.

Für Pflanzen können diese Metallionen in geringer Konzentration nützlich sein. Mangan und Eisen spielen in pflanzlichen Enzymsystemen und bei der Energieübertragung eine Rolle. In hoher Konzen-

Abb. 4.2

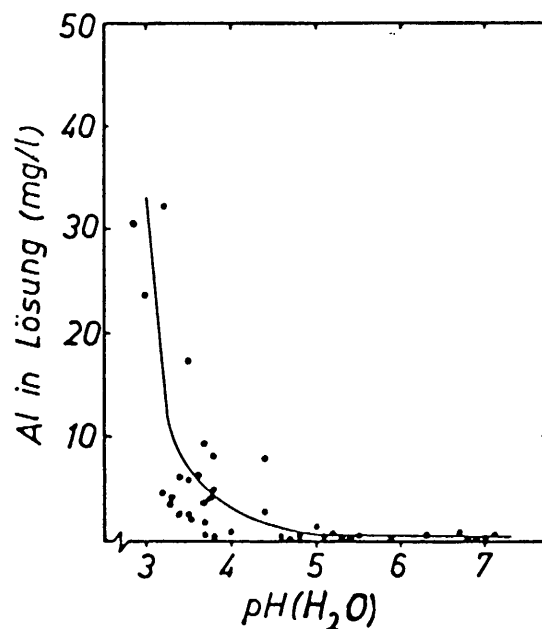
Beziehung zwischen pH (m KCl) und Al-Sättigung von Lössböden, bezogen auf die potentielle Austauschkapazität (Mehlich-Methode)



Quelle: SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL, 1982
Korrektur des Abbildungstextes nach pers. Mitteilung von Prof. Schachtschabel

Abb. 4.3

Beziehung zwischen pH (H₂O) und Al-Gehalt im Sättigungsextrakt von Lössböden



Quelle: SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL, 1982
Korrektur der Abbildung und des Abbildungstextes nach pers. Mitteilung von Prof. Schachtschabel

tration können Metallionen jedoch die Pflanzen schädigen. Von allen in Frage kommenden Metallionen kann Aluminium am ehesten pflanzenschädliche Gehalte in der Bodenlösung erreichen — zum einen wegen seines verbreiteten Vorkommens in Silikaten und Tonnen und zum anderen, weil der pH-Wert-Bereich, bei dem Aluminium freigesetzt wird, bei zunehmender Versauerung zuerst erreicht wird.

352. Unter dem Einfluß der Luftverunreinigungen hat die Bodenversauerung im Solling nach Auffassung von ULRICH et al. (1979) zwischen 1966 und 1973 zugenommen. Als Folge davon wird für die dortigen Wälder bereits mit einer Gefährdung durch toxisch wirkende Metallionen-Konzentrationen (vor allem Aluminium-Ionen) in der Bodenlösung gerechnet. Folgt man ULRICH (1982), so ist das zur Zeit beobachtete Waldsterben auf die Prozeßkette anthropogene Bodenversauerung, Lösung von Metallionen, Wurzelschäden durch toxische Metallionenkonzentrationen (Al, Mn), Verringerung der Feinwurzelmasse, Verringerung des Wasserangebots in den erkrankten Bäumen, Kronentrocknis, Schädlingsbefall und schließlich Absterben der Bäume zurückzuführen.

353. Diese Hypothese einer „Destabilisierung von Wald-Ökosystemen“ und der daraus resultierenden Gefahren wird trotz ihres in sich geschlossenen ökosystemaren Ansatzes von anderen Forschern angezweifelt und bedarf nach Auffassung des Rates noch weiterer genauerer Untersuchungen, die auch in anderen Waldgebieten als dem Solling durchzuführen sind. So vermerkt REHFUESS (1981a), daß sich die von ULRICH zwischen 1966 und 1973 festgestellte Bodenversauerung im Folgezeitraum 1973 bis 1979 nicht fortgesetzt hat, obwohl der Eintrag von Luftschadstoffen anhielt.

354. Einige Autoren äußern sich auch kritisch zu der von ULRICH vertretenen Hypothese einer Aluminium- oder Mangan-Vergiftung bei Pflanzen, die auf sauren Böden wachsen. Tannen- und Fichtensterben trete vielmehr auch auf Böden mit geringen Aluminium- und Mangan-Gehalten auf. Bislang liegen aufgrund von nadel- und bastanalytischen Untersuchungen keine Hinweise für eine tatsächliche Vergiftung vor (BERCHTOLD et al., 1981). EVERS (1981) fand in einem Fall eine Mangan-Anreicherung in Nadeln eines erkrankten Bestandes. Toxische Aluminiumwirkungen zeigten sich in seinen Untersuchungen nicht.

355. Denkbar ist eine Entwicklung physiologischer Anpassungsmechanismen im Wurzelbereich der Bäume, die es ihnen erlaubt, auf sauren Böden in Anwesenheit von Metallionen zu wachsen. Solche Anpassungsmechanismen sind aus dem Pflanzenreich bekannt (GOODLAND, 1971). Erste noch unveröffentlichte transportphysiologische Untersuchungen von RUNGE haben gezeigt, daß dabei vor allem die Aufnahmemechanismen für Metallionen an Wurzeln sowie das Verhältnis der verschiedenen in der Bodenlösung angebotenen Ionen zueinander berücksichtigt werden müssen. Möglicherweise

konkurrieren Aluminium und Calcium bei der Aufnahme in die Wurzel. Geschädigte Wurzeln sind nicht zu einer selektiven Ionenaufnahme befähigt, wie dies bei gesunden Wurzeln der Fall ist.

356. BAUCH (1982) sowie BAUCH und SCHRÖDER (1982) fanden, daß Aluminium in der Wurzelrinde erkrankter Bäume im Vergleich zu gesunden nur in sehr geringem Maße akkumuliert wird. Sie schlossen daraus, daß dem Aluminium nicht die von ULRICH angenommene Schlüsselfunktion zukommt. Zunächst müsse der toxische Effekt von Aluminium auf Wurzeln experimentell nachgewiesen werden. Die Untersuchungen zeigen weiterhin, daß das Verhältnis von Calcium zu Aluminium in Wurzeln geschädigter Bäume im Vergleich zu gesunden zuungunsten des Calciums verschoben ist. Auch diese Ergebnisse könnten als ein Hinweis auf konkurrierende Prozesse bei der Ionenaufnahme zu werten sein.

4.3.2.4 Boden-pH-Wert und Schwermetalle

357. Ein weiterer, noch zu klärender Punkt ist der von ULRICH immer wieder angesprochene zusätzliche Eintrag von Schwermetallionen mit der trockenen und nassen Deposition. Dabei ist eine Akkumulation der Schadstoffe in den oberen Bodenhorizonten und in einzelnen Pflanzenteilen zu berücksichtigen. Es gibt bisher zwar Messungen der Schwermetalldeposition in verschiedenen Wäldern (Tz. 177 ff.), jedoch ist die Kenntnis über die Wirkung dieser Schwermetallionen auf die Wälder noch ungenügend. Im wesentlichen beschränkt sich unser Wissen über Schwermetalle z. Z. auf die Gefahren einer Bodenkontamination, die wiederum zu einer Kontamination von Nahrungs- und Futterpflanzen und somit des Menschen führen kann. Daß Schwermetalle auch Pflanzenfunktionen und Pflanzenwachstum beeinträchtigen können, ist bekannt. Dabei scheint vor allem der Gehalt an leicht verfügbaren, löslichen Schwermetallen von entscheidender Bedeutung zu sein (UBA, 1978).

Die tatsächlichen Toxizitätsschwellen der Waldbäume gegenüber Schwermetallen im Boden — besonders auch unter Berücksichtigung etwaiger Kombinationswirkungen mit gasförmigen Luftverunreinigungen — sind gegenwärtig noch nicht bekannt.

358. Aufgrund der Unsicherheiten über die Wirkung von Schwermetallen auf Pflanzen wären vor allem biochemische und transportphysiologische Arbeiten sowie Untersuchungen über die Toxizitätsschwellen bei einer weiterführenden Diskussion hilfreich. Der Einfluß von Schwermetallen auf die Streuzersetzung ist zu wenig erforscht.

4.3.2.5 Boden-pH-Wert und Nährstoffmangel

359. Neben der in den vorangegangenen Abschnitten angesprochenen möglicherweise schädlichen Wirkung freier Metallionen in der Bodenlösung auf Pflanzen bedeutet auch der langsame Nährstoffaus-

trag aus sauren Böden eine potentielle Gefahr für Waldökosysteme. Wichtige Pflanzennährstoffe, z. B. Magnesium, Calcium und Kalium, werden bei fortschreitender — natürlicher oder anthropogen bedingter — Bodenversauerung zunehmend ausgewaschen (REHFUESS, 1981a, b).

360. Möglicherweise verursacht eine Magnesium-Unterversorgung auf einer Reihe von Standorten vor allem in süddeutschen Wäldern zunächst Mg-Mangelsymptome, die sich bei Fichten und Tannen mit einer Gelbfärbung der Nadeln bemerkbar machen. Diese Mangelerscheinungen könnten zusammen mit Wassermangel, Feinwurzelverlust, Temperatursturz, Frosttrocknis, direkter SO_2 -Einwirkung u. a. zur Schwächung und teilweise zum Absterben der Bäume führen. Dies könnte auch für einige Flächen mit Fichtensterben im Harz von Bedeutung sein. Nach ZECH und POPP (1983) verarmt der Boden an Calcium und Magnesium auf ohnehin daran armen Standorten, wodurch die Pflanzenverfügbarkeit von Calcium, Magnesium (und z. T. auch Kalium) abnimmt.

Nach nadel- und bastanalytischen Untersuchungen von EVERS (1981) tritt allerdings das erwartete Magnesiumdefizit bei erkrankten Tannen nicht so eindeutig in Erscheinung. Jedoch könnte eine unzureichende Magnesium- und auch Calcium-Versorgung den Krankheitsprozeß örtlich verschärfen. Auch NEMEC nannte bereits 1940 eine Störung im Mineralhaushalt als mögliche Ursache für ein Tannensterben. Er fand erhöhte Mangan- und verringerte Kaliumwerte in den untersuchten Pflanzenteilen.

361. Jüngste Untersuchungen von BAUCH (1982) sowie BAUCH und SCHRÖDER (1982) haben gezeigt, daß auf sauren Böden sowohl eine geringere Calcium- als auch eine geringere Magnesiumaufnahme in Feinwurzeln von Tanne und Fichte festzustellen ist als auf weniger versauerten Böden. Die pflanzliche Zellwand wirkt dabei sozusagen als Ionenaustauscher, wobei eine hohe Ladung mit H^+ -Ionen die Aufnahmefähigkeit für andere Kationen herabsetzt. Als mögliche Folgen des Calciummangels nennt BAUCH: Entwicklungsstörungen im Bereich der Zellwand, geringere Wasserleitfähigkeit der Zellwand, Störung von Enzymsystemen. Letzteres trifft auch bei Magnesiummangel zu. Eine unausgeglichene Nährstoffaufnahme könnte von wesentlicher Bedeutung im Ursachengefüge der neuartigen Waldschäden sein, vor allem, wenn sich die von PRINZ et al. (1982) vermutete Kombinationswirkung von Ozon und Säure verbunden mit erhöhten Kationenverlusten aus den Blättern bestätigen sollte (Tz. 341).

4.3.2.6 Weitere Effekte von Stoffeinträgen

362. Untersuchungen haben gezeigt, daß eine emissionsbedingt vermehrte Stickstoffzufuhr zu Wachstumssteigerungen bei Waldbäumen führen kann; auf schwefelarmen Böden kann sogar eine Schwefelzufuhr einen positiven Wachstumseffekt auslösen (SNSF, 1980). Da Pflanzen bei einer Wachstumssteigerung jedoch alle Nährstoffe ver-

mehrt aufnehmen müssen, kann dies auf nährstoffarmen Böden wiederum zu Nährstoffmangel (z. B. Magnesium, Calcium, Kalium, Phosphat) führen (SNSF, 1980).

Diese düngende Wirkung von Stoffeinträgen in den Boden stellt jedoch für von Natur aus nährstoffarme Ökosysteme (Hochmoore, oligotrophe Gewässer) eine akute Bedrohung dar, so daß bei anhaltender Luftverunreinigung die weitere Existenz dieser Ökosysteme — obwohl sie vielfach unter Naturschutz stehen — gefährdet ist.

4.3.2.7 Bedeutung der Luftverunreinigungen für die neuen Waldschäden

363. Der Rat hat die Befunde und Erklärungsversuche über die neuartigen emittentenernenden Waldschäden, insbesondere die Beiträge

- von ULRICH und Mitarbeitern (z. B. ULRICH et al., 1979; ULRICH, 1982),
- des Arbeitskreises, der von der Umweltministerkonferenz beauftragt wurde (BML/LAI, 1982),
- der Landesanstalt für Immissionsschutz in Nordrhein-Westfalen (PRINZ et al., 1982) und
- jüngste Vorträge von REHFUESS (1983) und ZÖTTL (1983)

sowie die Aussagen weiterer Fachleute eingehend geprüft.

Nach Abwägung aller Argumente kommt der Rat zu dem Urteil, daß die Luftverunreinigungen auch bei der Entstehung dieser Waldschäden eine wichtige Rolle spielen; alle Anhaltspunkte sprechen dafür, daß es diese neuartigen Waldschäden ohne Luftverunreinigungen nicht gäbe. Alle plausiblen Erklärungsversuche stimmen in der ursächlichen Beteiligung eines — oder mehrerer — Luftschadstoffe überein. In welchem Maße die beobachteten Schäden auf Luftverunreinigungen zurückgeführt werden können, bleibt damit freilich offen. Natürliche und waldbauliche Faktoren können die Disposition für solche und andere Schädigungen beeinflussen.

Über das Zusammenwirken der einzelnen Luftschadstoffe untereinander und erst recht mit nicht-immissionsbedingten Faktoren in Luft, Bäumen und Boden liegen nur unzureichende Kenntnisse vor. Teilkenntnisse über Kombinationswirkungen, z. B. von SO_2 und Frost, lassen sich nicht für alle Schadensgebiete verallgemeinern, und Forschungsergebnisse aus einem bestimmten Gebiet, z. B. dem Solling, können nicht einfach auf andere Gebiete übertragen werden (MÜCKE und STRAUSS, 1982).

364. Hier liegt der Grund, warum so verschiedenartige, ja widersprüchliche Schadenserklärungen oder -deutungen diskutiert werden und zur Überraschung vieler zunächst der indirekte Schadensweg — nämlich über den Boden — allgemeine Aufmerksamkeit fand. Dies war eine Folge der langjährigen und gründlichen bodenkundlichen Untersuchungen von ULRICH und Mitarbeitern im Solling, die aus dem Beitrag der Bundesrepublik zum „Internatio-

nenalen Biologischen Programm“ (ELLENBERG et al., 1979) hervorgingen. ULRICH's „ökosystemare Theorie“ wurde als erster in sich geschlossener Erklärungsversuch des neuen Schadenssyndroms von einer nach Aufklärung suchenden Öffentlichkeit allgemein zustimmend aufgenommen. Zugleich wurde aufgrund der Berichte über die Versauerung der skandinavischen Gewässer (Abschn. 1.2) der Begriff des „Sauren Regens“ populär, der in der Öffentlichkeit die Rolle eines Oberbegriffes für alle emissionsbedingten Schäden an Ökosystemen übernommen hat. Außerdem hatte SCHÜTT (1977) die Waldschäden als eine „Komplexkrankheit“ bezeichnet, womit er die Verschiedenartigkeit der Schadenssymptome und der vielfältig zusammenwirkenden Ursachen des Tannensterbens, der Fichtenerkrankungen und anderer Schadenserscheinungen zum Ausdruck bringen wollte. Ein einigermaßen einheitliches Ursachenbild schien sich abzuzeichnen. Die Enttäuschung war groß, vor allem außerhalb der Wissenschaft, als weitere Forschungen es nicht nur nicht bestätigten, sondern sogar immer verwickelter erscheinen ließen.

365. Inzwischen wird der direkte Einfluß der Luftschadstoffe auf die oberirdischen Organe der Bäume für ausschlaggebender als der Weg über den Boden gehalten; auch der Rat schließt sich dieser Auffassung an. Zwar kann das Zusammenwirken von säurebildenden Luftschadstoffen mit ungünstigen Bodenverhältnissen (geringes Puffervermögen, niedriger pH-Wert) zu einer allmählichen Verschlechterung der Nährstoffsituation im Boden, z. B. zu einer Verarmung im Oberboden führen, und die neuartigen Waldschäden werden vielfach auch auf Böden über saurem Ausgangsgestein und mit geringem Puffervermögen beobachtet (z. B. Harz, Bayerischer Wald u. a.); sie zeigen sich aber auch bei günstigen Bodenverhältnissen, so daß kein eindeutiger Zusammenhang zwischen Schäden und Nährstoffversorgung im Boden hergestellt werden kann. Gleiches gilt für die Schadstoffbelastung, z. B. durch pflanzenverfügbare Schwermetalle und durch freie Aluminiumionen, infolge niedrigen Boden-pH-Wertes (Tz. 352). Auch traten die neuen Schäden in der Regel so plötzlich auf, daß eine derart schnelle Änderung des Bodenzustandes oder die Überschreitung einer Schadensschwelle auf so vielen verschiedenen Standorten nur schwer vorstellbar ist. Deshalb scheint der Versuch einer „ökosystemaren“ Erklärung (Abschn. 4.3.2.3) der neuartigen Waldschäden vorwiegend über eine Bodenwirkung nicht angebracht. Dies bedeutet jedoch nicht, daß der „Bodenpfad“ zu vernachlässigen wäre. Auch im Fall oberirdischer Verursachung der jetzt beobachteten Waldschäden ist zu überprüfen, daß die Böden auf die Dauer durch Säureeintrag beeinträchtigt werden und eine große Gefahr für die Wälder herbeiführen — weil die Böden, wie in Abschn. 4.2.9 ausgeführt, für die Nährstoffversorgung und ein gesundes Wachstum der Wälder von wesentlicher Bedeutung sind.

366. Wenn so auch die oberirdische Wirkung der Luftverunreinigungen als wichtigere Ursache der neuartigen Schäden in Betracht zu ziehen ist, beste-

hen im einzelnen noch erhebliche Unklarheiten über die Wirkungsabläufe. Wie in den vorhergehenden Abschnitten erörtert, können die Luftschadstoffe und ihre Folgeprodukte als Gas, als Aerosol und als Säure auf die Bäume einwirken. Daher sind sowohl die Immissions- als auch die Depositionssituation (Abschn. 2.4, 2.5) von Bedeutung. Zwar ist die Wirkung gasförmiger Luftschadstoffe auf Pflanzen in zahlreichen Versuchen untersucht worden, doch liegen über die Wirkungsschwellen einzelner Schadstoffe bei Waldbäumen unter natürlichen Bedingungen keine ausreichend gesicherten Daten vor. Mit erwachsenen Bäumen ist schwer zu experimentieren, erst recht über längere Zeiträume. Die Wirkung von Schadstoff-Depositionen ist noch weniger bekannt.

367. Bedauerlicherweise kann sowohl bei den Immissions- als auch bei den Depositionswerten nur auf die Daten verhältnismäßig weniger Meßstationen aus gering belasteten Gebieten zurückgegriffen werden. Aus diesen Meßdaten lassen sich flächendeckend zwar mittlere Immissionswerte ableiten, aus denen wiederum Rückschlüsse auf die Belastungen in einzelnen Waldschadensgebieten gezogen werden können; diese errechneten Werte sind jedoch im Einzelfall wenig aussagekräftig. Es handelt sich um Mittelwerte, die über die durchschnittliche Belastung eine hinreichend zuverlässige Aussage ermöglichen, aber sog. Immissionsspitzen unberücksichtigt lassen. Gerade das Auftreten solcher Spitzenwerte kann jedoch Vegetationsschäden verursachen.

Spezielle Klima- und Reliefverhältnisse, wie sie z. B. in Hanglagen und im Höhenbereich der Inversionen und in sonnenscheinreichen Gegenden anzutreffen sind, können kleinräumig eine sehr viel höhere Belastung verursachen, als dies aufgrund der anderswo gewonnenen Meß- und Mittelwerte zu erwarten wäre.

Die pflanzenschädliche Wirkung von Schadstoffdepositionen, die infolge der Filterwirkung der Vegetation im Wald höher sind als in benachbarten vegetationsfreien Gebieten (Abschn. 2.5.4), kann zur Zeit kaum beurteilt werden. Es liegen aber erste Hinweise für eine bislang nicht beobachtete pflanzenschädigende Wirkung von schadstoffbeladenen Wolken-(Nebel)-tröpfchen — auch in Verbindung mit Immissionen vor (Tz. 339).

368. Schwefeldioxid (SO₂) als verbreitetster und mengenmäßig bedeutendster Luftschadstoff (Abschn. 2.2.2, 2.4.1, 2.5.3.1) ist die Hauptursache für die „klassischen“ Rauchschäden und für Schäden an Bauwerken und Metallkonstruktionen in städtisch-industriellen Gebieten und mitverantwortlich für gesundheitliche Schäden und Beeinträchtigungen der Menschen (Rat von Sachverständigen für Umweltfragen, 1978). Die „Luftreinhaltepolitik“ für diese Belastungsgebiete wurde daher schon seit Ende der 50er Jahre auf eine Verminderung der SO₂-Immissionen gerichtet — vor allem durch den Bau höherer Schornsteine — mit dem Erfolg, daß bis 1970 z. B. im Ruhrgebiet ein starker Rückgang der durchschnittlichen SO₂-Immission von 140 auf

70 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ im Jahresmittel erzielt wurde; seitdem ist die Immission mit rd. 15% Schwankung etwa gleich geblieben.

Daß diese SO_2 -Immissionsentlastung der Ballungsgebiete insbesondere an SO_2 -Transport- und Verteilungsvorgänge und weniger an Mengenverminderungen ansetzte, zeigt sich in der Tatsache, daß selbst in emittentfernen Reinluftgebieten kein Rückgang der SO_2 -Immissionen analog den Ballungsräumen zu verzeichnen war; zu Einzelheiten über die Immissionslage der Reinluftgebiete wird auf Abschn. 2.4.1.2 und 2.4.1.3 verwiesen. Dabei ist möglicherweise auch zu berücksichtigen, daß Schwefeldioxid und andere Säurebildner seit der starken Verminderung basischen Flugstaubes viel stärker zur Wirkung kommen.

369. Die aus den Ballungsgebieten bekannten, vergleichsweise einfachen Beziehungen zwischen Schwefelmissionen und Waldschäden lassen sich aus mehreren Gründen nicht auf die emittentfernen Gebiete übertragen. In diesen sind die SO_2 -Konzentrationen im Jahresmittel wesentlich niedriger, scheinen aber durch zeitweilige Schwankungen geprägt zu sein, deren Spitzenwerte pflanzenschädliche Konzentrationen erreichen. Unter solchen Bedingungen können sich andersartige Schäden aufbauen, die jahrelang unsichtbar bleiben und mehr Möglichkeiten zu Akkumulationen und synergistischen Wirkungen mit anderen Schadstoffen ergeben als bei massiver Einwirkung höherer SO_2 -Konzentrationen und entsprechend raschem Schadensverlauf, wie er in Ballungsgebieten erfolgt ist und auch noch beobachtet werden kann.

370. Bisher hat sich keine flächendeckende Korrelation zwischen den neuartigen emittentfernen Waldschadensgebieten und Räumen mit hohen SO_2 -Konzentrationen nachweisen lassen. Damit wird aber keineswegs ausgeschlossen, daß die SO_2 -Belastung ein wesentlicher mitverursachender Faktor bei der Entstehung dieser Waldschäden sein kann. Bei SO_2 -Immissionswerten von 50 bis 70 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ im Jahresmittel und einzelnen höheren Spitzenwerten ist mit Schäden an empfindlichen Baumarten durchaus zu rechnen, und dies wird durch Messungen und Beobachtungen am Rande von Verdichtungsräumen (z. B. Ruhrgebiet, Untermaingebiet) und in Nordostbayern auch bestätigt. Die mittleren Immissionswerte der Waldschadensgebiete im Schwarzwald und im Inneren Bayerischen Wald liegen meist deutlich unter 50, teilweise sogar unter 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$; hier sind auch die gemessenen Immissionsspitzen geringer (z. B. am Kleinen Arber im Februar 1982 ein 30 min-Höchstwert von 216 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ im Vergleich zu über 1 500 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ in Nordostoberfranken, Abschn. 2.4.1.2).

371. Bei den Stickstoffoxiden und ihren Folgeprodukten sind, ähnlich wie bei Schwefeldioxid, sowohl direkte Gaseinwirkungen auf Pflanzen als auch direkte und indirekte Säureeinwirkungen, d. h. Immission und Deposition, zu berücksichtigen.

Die Immissionsbelastung mit Stickstoffoxiden ist, trotz deren kontinuierlicher Zunahme seit Beginn

der 60er Jahre, in wenig belasteten, emittentfernen Gebieten relativ gering. Nach Messungen aus bayerischen Waldschadensgebieten werden für Stickstoffmonoxid und Stickstoffdioxid jeweils maximale Tagesmittelwerte von 5 bis 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ nicht überschritten (BML/LAI, 1982). Diese Werte liegen damit noch unter den in Abschn. 2.4.3 genannten mittleren Immissionswerten für ländliche Gebiete von 10 bis 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Bei solch niedrigen Werten ist mit einem Auftreten von Pflanzenschäden nicht zu rechnen. Selbst in ausgesprochenen Belastungsgebieten werden nur selten pflanzenschädliche Konzentrationen erreicht. Aus diesen Gründen kann keine Beziehung zwischen Waldschäden und NO_x -Konzentration hergestellt werden (Tz. 316).

372. Neben der gasförmigen Belastung mit Schwefeldioxid und Stickstoffoxiden kann auch die *Deposition ihrer Folgeprodukte* — darunter auch die sauren — auf oberirdische Pflanzenteile und den Boden eine wesentliche Rolle spielen. Da über die Schädigungsgrenzen bei Bäumen keine befriedigenden quantitativen Aussagen gemacht werden können, ist nur die folgende qualitative Betrachtung möglich. Aus Messungen und Ausbreitungsmodellen ergibt sich, daß die jährliche Gesamtschwefeldeposition in emittentfernen Gebieten wesentlich niedriger als die in Ballungsgebieten ist; bei der Stickstoffbelastung bestehen diese Unterschiede jedoch nicht. Die Gesamtdosition hängt einerseits vom Anteil der nassen Deposition ab, die im Mittelgebirgsraum, z. B. in Staulagen, höhere Werte erreichen kann als im Flachland, andererseits von der Effektivität der trockenen Deposition, die wesentlich vom Relief, Wind und Pflanzenbewuchs beeinflusst wird (vgl. Abschn. 2.5.2). Relativ hohe Gesamtdositionswerte werden im Stau der Gebirge in sog. exponierten Hang- und Hochlagen (Wetterseite, Prallhänge) mit erhöhter trockener und nasser Deposition erreicht. Die Vegetation spielt als depositionsbeeinflussender Faktor außerdem eine wichtige Rolle; so ist aufgrund ihrer Filterwirkung damit zu rechnen, daß auf und unter Nadelbäumen größere Stoffmengen deponiert werden als auf und unter Laubbäumen und hier wiederum höhere Werte erreicht werden als in baumfreien Gebieten (vgl. Abschn. 2.5.4). Dies trifft sowohl für die Gesamtdosition von Schwefel- und Stickstoffverbindungen als auch für die Deposition von Säure zu. Die Wirkung schadstoffbeladener, saurer Wolkenröpfchen auf Pflanzen könnte eine wichtige, bislang noch wenig erforschte Rolle im Ursachengefüge der neuen Waldschäden spielen.

373. Während es keine Korrelation zwischen langfristig gemittelter SO_2 -Konzentration in der Luft und den neuartigen Waldschäden gibt, erscheint eine Zuordnung von Waldschäden zu solchen Räumen möglich, in denen die oben genannten Bedingungen für hohe Schwefel- und Säuredepositionen gegeben sind: Die neuen Waldschäden werden vielfach in exponierten Hang- und Hochlagen beobachtet und hier wiederum zunächst an vorherrschenden Bäumen. Schäden sind außerdem vor allem bei Nadelbäumen zu finden, die eine hohe Filterwirkung besitzen. Jedoch gibt es auch Waldschäden,

für die diese speziellen Bedingungen nicht zutreffen.

374. Inwieweit tatsächlich ein ursächlicher Zusammenhang zwischen den neuen Schäden und der genannten Immissions- bzw. Depositionssituation besteht, läßt sich aus einer solchen Korrelation allerdings nicht ableiten, da eine Korrelation zwischen zwei Größen noch keine Abhängigkeit voneinander bedeutet. Auch muß an dieser Stelle darauf hingewiesen werden, daß die für die Schwefel- bzw. Säuredeposition abgeleiteten erhöhten Werte in exponierten Hang- und Hochlagen sowie unter Wald — vor allem Nadelwald — natürlich gleichermaßen auch auf andere Luftschadstoffe zutreffen (Abschn. 2.5.4), die in diese Untersuchung nicht eingehen.

375. Langfristig gesehen stellt die Deposition saurer Schwefel- und Stickstoffverbindungen auch für die Böden eine Gefahr dar (Tz. 346 ff.). Für das plötzliche Auftreten der neuen Schäden kann jedoch die beobachtete fortschreitende Bodenversauerung (Tz. 346) nicht allein ausschlaggebend sein, da der Boden ein relativ träge reagierendes System ist. Eine Verallgemeinerung der Erkenntnisse aus dem für mitteleuropäische Wälder immissionsmäßig nicht repräsentativen Waldgebiet des Solling (Abschn. 4.3.2.3), eine Übertragung auf Waldgebiete im süddeutschen Raum und der Versuch, alle Waldschäden über eine Bodenveränderung — auch wenn diese immissionsbedingt sein sollte — plausibel machen zu wollen, führt zwangsläufig in eine falsche Richtung (Tz. 355 f.).

376. FRÄNZLE und KILLISCH (1980) haben die wichtigsten Waldbodentypen unter Berücksichtigung ihrer Austauschkapazitäten und weiterer bodenspezifischer Kennzeichen (u. a. Karbonatgehalt, Pufferkapazität, Humusform, Sorptionsfähigkeit) auf ihre Belastbarkeit getestet. Dabei zeigte es sich, daß insbesondere die Podsole sowie Bodentypen, auf denen Braunerde mit Pseudogleyen, Podsolon und Rendzinen abwechseln, sandig-kiesige Tal- und Niederungsböden, aber auch Braunerden mit mittlerer Basenversorgung für sehr unterschiedliche Depositionen niedrige Belastbarkeitswerte aufweisen. In dieser Analyse waren Bodenorganismen jedoch nicht einbezogen (vgl. u. a. WODZINSKI et al., 1978; STRAYER und ALEXANDER, 1981; MALKOMES, 1981; DOMSCH, 1980). Betrachtet man die Verteilung dieser „Risikoböden“ in der Bundesrepublik und die nachgewiesenen Waldschäden insbesondere in Bayern und Baden-Württemberg, so ergibt sich keine durchgängige Korrelation. Zwar gibt es schlecht gepufferte Böden mit sehr ungünstiger Nährstoffversorgung, die z. T. extreme Schäden zeigen, doch treten Waldschäden auch auf gut gepufferten Böden auf. Dieser Befund verdeutlicht, daß der Eintrag von Schwefel- und Stickstoffverbindungen in die Böden, für sich allgemein genommen, keine ausreichende Erklärung für alle beobachteten Fälle von Waldsterben liefern kann.

377. Darüber hinaus muß allerdings auch der Effekt einer Düngewirkung auf Pflanzen bei jeder

Form von Stickstoffdeposition im Auge behalten werden. Zusammenhänge mit verbessertem Waldwachstum lassen sich jedoch nicht nachweisen. Für nährstoffarme Ökosysteme (Hochmoore, oligotrophe Gewässer) stellen die Stoffeinträge jedoch eine akute Bedrohung dar.

378. *Schwermetallimmissionen und -depositionen* erreichen ihre Höchstwerte in unmittelbarer Nähe von spezifischen Emissionsquellen, von wo auch vereinzelt Pflanzenschäden bekannt sind. Aufgrund von Messungen in emittentenfernen Gebieten kann davon ausgegangen werden, daß hier zwar die Schwermetallkonzentrationen höher liegen als in unbelasteter Meeresluft, jedoch gleichzeitig erheblich niedriger als in Belastungsgebieten (Abschn. 2.4.6). Auch unter Berücksichtigung der hohen Befruchtung von Wolkentröpfchen mit Schwermetallen und der Filterwirkung von Wäldern ist z. Z. keine Beziehung zwischen Schwermetallimmission bzw. -deposition und den neuen Waldschäden herzustellen. Langfristig gesehen stellt jedoch die Deposition von Schwermetallen und deren Akkumulation im Boden eine ernstzunehmende Gefahr dar (Tz. 357).

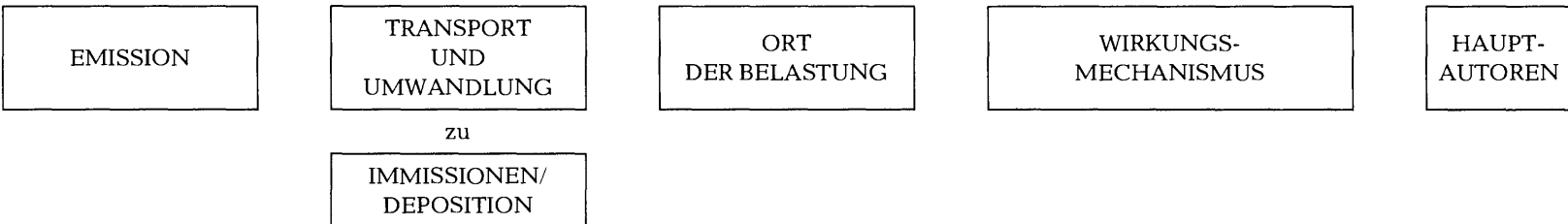
379. *Halogenverbindungen* treten nur in unmittelbarer Nachbarschaft spezifischer Emittenten in nennenswerten Konzentrationen auf. Hier lassen sich eindeutige Beziehungen zwischen Pflanzenschäden und Emissionen (Depositionen) nachweisen. In emittentenfernen Gebieten sind solche Beziehungen aufgrund der geringen Schadstoffkonzentrationen nicht herzustellen (Tz. 326 ff.).

380. Über das Auftreten *organischer Verbindungen* in Waldschadensgebieten und einer möglichen Beteiligung am Waldsterben ist zur Zeit wenig bekannt (Tz. 337).

381. Eine bis vor kurzem stark unterschätzte Bedeutung für die neuartigen emittentenfernen Waldschäden können *Photooxidantien* besitzen. Es ist unbestritten, daß Photooxidantien stark pflanzenschädigend wirken. Meßdaten über ihr Auftreten und ihre Konzentration in Waldschadensgebieten liegen z. Z. kaum vor (Abschn. 4.3.1.4). Daher ist es bisher nicht möglich, eine verlässliche räumliche Zuordnung von Photooxidantien und Waldschadensgebieten herzustellen. Es muß aber z. B. an sonnenreichen Tagen regional begrenzt damit gerechnet werden, daß Photooxidantien-Konzentrationen von pflanzenschädlicher Wirkung erreicht werden, dabei sind gerade Spitzenbelastungen entscheidend; insoweit erscheinen dem Rat die Überlegungen von PRINZ et al. (1982) plausibel, denen auch von anderen Wissenschaftlern (z. B. REHFUESS, 1983) zunehmende Bedeutung beigemessen wird.

382. Nach den bisherigen Befunden konnte man keinen einzelnen Luftschadstoff als Alleinursache der neuartigen emittentenfernen Waldschäden identifizieren. Es spricht vieles dafür, daß die Schäden durch das Zusammenwirken mehrerer gleichzeitig oder nacheinander angreifender Schadens-

Einige wichtige diskutierte Erklärungsansätze für das Zustandekommen der Waldschäden



A. Direkte Einwirkungen auf oberirdische Pflanzenteile (Luftpfad)

(1) „Säurebildner“	→ Ferntransport über die Luft → gasförm. Immissionen	→ oberirdische Pflanzenteile	Nährstoffwechselstörungen, ober- u. unterirdisch	BAUCH
(2) „Säurebildner“	→ Ferntransport über die Luft → feuchte Deposition	→ oberirdische Pflanzenteile	Wasser-, Wuchsstoffhaushaltstörungen Wurzelschäden Symbiosestörungen	SCHÜTT, REHFUESS, ZÖTTL
(3) NO _x , CH	→ Ferntransport über die Luft, Bildung von Photooxidation	→ oberirdische Pflanzenteile	Zerstörung der Photosyntheseorgane	LIS (PRINZ et al.)

B. Indirekte Einwirkungen auf unterirdische Pflanzenteile (Bodenpfad)

(4) „Säurebildner“	→ Ferntransport über die Luft → trockene und feuchte Deposition	→ unterirdische Pflanzenteile	Mobilisierung phytotoxischer Elemente	ULRICH
			Nährstoffentzug, Stoffwechselstörung, Wurzelschäden	BAUCH

C. Kombinationswirkungen von direkten und indirekten Einwirkungen

Wege (1) bis (4) wirken wechselseitig als Vorschädigung bzw. eigentliche Schadensursache

D. Luftschadstoffe als Ursache von Vorschädigungen

faktoren, d. h. durch sog. Kombinationswirkungen hervorgerufen werden.

383. Die Erforschung solcher *Kombinationswirkungen* läuft in größerem Umfange erst an und muß unbedingt verstärkt werden. Erfolgversprechende Ansätze sieht der Rat beispielsweise in den jüngst von REHFUESS (1983) und ZÖTTL (1983) berichteten Untersuchungsergebnissen aus Waldschadensgebieten in Hochlagen des Bayerischen Waldes und des Schwarzwaldes. Dort wurden in den Nadeln kranker Fichten extremer Magnesium-Mangel, niedrige Gehalte an Calcium und z. T. an Zink, doch eine gute Versorgung mit Stickstoff, Phosphat und Kalium gefunden; in den Schwermetall- und Aluminium-Gehalten gab es keine signifikanten Unterschiede zu gesunden Bäumen. Diese Befunde werden mit einer Auswaschung von (freien) Magnesium- und Calcium-Ionen aus den Blättern durch saure Niederschläge (aufgrund von Schwefeldioxid und Stickstoffoxiden) erklärt; diese Auswaschung werde zugleich durch Ozon-Einwirkung gefördert, die die dünne äußere Nadelhaut und die Zellmembranen schädigt. Eine solche Mehrfachwirkung beruhe auf dem Wechsel zwischen Strahlungswetter mit hohen Ozonkonzentrationen und Nebeltagen mit nachfolgender hoher Blattauswaschung. Magnesium-Mangel der Nadeln führt zu einer Abnahme der Frosthärte und begünstigt den Befall mit der Fichten-Gespinstblattwespe. Auf calcium- und magnesiumarmen Böden wird der Schadensablauf beschleunigt, da die Bäume den Auswaschungsverlust nicht rasch genug ersetzen können.

384. Dieses Beispiel zeigt im übrigen, daß die Wirkung von Photooxidantien, vor allem ihre synergistische Wirkung mit anderen Schadstoffen, wie z. B. SO₂, saure Wolkentröpfchen (Nebel), im Ursachengefüge der neuen Waldschäden in Zukunft größte Aufmerksamkeit verdient. Denn die Konzentration von Photooxidantien weist bei weiter steigenden Stickstoffoxid- und Kohlenwasserstoffemissionen eine noch zunehmende Tendenz auf. Die bereits von PRINZ et al. (1982) geäußerte Vermutung einer kombinierten Einwirkung von Säure und Photooxidantien, die zur Schädigung der Nadeln und unkontrollierten Nährstoffverlusten bei Bäumen führen soll, zeigt, in welcher komplizierter Weise ein Ineinandergreifen von verschiedenen Faktoren an der Entstehung der neuartigen Waldschäden beteiligt sein könnte.

385. Bei den Kombinationswirkungen ist auch zu berücksichtigen, daß durch Einwirkung ferntransportierter Luftschadstoffe naturgegebene Schwächestände oder Anfälligkeiten der Bäume und Wälder gegen Frost, Trockenheit, Schneebruch oder Schädlingsbefall verstärkt werden können. Umgekehrt disponieren langanhaltende Einflüsse von niedrigen Schadstoffkonzentrationen die Bäume auch stärker für natürliche Schadensfaktoren.

386. Um die Übersicht über die verschiedenen Schadenswege und -hypothesen zu erleichtern, gibt der Rat in Abb. 4.4 eine synoptische Zusammenstel-

lung, die anhand der Beziehungskette emittierte Substanz — Transport/Umwandlung — Immission/Deposition — Belastungsort — möglicher Wirkungsmechanismus erlaubt, die eventuellen Schadensabläufe zu verfolgen. Es sind aber nur die vier wichtigsten Erklärungsansätze unter Nennung ihrer Verfasser sowie (unter C) die wesentlichen Kombinationswirkungen berücksichtigt worden.

4.4 Zusammenfassende Beurteilung der Schädwirkungen

387. Für eine zusammenfassende Beurteilung der Schädwirkungen knüpft der Rat an die in Abschn. 3.4 vorgenommene Einteilung der Waldschäden in drei Kategorien an, die hier wiederholt seien:

- Rauchsäden im überlieferten Wortsinn, d. h. emittentennahe Waldschäden oder Immissionschäden in der Nachbarschaft von Emittenten.
- Emittentenferne Waldschäden mit bekannten Schäd Bildern und Ursachen, die möglicherweise durch Immissionen zusätzlich gefördert werden.
- Emittentenferne Waldschäden mit neuartigen, noch ungeklärten Schäd Bildern, bei denen Zusammenhänge mit Immissionen vermutet werden.

In der unverzüglich zu verstärkenden Beobachtung und Erforschung aller Waldschäden sind diese Kategorien möglichst deutlich zu unterscheiden.

4.4.1. Rauchsäden

388. Hinsichtlich der ersten Schadenskategorie — klassische Rauchsäden — sind die Ursachen bekannt. Als Schadensursache steht der Ausstoß von Schwefeldioxid — in einigen Fällen auch von Fluorverbindungen — im Vordergrund. Der Weg der Schadstoffe von der Emissionsquelle bis zur Pflanze ist sichtbar (Rauchfahne) oder wird mittels Immissionsmessungen, Luftbildtechnik oder Ausbreitungsmodellen dargestellt. Die Schadstoffwirkungen auf Pflanzen werden mit Hilfe von Labor- und Freilanduntersuchungen erforscht. Die Pflanzenschädlichkeit von Emissionen bzw. Immissionen in der direkten Umgebung von Emissionsquellen ist damit abschätzbar. Es hat sich gezeigt, daß Beeinträchtigungen des Wachstums weit über den eigentlichen Nahbereich hinaus auftreten, den man früher für die klassischen Rauchsäden veranschlagt hat. Bei diesem Schadenskomplex haben andere Faktoren, wie eine wenig standortgerechte Bestockung oder mangelnde Waldpflege, den Schadensumfang oft noch verstärkt. Der letztlich beherrschende Wirkungszusammenhang wird davon aber nicht berührt.

4.4.2 Bekannte emittentenferne Waldschäden

389. In der zweiten Schadenskategorie, in der der Forstmann bekannten Schadbildern begegnet, sind die Wirkungsbeziehungen komplexer. Schneebruch, Frostschäden, Trocknis, unzureichende Nährstoffversorgung sowie von tierischen Schädlingen, Pilzen und Mikroorganismen hervorgerufene Baumkrankheiten treten zwar auch auf, wo eine Mitwirkung von Luftverunreinigungen praktisch ausscheidet. Beinahe zu allen Schadensverläufen dieser Kategorie können aber auch Immissionsbelastungen eine wesentliche Ursache bilden, sei es, daß die Waldbestände der natürlichen Herausforderung sonst standgehalten hätten, sei es, daß die Schäden sonst zumindest geringer ausgefallen wären und die Bestände sich rascher regenerieren könnten. So erhöhen z. B. Schwefeldioxid oder Ozon spezifische Anfälligkeiten von Nadelhölzern, insbesondere von Fichten, gegen Frost, Trocknis und Schädlinge. Aber auch andere Luftschadstoffe können direkt über die Pflanze oder indirekt über den Boden Schadensverläufe nachteilig beeinflussen. Wie hoch jeweils der immissionsseitige ursächliche Beitrag ist, läßt sich weder verallgemeinern, noch auch nur von Fall zu Fall verlässlich ermitteln. Was die Wirkung von Schwefeldioxid angeht, hält man Jahresmittelwerte über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ bei Fichten bereits für bedenklich, aber auch Konzentrationen zwischen 20 und $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ für wachstumshemmend. Hinzu kommt, daß letztlich noch nicht geklärt ist, wie weit kurzzeitige Spitzenbelastungen geeignet sind, die Schadensverläufe bis hin zum Auftreten bekannter Schadbilder auszulösen oder zu verstärken.

4.4.3 Neuartige emittentenferne Waldschäden

390. Bei den seit Mitte der 70er Jahre auftretenden neuartigen Waldschäden dürften die Wirkungszusammenhänge noch erheblich vielschichtiger als bei der zweiten Kategorie sein. Da insbesondere Tannen- und Fichtenbestände nahezu zeitgleich an ganz verschiedenen Standorten betroffen sind und sich das Schadenssyndrom von den ersten Schadenszentren aus schnell ausbreitet, drängte sich die Vermutung auf, daß ihm eine bestimmte neue Schadensursache oder vielmehr Ursachenkombination zugrundeliegen müsse, die überall wirksam sei. Aufgrund der nahezu schockartigen neuen Schadwirkung richtete sich die besondere Aufmerksamkeit der Fachleute und auch der Öffentlichkeit auf mögliche natürliche oder anthropogene Ereignisse, die sich bis Mitte der 70er Jahre noch nicht gezeigt hatten, seitdem aber zumindest mit großer Wahrscheinlichkeit nachgewiesen werden können.

391. Zu den natürlichen Ereignissen, die als Schadensursachen diskutiert wurden, gehören die lange Trockenperiode im Jahre 1976, der extreme Temperatursturz in Süddeutschland in der Silvesternacht 1978/79 sowie massenhaftes Auftreten von Schädlingen, wie z. B. der Fichtenspinnblattwespe oder von Schadpilzen, wie sie auf den Nadeln absterbender Tannen in Niederbayern in ungewöhnlicher Menge entdeckt wurden. Diese Ereignisse können

die Gesamtheit der neuartigen Schäden aber weder abdecken noch erklären.

392. Unter immissionsseitigen Ursachen, die dafür in Betracht kommen könnten, sieht die Landesanstalt für Immissionsschutz des Landes Nordrhein-Westfalen Photooxidantien an erster Stelle. Nach ihrer Darstellung, die allerdings kaum durch Messungen belegt ist, sind wahrscheinlich im Jahre 1976 außergewöhnlich hohe und andauernde Ozonbelastungen aufgetreten, vornehmlich in Süddeutschland. Seitens der Landesanstalt wird jedoch betont, daß die Einwirkung von saurem Nebel in bestimmten Hanglagen der Gebirge sowie dessen Zusammenwirken mit Photooxidantien als mögliche Schadensursachen in Frage kommen.

Aber auch kurzzeitige Spitzenbelastungen mit weiteren Luftschadstoffen könnten großräumig eine Rolle gespielt haben, zumal nur vergleichsweise wenige Schadstoffe mit Kurzzeitwerten gemessen worden sind.

393. Der sog. Saure Regen kann die Bodenbeschaffenheit nicht in allen Schadensgebieten gleichzeitig und plötzlich verändert haben; die neuartigen Schadbilder erstrecken sich teilweise über Standorte mit guter wie schlechter Nährstoffversorgung und Pufferwirkung, die sogar einander benachbart sind.

394. Schließlich können nach der Überzeugung des Rates für die neuartigen Waldschäden aber auch verbreitete latente Schwächezustände oder Anfälligkeiten der Bäume, sog. unsichtbare Vorschäden, wesentlich mitverantwortlich sein. Der Tod von Bäumen ist nach gängiger forstlicher Auffassung im allgemeinen das Endstadium eines längeren Siechtums, dessen Ursachen unter Umständen 10 Jahre und mehr zurückliegen können. In allen Gebieten, in denen die neuartigen Schäden beobachtet wurden, gibt es Anhaltspunkte dafür, daß latente Schwächezustände und Anfälligkeiten vorgegeben waren, wenn auch ganz unterschiedlicher Natur. Bald läßt sich eine schlechte Nährstoffversorgung über den Boden, bald eine relativ hohe immissionsseitige Belastung an bestimmten Schadstoffen, bald eine Vorschädigung durch Frost oder Trocknis belegen.

Entsprechende Vitalitätseinbußen der Bäume sind aktuell an einer Herabsetzung der Netto-Photosynthese-Leistung erkennbar; für die Vergangenheit kann man sie aus der Verminderung der Jahresringbreiten des Baumstammes ableiten.

So berichtete BAUCH (1983), daß bei knapp 100 geschädigten Tannen und Fichten von sechs verschiedenen Standorten bereits seit 1949 schmalere Jahresringe festgestellt wurden als bei gesunden Bäumen der gleichen Stellen. Noch liegen aber zu wenige gesicherte Daten vor, die auf solche Vorschäden schließen lassen. Indessen dürfte die intensive Beobachtung, unter der die meisten Waldbestände in den Forstbetrieben seit langem stehen, bei entsprechender Nachforschung noch genügend Hinweise verfügbar machen, die zur Schadensklärung verwendet werden können.

395. Die Vorschadens-Hypothese erscheint plausibel, führt aber letztlich zu einer Verschiebung der Ursachensuche von der Gegenwart in die Vergangenheit und macht die Schadensaufklärung verwickelter. Denn auch hier stellt sich die Frage nach der Beteiligung von Luftschadstoffen.

Für kein Schadensgebiet läßt sich die Möglichkeit ausschließen, daß, was auch immer der großräumig auslösende Faktor gewesen sein mag, auch eine Vorbelastung der Luft mit bestimmten Schadstoffen mit ursächlich gewesen sein kann. Der Nachweis, daß ein solcher Wirkungszusammenhang besteht oder daß dafür eine hohe Wahrscheinlichkeit spricht, kann freilich nicht für alle Schadenskomplexe geführt werden. Erst recht ist eine Aussage darüber nicht möglich, wie hoch der quantitative Beitrag zu veranschlagen ist, der immissionsseitig verursacht worden ist und der insbesondere einem bestimmten Schadstoff zugerechnet werden kann.

Auch hier spielt wieder die Unsicherheit darüber eine Rolle, in welchem Maße kurzzeitige Spitzenbelastungen die Widerstandskraft von Nadelhölzern ähnlich herabsetzen können, wie dies für chronische Belastungen, die sich in Jahresmittelwerten ausdrücken, belegt ist.

396. Unabhängig von allen Bemühungen, eine seit Mitte der 70er Jahre wirkende neue Schadensursache oder eine Ursachenkombination für das Waldsterben zu finden, hält der Rat es daher für unerlässlich, den wesentlichen Faktoren nachzugehen, die über einer Verminderung der Widerstandskraft der Wälder die Entstehung von Waldschäden begünstigen. Der Reduzierung des Ausstoßes an relevanten Luftschadstoffen kommt in diesem Zusammenhang besondere Bedeutung zu. Aber auch forstliche Maßnahmen sind zu erwägen, die die spezifische Anfälligkeit der Wälder für natürliche wie immissionsseitige Schadensursachen mindern.

5. GRUNDSÄTZLICHE UMWELTPOLITISCHE FOLGERUNGEN

5.1 Industrielle Entwicklung und Forstwirtschaft

397. Wachstumsstörungen, Erkrankungen und sogar das Absterben von Wäldern sind für einen Forstfachmann nichts Ungewöhnliches. Er weiß auch, daß für solche Erscheinungen nicht immer klar abgrenzbare Ursachen ermittelt werden können. Solange sich Waldschäden innerhalb der Schwankungsbreiten bewegen, die sich mit den forstlichen Erfahrungen der letzten 200 Jahre decken, brauchen sie an sich kaum eine besondere Aufmerksamkeit der Umweltpolitik zu beanspruchen.

Art und Ausmaß der seit Mitte der 70er Jahre beobachteten Waldschäden sind von überlieferten forstlichen Erfahrungen her nicht mehr zu erklären. Die seitdem aufgetretenen Schadbilder sind neuartig, sie ergreifen immer mehr Waldbestände, die ganz unterschiedliche Lebensbedingungen aufweisen. Die Gefahr großflächiger Waldzerstörungen ist nicht mehr von der Hand zu weisen.

398. In Europa sind historisch zwei großräumige Waldzerstörungen bekannt. Die erste ist die weitgehende Vernichtung der Wälder des Mittelmeerraumes mit zum Teil nicht wiedergutzumachenden Folgen. Die zweite ist die Waldzerstörung in Mittel- und Westeuropa zwischen dem 15. und 18. Jahrhundert. Sie verlief dank des humiden Klimas zögernder und konnte seit Ende des 18. Jahrhunderts aufgefangen werden, da auf den degradierten Böden eine Wiederbewaldung mit Nadelbäumen erfolgreich war.

Diese beiden historischen Waldzerstörungen beruhen auf mangelhaften Kenntnissen im Umgang mit

dem Naturgut Wald, auf unzureichender Waldpflege und auf der Unkenntnis der Bedeutung des Waldes für die gesamte Kulturlandschaft. Heute ist dieses Wissen jedoch verfügbar und kann daher in vollem Umfang mobilisiert werden, um eine dritte große Waldzerstörung verhindern zu helfen.

399. Die Kalamität, die die Bundesrepublik Deutschland mit den neuen Waldschäden unerwartet und unvorbereitet getroffen hat, gibt Veranlassung, grundsätzliche Erwägungen sowohl über die Folgen der industriellen Entwicklung als auch über die Forstpolitik anzustellen. Zur Beurteilung der Situation scheinen dem Rat zwei Gesichtspunkte von Bedeutung zu sein:

— Seit dem umweltpolitischen Aufbruch der 70er Jahre ist in der Öffentlichkeit das Bewußtsein für die Gefährdung und Empfindlichkeit der natürlichen Umwelt außerordentlich gestärkt worden. Das Bestreben, diese insbesondere vor schädlichen technisch-zivilisatorischen Einflüssen zu schützen, schließt — häufig unbewußt — die Zielvorstellung ein, für die natürliche Umwelt einen völlig belastungsfreien Zustand herbeizuführen. Dieses Ziel ist utopisch. Worauf es ankommt, ist, Maßstäbe für die wünschenswerte Verringerung der Umweltbelastungen zu entwickeln. Naturschützer sind geneigt, diese Maßstäbe in der Vergangenheit zu suchen, entweder in der vorindustriellen Zeit (d. h. etwa bis Ende des 18. Jahrhunderts) oder gar in einer menschlich unbeeinflußten Natur, die obendrein trotz aller Erkenntnisse der Evolutionslehre im Grunde als unveränderlich und zeitlos angesehen wird. Die technisch-zivilisatorische Entwicklung der letzten 150 bis 200 Jahre muß mit allen ihren positiven und negativen Einflüssen als ein

Bestandteil der Evolution betrachtet werden. Eine bestimmte Grundbelastung für die gesamte Umwelt ist damit unvermeidlich verbunden. Umstritten ist jedoch, in welchem Ausmaß eine solche Grundbelastung hingenommen werden kann und soll.

- Der Wald wird auch als Wirtschaftswald von der Mehrzahl der Bürger der natürlichen Umwelt zugerechnet und als schutzwürdig angesehen; er verkörpert in der Regel auch die naturgemäße Art der Bodennutzung. Daher rühren auch die beträchtlichen Gemeinsamkeiten der Forst- und der Naturschutzpolitik; auf dieser Grundlage beruhen auch die Forderungen, zumindest die Wünsche der Forstwirtschaft, nach einer belastungsfreien Umwelt, die sich gelegentlich bis zu der Forderung nach einer „Null-Emission“ steigern. Hier liegt die tiefere Ursache der oft unüberbrückbar erscheinenden Gegensätze zwischen industrieller Entwicklung auf der einen, Waldwirtschaft und Naturschutz auf der anderen Seite.

400. Wahrscheinlich beruht das neue Waldschadens-Syndrom — wie in Kap. 4 näher ausgeführt — auf einem vielschichtigen Zusammenspiel zwischen natürlichen und anthropogenen Ereignissen und Vorgängen. Dieses schien zunächst mehr im Verborgenen gewirkt zu haben, trat dann aber infolge eines bestimmten zusätzlichen Einflusses unter ganz unterschiedlichen Bedingungen fast gleichzeitig sichtbar in Erscheinung. Nach geläufigen umweltpolitischen Vorstellungen liegt es nahe, Gegenmaßnahmen zunächst oder gar ausschließlich bei möglichen naturfremden Eingriffen anzusetzen. Die Kompliziertheit der Zusammenhänge und die vorher erwähnten grundsätzlichen Erwägungen gebieten jedoch eine umfassendere Strategie, für die zunächst die Situation der Wälder gemäß den Ausführungen in Kap. 3 und 4 erörtert sei.

401. Die von der Mehrzahl der Bürger angenommene weitgehende Identität von Wald und „Natur“ entspricht nicht den Tatsachen. Der heutige Wald verdankt seine Entstehung und Unterhaltung überwiegend den waldbewirtschaftenden Menschen. Dies bedeutet freilich nicht, daß der Wirtschaftswald weniger Schutz verdiene als die wilde Natur; er ist u. a. wegen seiner überregionalen günstigen Wirkungen auf Klima, Boden und Wasserhaushalt ebenso schutzwürdig wie jene und genießt ja auch den Schutz der Waldgesetze.

Bekanntlich blieben dem Wald in der Regel nur die geringerwertigen oder für andere Landnutzungen sonst wenig geeigneten Standorte überlassen. Durch jahrhundertelange Mißwirtschaft und Ausbeutung bis ins 19. Jahrhundert wurden sie oft noch zusätzlich verschlechtert. Daher konnten anstelle der bodenständigen Laubbäume oft nur die genügsameren Nadelbaumarten angebaut werden, wobei das Risiko höherer Empfindlichkeit, z. B. wegen Anbaues außerhalb des natürlichen Verbreitungsgebietes oder auf wenig geeigneten Standorten, zunächst nicht bekannt war und sich oft erst nach Jahrzehnten zeigte. In der Tat verfügte die Forst-

wirtschaft des 19. Jahrhunderts — aus dem die heutigen Altbestände stammen! — bei der Standort- und der Baumartenwahl noch nicht über die heutigen Erkenntnisse und mußte praktisch davon ausgehen, daß die wirtschaftlich bevorzugten Baumarten auf den meisten Waldstandorten auch gut gedeihen würden. Schon gar nicht brauchte außerhalb der eigentlichen Industriegebiete auf mögliche Immissionseinflüsse Rücksicht genommen zu werden.

Mit dem Fortschritt der Standortforschung wurde die Forstwirtschaft immer besser an die Boden- und Klimabedingungen angepaßt und die Baumartenwahl sorgfältiger vorgenommen, um Waldbestände von optimaler Wuchskraft und Widerstandsfähigkeit gegen nachteilige Einwirkungen zu erzielen. Solche wurden aber in erster Linie immer noch aus der Natur (z. B. Sturm, Schneebruch, Trockenheit, vgl. Abschn. 4.2) und — gerade in industriefernen Gebieten — nicht von menschlichen Einflüssen wie Immissionen erwartet.

402. Mit der technisch-industriellen Entwicklung der letzten 150 Jahre ist aber, wie vorher dargelegt, eine höhere Grundbelastung der Umwelt unabänderlich — gleichsam schicksalhaft — verbunden, so sehr auch der Ausstoß an Luftschadstoffen vermindert wird. Sofern Tannen- und Fichtenwälder an ungünstigen Standorten oder unter sonst schwierigen Lebensbedingungen auch schon durch geringe Luftverunreinigungen im Bereich von 0,02 mg/m³ Schwefeldioxid im Jahresmittel beeinträchtigt werden, sind die Möglichkeiten der Luftreinhaltepolitik bald erschöpft. Je mehr Schadstoffe als potentiell waldschädigend erkannt werden, desto unwahrscheinlicher wird es, daß man irgendwann einmal alle Wälder vor allen Immissionsbelastungen bewahren könnte.

Die neuartigen Schäden, die nunmehr in den Waldökosystemen Mitteleuropas auftreten, lassen deutlicher als bisher die schwerwiegenden Nachteile erkennen, die aus einer mehr als 100jährigen unkoordinierten Entwicklung von Technik und Industrie einerseits, land-, forst- und wasserwirtschaftlicher Nutzung sowie Naturschutz und Landschaftspflege andererseits erwachsen sind. Angesichts der Bedeutung des Waldes für die ganze Biosphäre und damit für die menschliche Existenz müssen die Waldschäden als ein ernstes Alarmzeichen betrachtet werden: Danach sind Maßnahmen sowohl im Bereich industrieller Verursachung als auch solche im Bereich der Forstwirtschaft und Landschaftspflege erforderlich. Die Belastbarkeit der Waldökosysteme und ihre Anpassungsfähigkeit an langfristig wirkende Veränderungen sind offenbar überschätzt worden.

403. In das unbestrittene forstwirtschaftliche Ziel, wüchsige und ertragreiche Waldbestände mit einem Höchstmaß an „Wohlfahrtswirkungen“ zu schaffen und zu unterhalten, müssen — in noch stärkerem Maße als bisher schon erkennbar — Gesichtspunkte der Immissionsresistenz einbezogen werden, um zu einer umfassenden Konzeption für eine „resistenzorientierte Forstwirtschaft“ zu gelangen.

Die schrittweise Einschränkung der Schadstoffemissionen an den Quellen und die weitere Anpassung der Forstwirtschaft an unternehmensgesellschaftliche Rahmenbedingungen müssen Hand in Hand gehen. Dabei ist sich der Rat bewußt, daß die Anpassungsfähigkeit biologischer Systeme, insbesondere langlebiger Waldökosysteme, an eine technisch geprägte Umwelt wesentlich begrenzter ist als die Anpassungsfähigkeit technischer Systeme an biologische Gegebenheiten. Ebenso sehr berücksichtigt der Rat dabei, daß die Forstwirtschaft als eine in besonderem Maße raum- und naturgebundene Wirtschaft nur ganz langsam und in beschränktem Umfang wirtschaftliche Umstellungen vorzunehmen vermag (MANTEL, 1961). Außerdem muß sie — in Zukunft vermutlich noch mehr als heute — auf Belange des allgemeinen Wohls Rücksicht nehmen.

404. Im großen und ganzen war es bislang nur im Ruhrgebiet erforderlich, waldbauliche Folgerungen aus der Tatsache zu ziehen, daß dort auf lange Sicht keine normalen Lebensbedingungen für Nadelwälder mehr gegeben sind und sich auch nicht wieder herstellen lassen. Der Anbau immissionsresistenter Laubwälder war ein deutliches Zeichen einer abgestimmten Siedlungs-, Industrie- und Forstpolitik. Dabei muß daran erinnert werden, daß im Ruhrgebiet Laubwälder heimisch sind, Nadelhölzer nicht. Die Bestockung mit Laubwäldern, obwohl von Rauchschäden veranlaßt, stellte also im Grunde eine Wiederherstellung naturnäherer Verhältnisse dar. In dieser Hinsicht sollte der Vorgang keineswegs als Kapitulation vor der Umweltverschmutzung mißdeutet werden. Außerhalb des Ruhrgebietes hatte die staatliche und private Forstwirtschaft bisher kaum Anlaß, bei Aufforstungen oder Verjüngungen der Auswahl der Baumarten und bei allen weiteren waldbaulichen Maßnahmen den Immissionsbelastungen Rechnung zu tragen. Der Rat merkt hier an, daß die forstliche Praxis auch unabhängig von umweltpolitischen Gesichtspunkten mit verschiedenen Problemen belastet ist und auf Kritik stößt, u. a. wegen einseitiger Bevorzugung der Fichte, des Rückganges von Laub- und Mischwäldern oder Hinnahme eines zu hohen Wildbestandes auf Grund jagdlicher Interessen. Die Lösung dieser Probleme ist unter dem Druck der neuen Waldschäden dringender als zuvor.

405. Wo komplexe natürliche und menschlich bedingte Einflüsse zusammenwirken und die Entwicklung der Wälder sowie deren spezifische Schadensempfindlichkeit bestimmen, dürfte die Forstwirtschaft für eine allmähliche Anpassung der Wälder an neue oder veränderte Bedingungen noch beachtliche Möglichkeiten haben und sollte diese voll ausschöpfen. So lassen sich durch noch gezieltere Wiederaufforstungs- und Pflegemaßnahmen als bisher manche Mängel oder Schwächen im Wald vermeiden oder ausgleichen. Wo freilich Gebirgswälder aus Tannen und Fichten das neuartige Schadenssyndrom zeigen, erscheinen Gegenmaßnahmen waldbaulicher Art auf längere Sicht kaum vorstellbar, zumal Bestände mit günstigen und mit ungünstigen Entwicklungsbedingungen fast gleichzeitig gleichstark betroffen sind.

5.2 Vorsorgeprinzip und Schutz der Wälder

406. In der Bundesrepublik Deutschland ist die Luftreinhaltepolitik seit langem darauf gerichtet, Ursachen für bereits eingetretene Schädigungen der Wälder zu beseitigen und entsprechende Gefahren für künftige Waldschäden abzuwehren.

Bei der Genehmigung von Anlagen, die forstlich relevante Luftschadstoffe emittieren, ist zwischen Maßnahmen des klassischen Immissionsschutzes und solchen der Vorsorge zu unterscheiden (§ 1 Bundes-Immissionsschutzgesetz).

Läßt sich die Verbreitung der Emissionen aus einer bestimmten Anlage bis zu den beobachteten oder erwarteten schädlichen Auswirkungen im Einwirkungsbereich exakt verfolgen, ist eine gezielte quellenbezogene Ursachenbekämpfung möglich. Nach § 6, § 5 Ziff. 1 BImSchG darf die Genehmigung für eine solche Anlage nur erteilt werden, wenn sichergestellt ist, daß erhebliche Nachteile für die Allgemeinheit und die Nachbarschaft nicht hervorgerufen werden können. Wieweit die Eigentümer benachbarter Forsten sich gegen Anlagen erfolgreich zur Wehr setzen können, war aber dennoch bisher weithin unklar. Die neue TA Luft vom 23. 2. 1983 unternimmt es, die dabei erforderliche Abwägung der Interessen zu verdeutlichen; verbindliche Pflanzenschutzwerte, bei deren Überschreitung die Anlage in keinem Fall hingenommen zu werden braucht, sind aber nach wie vor nicht fixiert. Erst recht bereitet es Schwierigkeiten, den Schutzbereich klar zu umreißen, den Waldbestände aus Gründen des Wohls der Allgemeinheit, also wegen ihrer Bedeutung für den Naturhaushalt und als Landschaftsbestandteile, genießen. Wegen der Vielschichtigkeit der in diesem Zusammenhang erforderlichen Abwägungen dürften die Möglichkeiten der gezielten quellenbezogenen Ursachenbekämpfung mit der neuen TA Luft auch zunächst erschöpfend umschrieben sein. Sind danach schon Waldschäden im Einwirkungsbereich nicht schlechthin durch gezielte Auflagen auszuschließen, reicht das Instrumentarium erst recht nicht aus, um Beeinträchtigungen von Wäldern über den Ferntransport von Schadstoffen zu erfassen. Wo die Zuordnung von Emissionen zu bestimmten Emittenten versagt, gibt es keine Genehmigungshindernisse und keine gezielte Schadensabwehr mittels Reinigungsaufgaben. Erst recht ist mit diesem Instrumentarium nichts auszurichten, wenn es darum geht, daß bestimmte Schadstoffe unter ungünstigen Bedingungen die Anfälligkeit von Waldbeständen erhöhen oder wenn noch unbekannte Ursache-Wirkungs-Beziehungen eine Rolle spielen.

407. Daher ist der Schutz der Wälder vor Beeinträchtigungen über den Ferntransport von Luftschadstoffen im wesentlichen von der Vorsorge nach § 6, § 5 Ziff. 2 BImSchG zu gewährleisten. Der Rechtsbegriff der Vorsorge stimmt mit dem umgangssprachlich verwendeten Vorsorgebegriff nicht vollständig überein, indem er sich von bekannten oder vermuteten Schädlichkeitsschwellen löst. Da-

nach können Vorsorgemaßnahmen zwar mehr bewirken als zur Schadensabwehr an sich erforderlich wäre, für sich allein genommen aber auch hinter dem Erforderlichen zurückbleiben.

408. Die Vorsorge nach dem Bundes-Immissionschutzgesetz strebt eine Reduzierung des Schadstoffausstoßes an der Quelle an, ohne sich dabei jeweils an bestimmten, etwa für die Wälder relevanten Schädlichkeitsschwellen zu orientieren. Durch Einsatz verfügbarer Vermeidungstechnologien sollen die Schadstoffemissionen soweit reduziert werden, daß Schäden z. B. an den Wäldern möglichst gar nicht erst entstehen können. Den Betreibern der betreffenden Anlagen wird die Verpflichtung auferlegt, die nach dem Stand der Technik verfügbaren Maßnahmen zur Reduzierung des Schadstoffausstoßes auch dann anzuwenden, wenn nicht nachweisbar ist, daß sonst mit Waldschäden oder mit entsprechenden konkreten Gefahrenlagen gerechnet werden müßte. Daher werden für alle Anlagen der betreffenden Art technische Anforderungen festgesetzt, denen der Betreiber im Einzelfall genügen muß, ohne daß sein Einwand rechtlich relevant und zulässig wäre, unter den gegebenen Verhältnissen würde es nicht zu Schäden oder konkreten Gefahrensituationen kommen.

409. Die Vorsorgepolitik darf freilich nicht dahin mißdeutet werden, als ob es dabei allein oder in erster Linie um die Verminderung bei noch unbekanntem Ursache-Wirkungs-Beziehungen gehe; sie dient gleichermaßen der unmittelbaren Schadens- und Gefahrenabwehr im Umkreis von Ballungsgebieten und Industriezentren, der Reduzierung bekannter Schadensursachen, die sich über den Transport der Luftschadstoffe auch in emittentfernen Gebieten auswirken können, sowie der „reinen“ Vorsorge vor möglichen neuartigen Wirkungsmechanismen.

— Wo im Umkreis von Ballungsgebieten oder Industriezentren die Zuordnung der Schadstoffbelastungen zu bestimmten Emittenten nicht mehr möglich ist, wird die Reinigung der Abgase nach dem Stand der Technik schon verlangt, um klassische Rauchschäden zu beseitigen oder die Gefahr des Eintritts solcher Schäden zu vermindern. Wegen der Vielzahl und der Gemengelage der unterschiedlichen Quellen der Luftverunreinigung ist kaum anderes als konsequente Vorsorge, also allgemeine ungezielte Emissionsminderung, möglich, um die Wälder im Einwirkungsbereich auch vor direkten Immissionschäden zu bewahren.

— Beim Schutz der Wälder vor Beeinträchtigungen über den Ferntransport von Luftschadstoffen handelt es sich zunächst darum, bekannten Schadwirkungen von Luftschadstoffen zu begegnen. So ist nicht zu bezweifeln, daß oberhalb einer SO_2 -Belastung von $0,05 \text{ mg/m}^3$ Waldschäden auftreten können; viele Waldgebiete fernab von Großemittenten weisen schon entsprechende Jahresmittelwerte auf. Unter sonst ungünstigen Wachstumsbedingungen können

wahrscheinlich auch bereits geringere Belastungen zu Waldschäden führen.

— Daß über den Ferntransport von Luftschadstoffen spezifische Schwächezustände und Anfälligkeiten der Waldbestände gegen Schneebruch, Frost, Trockenheit, Schädlingsbefall und anderes hervorgerufen oder verstärkt werden können, entspricht ebenfalls einem bekannten Wirkungszusammenhang. Vorsorge zielt darauf ab, die Widerstandskraft der Forsten zu erhalten oder wieder herzustellen, auch gegenüber neuen Krankheiten oder den Auswirkungen bisher noch nicht beobachteter Immissionschocks oder neuartigen synergistischen Effekten.

— Die Verbesserung der Vermeidungstechnik für eine ganze Bandbreite von Luftschadstoffen zielt allerdings letztlich auch noch darauf ab, jenseits bekannter oder vermuteter Ursache-Wirkungs-Beziehungen Schadstoffrisiken abzubauen oder nicht erst zur Entstehung kommen zu lassen.

410. In diesem Zusammenhang wird gewissermaßen eine Doppelstrategie der Vorsorgepolitik zum Schutz der Wälder erkennbar: Sie richtet sich gegen bekannte Ursachen dafür, daß die Bäume schwächer oder anfälliger werden; sie richtet sich gleichzeitig aber unmittelbar gegen das Entstehen auch neuartiger Faktoren oder Faktorkombinationen, die Schäden auslösen könnten.

Auch eine solche „reine“ Vorsorge gegen mögliche Wirkungsmechanismen bedeutet nicht Verzicht auf zielgerichtete Umweltauforderungen, gewissermaßen Vermeidungstechnik um ihrer selbst willen: Sie kann aber für sich in Anspruch nehmen, geringeren Begründungszwängen unterworfen zu sein als eine Politik der gezielten Gefahrenabwehr. Die Emissionsminderung kann schon verlangt werden, wenn objektive Anhaltspunkte dafür vorhanden sind, daß die betreffenden Schadstoffe allein oder im Zusammenwirken mit anderen Faktoren Schäden herbeiführen können. Eine Konkretisierung der Ursache-Wirkungs-Abläufe, der Ursachenbeiträge und Schadensausmaße braucht nicht abgewartet zu werden. Es genügt, daß sich Gefährdungspotentiale abzeichnen; d. h. Plausibilität reicht aus. Welche Einschränkungen sich jeweils aus dem Verhältnismäßigkeitsprinzip ergeben, bedarf allerdings besonderer Prüfung. Wichtig ist jedoch, daß Vorsorgemaßnahmen auch dann voll gerechtfertigt bleiben, wenn sich im nachhinein einmal ergäbe, es wäre mehr Emissionsminderung als zum Schutz der Wälder notwendig erreicht worden.

411. Da Vorsorgepolitik demnach auf nachweisliche, wahrscheinliche und auch — unter der Voraussetzung des Vorliegens hinreichender objektiver Anhaltspunkte — vermutete Ursache-Wirkungs-Beziehungen abgestützt sein kann, liegt es indes auf der Hand, daß hinter den jeweils verlangten Emissionsminderungen für bestimmte Schadstoffe ganz unterschiedliche „Begründungsprofile“ stehen können. Nicht immer brauchen „Beweiserleichterungen“ dafür in Anspruch genommen zu werden. Oft

werden zur Rechtfertigung der Vermeidungsanstrengungen bei bestimmten Schadstoffen gewissermaßen gestaffelte Schadenshorizonte herangezogen, wobei es zwischen selbst dem Schadensumfang nach klar umrissenen Schadenskomplexen und „entlegenen“ wirklichen oder potentiellen Schäden viele Zwischenstufen gibt. Ein wichtiges Beispiel liefert der Ausstoß von Schwefeldioxid: Schäden an Wäldern, Bauwerken und Denkmälern in der Nähe von Industriekomplexen sind nachweisbar und quantifizierbar, wahrscheinliche Schädwirkungen reichen weit darüber hinaus, vermutete gibt es gewissermaßen in allen Teilen des Bundesgebietes.

412. Die Bundesregierung hat die Bemühungen, den Gesamtausstoß von Schwefeldioxid und anderen Luftschadstoffen abzubauen, bisher stets auf den Gedanken der Vorsorge gestützt und dabei ein breites Begründungsprofil in Anspruch genommen. Es ging schon bei der TA Luft 1974 darum, die Begrenzung der Emissionen für Schwefel- und Stickstoffoxide und andere potentiell schädigende Komponenten bei neuen und alten Anlagen nach dem Stand der Technik schrittweise durchzusetzen, um die Schadstofffracht im ganzen abzubauen und dabei insbesondere die bekannten und bedeutenden Schäden an Wäldern, Bauwerken und Denkmälern im Einwirkungsbereich zu beseitigen. Auch die seit 1977 laufenden Arbeiten an einer Großfeuerungsanlagen-Verordnung waren auf ein entsprechendes breites Begründungsprofil gestützt. Dabei wurde das ganze Spektrum der potentiell schädigenden Abgasinhaltsstoffe ausgewogen erfaßt. Die Emissionsbegrenzung für Schwefeldioxid stellte auf Gründe des Schutzes der Gesundheit des Menschen von Tieren und Pflanzen, von Bauwerken und Denkmälern allgemein ab. Auch die Forderung nach einer Rauchgasentschwefelung fand ihre Begründung primär in bekannten oder höchstwahrscheinlichen Ursache-Schadens-Verläufen; sie wurde in keiner Weise davon abhängig gemacht, daß zwischen dem Ferntransport von Schwefeldioxid und bestimmten Waldschäden in Reinluftgebieten ein Zusammenhang hergestellt werden kann. Dementsprechend war die Vorsorge auf lange Sicht und auf gleichmäßige Durchsetzung angelegt, unbeeinflusst von dem jeweiligen Stand der Erforschung von Waldschäden, die über den Ferntransport verursacht sein können.

413. Seitdem durch eine Reihe von publikumswirksamen Berichten über „sauren Regen“ und Waldsterben in den Medien leidenschaftliche politische Auseinandersetzungen darüber ausgelöst worden sind, was zum Schutze der Wälder geschehen könne und müsse, ist weiterhin der Eindruck entstanden, Entscheidungen über Gegenmaßnahmen würden jetzt schon überwiegend auf der Ebene der Beseitigung erwiesener Schadensursachen, nicht mehr der bloßen Vorsorge getroffen werden. Die Ursachenlage wurde vereinfacht, ungeklärte forst-epidemiologische Zusammenhänge wurden als gesichert dargestellt, die Kraftwerke mit ihren Schwefeldioxidemissionen als Hauptverantwortliche für das Waldsterben bezeichnet. Diesem Sog hat sich

die Umweltpolitik kaum entziehen können; zumindest die publizistische Begleitung der umweltpolitischen Beschlüsse des Kabinetts vom 1. 9. 1982 mußte so verstanden werden, als ob man mit einer scharfen Reduzierung der Schwefeldioxidemissionen bei Kraftwerken gewissermaßen die Wurzel des Übels gepackt habe. Die Großfeuerungsanlagen-Verordnung wird als eine Art therapeutische Antwort auf die Herausforderung gesehen, vor die sich die Umweltpolitik angesichts der neuen Waldschäden gestellt sieht; dabei kam dem Emissionsgrenzwert von 400 mg/m³ Schwefeldioxid, der mit der Rauchgasentschwefelung bei allen neu zu genehmigenden Anlagen ab 400 MW Feuerungswärmeleistung erreicht werden soll, die wichtigste Signalwirkung zu. Die Unsicherheit der Diagnose wurde mehr und mehr verdrängt.

414. Vor diesem Hintergrund sieht sich der Rat zu dem Hinweis veranlaßt, daß die umweltpolitischen Entscheidungen, die jetzt zum Schutz der Wälder getroffen werden müssen, nach wie vor ihren Schwerpunkt in der Vorsorge haben und daher auf ein breites Begründungsprofil gestützt bleiben müssen. Die Rauchgasentschwefelung rechtfertigt sich bereits aus vielen nachweisbaren Schädwirkungen des Schwefeldioxids, wobei Waldschäden im Nahbereich und darüber hinaus schon erhebliches Gewicht haben. Eine entsprechende gezielte Ursachenbeseitigung kann nicht allgemein in Betracht kommen, wo Waldschäden fernab von Industriezentren mit Schwefeldioxid in Zusammenhang gebracht werden. Selbst drastische Anstrengungen in der Emissionsminderung können hier nicht als verlässliches Gegenmittel betrachtet werden.

Was die Emissionsminderung insbesondere bei Schwefeldioxid rechtfertigt, ist also Vorsorge, wobei der Rat, um die Erwartung einer Entlastung auch der emittentferner gelegenen Wälder in die richtigen Bahnen zu lenken, deutlich zwischen bekannten Waldschäden und dem Auftreten eines neuartigen Waldschadens unterscheidet.

415. Soweit Luftreinhaltepolitik auf den Abbau von Waldschäden mit bekannten Schadbildern abzielt, spricht viel dafür, daß die angestrebte Minderung der SO₂-Emissionen sich auf dieses komplexe Geschehen im ganzen günstig auswirken wird, zumal mit der Rauchgasentschwefelung auch andere weiträumig verfrachtete Schadstoffe vermindert werden. Ob das Ausmaß dieser Waldschäden in dem Verhältnis abnehmen wird, in dem der Gesamtausstoß an SO₂ zurückgeht, ist freilich offen.

Was jedoch das Auftreten eines neuartigen Schadenssyndroms im Schwarzwald, im Bayerischen Wald, im Fichtelgebirge und im Harz angeht, können die Vorsorgemaßnahmen nicht ohne weiteres mit entsprechenden Erwartungen verknüpft werden.

416. Das gleichzeitige Auftreten dieser Waldschäden unter gänzlich verschiedenen Standort-, Klima- und Immissionsbedingungen könnte die Annahme eines einheitlichen, überall entweder auf Dauer oder schockartig wirkenden auslösenden Faktors

nahelegen, der noch nicht in Betracht gezogen worden ist. Bei dieser Sachlage wäre eine Abschätzung, wieweit auch in diesem Zusammenhang etwa die (unterschiedliche) SO_2 -Belastung als verstärkende Ursache eine Rolle gespielt haben könnte, allzu vage. Erwiese sich später, daß der SO_2 -Belastung hier keine oder nur eine relativ unbedeutende Mitwirkung an dem neuartigen Schadenssyndrom zuzurechnen ist, würde dies die Richtigkeit einer angemessenen Vorsorgepolitik, wie dargelegt, nicht im nachhinein in Frage stellen — die vorschnelle Behauptung einer klaren Ursache-Wirkungs-Beziehung, die als zusätzliches politisches Argument heute gelegen kommen dürfte, würde sich dann aber leicht als Bumerang erweisen. Die Glaubwürdigkeit der Luftreinhaltepolitik stünde auf dem Spiel.

417. Mit anderen Worten: Was jetzt bei der Entschwefelung von Feuerungsanlagen gefordert wird, muß sich auch dann noch rechtfertigen lassen, wenn die heute im Vordergrund stehenden neuartigen Schadensphänomene später eine andere Erklärung finden sollten, als sie in der Öffentlichkeit vielfach schon als gesichert unterstellt wird.

5.3 Anforderungen an die Emissionsminderung und Verhältnismäßigkeitsprinzip

418. Der Rat hat in seinem Sondergutachten „Umweltprobleme der Nordsee“ (Tz. 1450) bereits auf das Dilemma hingewiesen, in dem sich die Umweltpolitik bei der Durchsetzung des Vorsorgeprinzips befindet, sobald ihr der Grundsatz der Verhältnismäßigkeit entgegengehalten wird.

Auf der einen Seite ist es selbstverständlich, daß auch Vorsorgepolitik mittels einer schrittweise verschärften Emissionsminderung nach dem Stand der Technik nicht um ihrer selbst willen betrieben werden kann, sondern nur insoweit, als sich diese „Vorsorge gegen schädliche Umwelteinwirkungen“ (§ 5 Ziff. 2 BImSchG) auch lohnt.

Auf der anderen Seite würde man das Vorsorgeprinzip preisgeben, wollte man verlangen, daß den daraufhin geforderten Vermeidungsmaßnahmen exakt quantifizierte Verbesserungen der Umwelt gegenüber dem status quo ante gegenübergestellt werden müßten.

419. Während man den Verhältnismäßigkeitstest bei Maßnahmen gezielter Gefahrenabwehr im klassischen Immissionsschutz und bei der Vorsorge gegen direkte Rauchschäden in der Regel gut bestehen kann, weil sich das Ausmaß des schon verursachten oder sich abzeichnenden Schadens einigermaßen verlässlich abschätzen läßt, steht man bei der Rechtfertigung kostspieliger Vorsorgemaßnahmen sonst eher mit leeren Händen da: Oft geht es um die Vermeidung nur potentieller Schäden von nahezu unbekannt großem oder kleinem Ausmaß.

Soweit die Vorsorgemaßnahmen darauf abzielen, die Emissionen der in Betracht kommenden Schadstoffe im Rahmen einer langfristig angelegten Strategie und in ausgewogenen Relationen zu reduzieren, laufen sie kaum Gefahr, als unverhältnismäßig eingestuft zu werden. Das gilt auch dann, wenn sich die Immissionslage in Reinluftgebieten dadurch nur langsam verbessern läßt und positive Einflüsse auf die Vegetation zunächst nur vermutet werden können. Ausgewogene Reduzierung der Emissionen bedeutet, daß man von den objektiven Anhaltspunkten ausgehen muß, die für größere oder geringere Gefährdungspotentiale der einzelnen Schadstoffe sprechen, und daß man das gesamte Spektrum besorgnisproportional abbaut, nicht unsystematisch oder nur unter dem Einfluß spezifischer Ängste in der Bevölkerung.

420. An die Grenze des Verhältnismäßigkeitsprinzips gelangt man am ehesten, wenn die Vermeidungsanstrengungen trotz ungeklärter Ursache-Wirkungs-Beziehungen auf einzelne Schadstoffe zugespitzt werden und wenn dafür besonders hohe Kosten aufgewendet werden müssen. Eine solche Betrachtungsweise dürfte auch dazu geführt haben, daß die Betreiber von Kraftwerken und anderen Großfeuerungsanlagen die Rauchgasentschwefelung lange als unverhältnismäßig abgelehnt haben, weil einerseits der Zusammenhang zwischen Schwefeldioxidemissionen und Waldschäden ungeklärt, andererseits der Aufwand betriebs- und volkswirtschaftlich außergewöhnlich hoch sei. Der Rat weist mit Nachdruck darauf hin, daß eine solche Gegenüberstellung von vornherein in die Irre führt und die richtige Anwendung des Verhältnismäßigkeitsprinzips verfehlt.

421. Soweit die Vorsorgepolitik auf die Emissionsminderung bei Schwefeldioxid gerichtet war, ging es in erster Linie um bekannte Schädwirkungen, die im wesentlichen nicht in Frage gestellt werden konnten. So hat der Bericht über Luftverschmutzung durch Schwefeldioxid — Ursachen, Wirkung, Minderung —, den der Bundesinnenminister im Jahre 1980 herausgab, unter Umweltschäden durch SO_2 Schädwirkungen auf den Menschen, Schädwirkungen auf Ökosysteme, Schädwirkungen auf Materialien zusammengefaßt. Darunter lassen sich die vielfältigen Schäden an Bauwerken und Denkmälern am verlässlichsten quantifizieren. Die der SO_2 -Belastung zuzuschreibenden Aufwendungen im Gesundheitswesen sind wesentlich schwerer abzuschätzen. Auch die Erfassung von Forstschäden bereitet Schwierigkeiten, weil die Grenzen zwischen eindeutig zuordnungsfähigen Rauchschäden und Beeinträchtigungen über diesen Bereich hinaus fließend sind. Die Schädigung von wertvollen Biotopen ist geldlich kaum zu bewerten. In diesem Bericht werden allein die Schädwirkungen an Bauwerken o. ä. auf jährlich rund 4 Milliarden DM geschätzt. Faßt man die danach eindeutig auf die Schädwirkung von SO_2 zurückzuführenden Vermögenschäden zusammen, so ergeben sich Größenordnungen, gegenüber denen die Kosten der Rauchgasentschwefelung — mit Investitionskosten von 6 bis 10 Mrd DM und jährlichen Betriebskosten von

3 Mrd DM angegeben — nicht unverhältnismäßig erscheinen.

422. Die Rauchgasentschwefelung führt aber nicht nur zur Verminderung des Ausstoßes an Schwefeldioxid, sondern reduziert zugleich die Emissionen von einer ganzen Reihe anderer Luftschadstoffe, die schädigende Wirkungen herbeiführen können. Damit nehmen die Belastungen ab, die auf die Wälder über den Ferntransport dieser Luftschadstoffe wirken können. Soweit Waldschäden mit an sich bekannten Schadbildern in Reinluftgebieten beobachtet werden konnten, besteht, wie im einzelnen dargelegt, begründete Hoffnung, daß der Abbau des Ferntransports positive Wirkungen auf dieses komplexe Geschehen zeitigen dürfte. Aber auch dort, wo neuartige Waldschäden auf einen großräumig wirkenden auslösenden Faktor hinweisen, kann die Verminderung der Ursachen für spezifische Schwächezustände und Anfälligkeiten der Bestände nur günstig sein. Eine gezielte Therapie mit Aussicht auf quantitativ verlässliche Schadens- oder Gefahrenabwehr ist dies jedoch nicht. Die Bundesregierung strebt an, den gegenwärtigen Jahresausstoß von SO_2 von 3,5 Mio t in der Bundesrepublik im Laufe eines Jahrzehnts auf 2,5 Mio t, also um weniger als ein Drittel, zu reduzieren. Mittels der Rauchgasentschwefelung wird der Ferntransport auch anderer Luftschadstoffe wesentlich vermindert werden; in dieser Hinsicht hat man von einer quantitativen Abschätzung abgesehen, das Emissionsminderungsziel bleibt hinter einer Quote von $\frac{1}{3}$ zurück. Dies ist schon im Hinblick auf die bekannten Schadwirkungen des Schwefeldioxids und der betreffenden mitelinierten Schadkomponenten ein Vorsorgeziel, das sich im Rahmen des Notwendigen und Verhältnismäßigen hält. Ob die neuartigen Schadbilder an den Wäldern im Schwarzwald, im Bayerischen Wald, im Fichtelgebirge und im Harz auch emissionsbedingt sind und ob die jetzt beabsichtigten Maßnahmen einen wesentlichen Beitrag zur Beseitigung gerade dieses noch ungeklärten Schadenssyndroms leisten, kann letztlich dahingestellt bleiben. Die Berechtigung einer solchen Vorsorgepolitik bleibt von der Klärung der noch offenen Fragen der Wirkungsforschung in der einen oder anderen Richtung unberührt.

423. Sollte sich in näherer oder fernerer Zukunft herausstellen, welches der auslösende Faktor (oder welches die auslösende Faktorenkombination) für das Auftreten neuartiger Waldschäden seit Mitte der 70er Jahre ist, würde sich für die Luftreinhaltepolitik eine neue Lage ergeben. Unterstellt, es würde sich nachweisen lassen, daß ein bestimmter Luftschadstoff das Geschehen geprägt hat, müßten u. U. neue Prioritäten in der Emissionsminderung gesetzt werden. Dann wäre für diesen Schadkomplex erstmals eine Grundlage *gezielter* Gefahrenabwehr vorhanden. Möglicherweise müßten neue Anstöße für die Förderung der betreffenden Vermeidungstechnologie gesetzt werden. Die Verhältnismäßigkeit der Vorsorgemaßnahmen, die in der TA Luft und in der Großfeuerungsanlagen-Verordnung verlangt werden, bliebe davon unberührt.

424. Der Unterschied zwischen gezielter Gefahrenabwehr und Vorsorge kann an folgender hypothetischer Überlegung deutlich werden: Würde heute feststehen, daß Schwefeldioxid die wesentliche Ursache für die neuartigen Waldschäden ist und daß das Ausmaß einer Minderung des SO_2 -Ausstoßes etwa mit einer Abnahme des Schadensumfanges direkt korreliert ist, müßten größere Anstrengungen unternommen werden, als sie jetzt im Rahmen der Vorsorge in Aussicht genommen sind. Die Reduzierung der Schadstoffmengen um weniger als ein Drittel würde dann nicht mehr ausreichen. Vielmehr müßten alle Möglichkeiten des Einsatzes schwefeldreier oder schwefelarmer Brennstoffe (Gas, stark entschwefelte Kohle, Kernbrennstoffe) ausgeschöpft werden.

5.4 Vom Rat empfohlene Strategien

425. Der Rat kommt auf der Grundlage des gegenwärtigen Standes der Ursachenforschung für die insgesamt beobachteten Waldschäden zu folgenden allgemeinen Schlußfolgerungen:

1. Die langfristig angelegte Vorsorgepolitik zur Verringerung der Schadstoffbelastung über den Ferntransport, die ein breites Schadstoffspektrum erfaßt und die einzelnen Schadstoffkomponenten in ausgewogenen Relationen zu reduzieren sucht, ist fortzuführen. Besondere Bedeutung kommt in diesem Zusammenhang der Rauchgasentschwefelung zu, die nicht nur den Ausstoß von Schwefeldioxid, sondern auch anderer walddrelevanter Schadstoffe vermindert. Sie entlastet die Wälder daher in höherem Maße als die Beschränkung, Feuerungsanlagen mit schwefelarmer Kohle zu fahren. Aus diesem Grund ist es wünschenswert, daß die Rauchgasentschwefelung auch noch bei Anlagen unter einer Feuerungswärmeleistung von 400 MW eingesetzt wird. Wirksame emissionsmindernde Maßnahmen sollten im übrigen alle Feuerungsanlagen erfassen, deren Schadstoffemissionen über eine Schornsteinhöhe von etwa 100 m und mehr einen erheblichen Anteil am Ferntransport in Reinluftgebiete haben.
2. Die Sanierung (Nachrüstung oder Stilllegung) von Altanlagen stellt die eigentlich entscheidende Maßnahme zum Abbau der Schadstoffbelastungen über den Ferntransport dar. Dabei geht es teilweise um eine Nachrüstung relativ moderner Feuerungsanlagen, die an sich schon mit hinreichender Rauchgasentschwefelung hätten ausgestattet sein sollen. Der überwiegende Teil der Emissionen stammt aber aus Großfeuerungsanlagen, die schon über Jahrzehnte in Betrieb sind; hier kommt es darauf an, den zu erwartenden Schadstoffausstoß für die Zukunft entweder durch eine hinreichende Nachrüstung oder durch Festlegung der maximalen betrieblichen Restnutzung zu begrenzen. Auch hier muß berücksichtigt werden, daß der Rauchgasentschwefelung wegen ihrer relativen „Breitband-

wirkung“ Vorrang vor der Beschränkung der Betreiber auf den Einsatz schwefelarmer Kohle haben muß.

3. Der Verminderung des Ausstoßes von Stickstoffoxiden ist künftig besondere Aufmerksamkeit zuzuwenden. Über den Ferntransport können sie auf zweifache Weise Waldschäden mitbeeinflussen: als Säurebildner und bei der Bildung von Photooxidantien. In letzterem Zusammenhang ist auch eine Beteiligung an dem neuartigen Schadenssyndrom des Waldsterbens im Schwarzwald, im Bayerischen Wald, im Fichtelgebirge und im Harz durchaus denkbar. Der Reduzierung des Ausstoßes von Stickstoffoxiden aus Großfeuerungsanlagen, wie sie in der GFAVO vorgeschrieben wird, kommt daher größte Bedeutung zu; der Stand der Vermeidungstechnik, an dem sich auch die Verordnung orientieren muß, erscheint im übrigen noch unbefriedigend. Ein Großteil der Belastungen mit Stickstoffoxiden stammt aus Kraftfahrzeugen; dabei treffen in Waldgebieten weiträumig verfrachtete und örtliche Emissionen zusammen. Die Anstrengungen, auch die Stickstoffemissionen aus Kraftfahrzeugen zu reduzieren, müssen verstärkt werden.
4. Gerade die neuartigen Waldschäden im Schwarzwald, im Bayerischen Wald, im Fichtelgebirge und im Harz werden, soweit daran Luftschadstoffe beteiligt sein können, auf die Dauer nur wirksam beschränkt werden, wenn auch der grenzüberschreitende Transport aus den Nachbarländern erfaßt wird. Soweit gezielte Gefahrenabwehr wegen der ungeklärten Wirkungszusammenhänge ausscheidet, kommt es darauf an, die angrenzenden Staaten für eine gemeinsame Luftreinhaltepolitik zu gewinnen, die langfristig angelegt und auf ein breiteres walddrelevantes Schadstoffspektrum zugeschnitten ist. Der Rat begrüßt es, daß Bestrebungen auf der Ebene der ECE wie der EG bereits zu ersten Ansätzen geführt haben, den Ausstoß von weiträumig transportierten Schadstoffen zu mindern. Dies kann jedoch eine gezielte Zusammenarbeit mit den Nachbarstaaten der Bundesrepublik Deutschland zum Schutz der Wälder nicht ersetzen. Hier bieten sich insbesondere grenzüberschreitende regionale Programme an, um die Ursachen der Waldschäden zu erforschen, die maßgeblichen Emissionsquellen zu identifizieren und geeignete Maßnahmen zur Emissionsminderung zu vereinbaren.
5. Soweit Waldschäden mit bekannten Schadbildern beobachtet werden, müssen auch waldbauliche Maßnahmen erwogen werden, um die spezifische Anfälligkeit der Waldbestände für die Zukunft zu vermindern oder auszugleichen. Möglichkeiten, auf weniger immissionsempfindliche Baumarten oder Sorten auszuweichen und Standortnachteile zu kompensieren, müssen von Fall zu Fall geprüft werden. Wo die Böden besonders nährstoffarm und sauer sind, ist eine Düngung vor der Wiederaufforstung zu empfehlen. Im übrigen kommen gezielte Maßnahmen

der Waldpflege in Betracht, um das Risiko von Schäden herabzusetzen.

Wo neuartige Schäden insbesondere an Fichtenbeständen im Schwarzwald, im Bayerischen Wald, im Fichtelgebirge und im Harz aufgetreten sind, erscheinen dem Rat jedoch die Möglichkeiten, dem mit waldbaulichen Maßnahmen zu begegnen, begrenzt.

6. Die Erforschung der Ursachen des Waldsterbens muß intensiviert werden. Dabei sind die Anstrengungen vermehrt darauf zu richten, die neuartigen Schadenssyndrome aufzuklären, die sich in den betroffenen Waldgebieten beobachten lassen. Sobald sich dort deutliche Ursache-Wirkungs-Beziehungen abzeichnen sollten, die bestimmten Luftschadstoffen den wesentlichen Beitrag zur Entstehung und Ausbreitung der Schäden zuordnen lassen, müßten die Prioritäten und Maßstäbe der Luftreinhaltepolitik erneut überprüft werden.

5.5. Forschung, Überwachung, Entwicklung

5.5.1 Problemdruck und Kenntnisstand

426. Nach dem derzeitigen Stand der Kenntnisse sieht der Rat keine allgemein überzeugende Antwort auf seine Grundfrage „Inwieweit sind Luftverunreinigungen ursächlich für die neuen Waldschäden?“. Vielmehr mußte der Rat bei den Arbeiten an diesem Gutachten feststellen, daß der Bestand an offenen Fragen schneller wuchs als der Bestand an Antworten. Nicht nur in den hochkomplexen biologischen, biochemischen und bodenkundlichen Zusammenhängen herrscht Unsicherheit, sondern auch in bezug auf die physikalisch-chemischen Sachverhalte in der Luft, im Boden und im Wasser ist man mangels ausreichender Daten vielfach auf Vermutungen angewiesen. Die Unsicherheit über die wesentlichen Faktoren, die ursächlich für die Waldschäden sind, ist auch bestimmend für die Schwierigkeit, eine abgesicherte Strategie zum Schutz der Wälder zu entwickeln. In dieser Lage muß die Forderung nach verstärkter und gezielter Ursachenanalyse die erste Reaktion auf das Problem der Waldschäden sein. Daneben ergeben sich aber auch Notwendigkeiten einer verstärkten Forschung, Überwachung und Entwicklung mit dem Ziel, die Gegenmaßnahmen nach dem jeweiligen Stand der Ursachenerkenntnis zu steuern. Der Rat legt Wert auf die Feststellung, daß trotz der Notwendigkeit, schon heute aufgrund von Vermutungen die Ursachen anzugehen, bei der Forschung und Überwachung das Spektrum der denkbaren Ursachen oder Einflußfaktoren nicht vorschnell eingengt werden darf.

5.5.2 Zusammenfassung der wesentlichen Fragen

427. Die Unsicherheit über die Zusammenhänge läßt sich mit folgenden Fragenkomplexen umreißen. Diese Fragen sind nicht neu, sie werden auch schon bearbeitet. Sie sollen — mehr um der Klarheit willen — zusammengefaßt werden:

1. Welche neuen, fernab der Ballungsgebiete liegenden Waldschäden sind festzustellen? Welche Schadbilder oder Krankheitsbilder sind dabei auszumachen? Wo und in welchem Ausmaß treten die verschiedenen Waldschäden auf — auch im Vergleich zu vergangenen Jahren und Jahrzehnten? Welche Schadbilder sind tatsächlich neuartig?

Ein Ziel muß eine waldbaulich und pflanzenphysiologisch fundierte, praktisch handhabbare Merkmalssystematik sein.

2. Aus welchen Quellen kommen die Luftverunreinigungen, einschließlich der weniger beachteten Komponenten? Wie gehen Transport, Umwandlung und Niederschlag vor sich? (Dabei sind auch grenzüberschreitende Transporte und ausländische Quellen einzubeziehen.) In welchen Mengen und in welcher Form gehen die Luftverunreinigungen auf Pflanzen und Böden nieder?

Diese Fragen müssen sowohl für die vermutlich beteiligten Schadstoffe, als auch vorsorglich für die zahlreichen weiteren Fremdstoffe beantwortet werden.

3. Wie groß sind die Schadstoffgehalte der Luft und der Stoffeintrag auf Pflanzen und Böden außerhalb der Ballungsgebiete im Jahresgang? Welche Spitzenbelastungen treten dabei auf? Wie sehen diese Belastungen kleinräumig aus?

Eine flächendeckende kleinräumige Messung ist zu aufwendig, es müssen Schwerpunktgebiete festgelegt werden.

4. Welches sind die für Waldschäden relevanten Standortfaktoren (Boden, Klima, Lage) und wie lassen diese sich klassifizieren? Sind die Standortfaktoren flächendeckend und hinreichend kleinräumig für die ganze Bundesrepublik bekannt?
5. Wie wirken die weniger erforschten Schadstoffe, insbesondere Photooxidantien, chlorierte Kohlenwasserstoffe und organische Verbindungen auf Pflanzen, insbesondere Bäume? Welche Pflanzen — außer Bäume — sind aufgrund ihrer bekannten Empfindlichkeit als Indikatoren für stoffliche Belastungen geeignet? Wie lassen sich Grenzwerte für Bäume und Bioindikatoren bestimmen? Welche Grenzwerte der Belastung durch Immissionen und Deposition sollen für Bäume und Wälder gelten?
6. Wie werden die aus der Luft eingetragenen Schadstoffe (insbesondere Säuren, Säurebildner, Schwermetalle und organische Verbindungen) im Boden bzw. in den verschiedenen Bodenarten umgewandelt und welche Wirkungen haben sie

auf Bodenchemie und -biologie? Wie werden dadurch Forstpflanzen betroffen? Dabei wären auch die einschlägigen Hypothesen gezielt zu überprüfen.

428. Ein Großteil dieser Fragen kann zuverlässig nur in langfristigen Untersuchungen beantwortet werden. Es dauert oft Jahrzehnte, bis man Beobachtungen und Meßreihen hat, die von Zufällen und singulären Ereignissen bereinigt sind. Solche Langzeitstudien sind rückblickend kaum möglich, da für die meisten Fragestellungen die notwendigen Daten in den vergangenen Jahren und Jahrzehnten nicht erhoben wurden. Um so wichtiger wird es sein, für die nur langfristig zu untersuchenden Fragen schon heute Langzeitstudien mit dem notwendigen Unterbau einzurichten. (Auf die Notwendigkeit von langfristig angelegten Ökosystemstudien in ausgewählten Räumen unter besonderer Berücksichtigung des Stoffeintrags hatte beispielhaft der Bericht „Ökosystemforschung im Hinblick auf Umweltpolitik und Entwicklungsplanung“ bereits 1978 hingewiesen.) Das als Langzeitstudie angelegte Soling-Projekt ist von großer Bedeutung, wird aber sowohl im Hinblick auf die Fragestellungen als auch auf eine Verteilung von Standorten über das Bundesgebiet zu ergänzen sein.

5.5.3 Das örtliche Zusammentreffen von Waldschäden und möglichen Einflußfaktoren

429. Da die Umweltpolitik hier sehr bald bessere Erkenntnisse benötigt, sollten mit Nachdruck Vorhaben gefördert werden, die einen Erkenntnisgewinn hinsichtlich der Beteiligung von Luftverunreinigungen in ein bis zwei Jahren versprechen. Da die experimentelle Wirkungsforschung und mehr noch die Feldforschung in solch kurzen Zeiträumen angesichts der Komplexität der Vorgänge und der Lebensdauer von Bäumen voraussichtlich keine wesentlichen Fortschritte machen können, wird es darauf ankommen, in einer Art epidemiologischen Studie das räumliche Zusammentreffen von Luftverunreinigungen, Standortfaktoren, Baumarten sowie von Schäden und Bioindikatoren zu untersuchen. Es geht also darum, die Schadwirkungen und die vermuteten Einflußfaktoren auf drei Ebenen kleinräumig für das ganze Bundesgebiet darzustellen:

- Die Konzentrationen von Luftschadstoffen und die Depositionen von Schadstoffen aus der Luft. Ein solches Immissionskataster läßt sich kurzfristig nur durch Anwendung von Ausbreitungsmodellen auf die erheblich größeren räumlichen Bereiche, ergänzt durch meteorologische und luftchemische Daten aufgrund vorliegender lokaler Einzelmessungen, möglicherweise auch durch Fernerkundung, erstellen.
- Die Qualität der Böden, insbesondere deren Pufferungsvermögen, die klimatischen Verhältnisse sowie die Geländeform. Ein solcher Standortkataster müßte zunächst nur für die Schadensge-

biete und einige Vergleichsflächen erstellt werden. Die bodenkundlichen und meteorologischen Werke, zum Teil auch die Ergebnisse der forstlichen Standortkartierung, können auf diese Fragen hin ausgewertet und zugeschnitten werden; hier liegen wesentlich bessere kleinräumige Kenntnisse vor als bei den Immissionen und Depositionen.

- Die Schäden an Wäldern, nach Schadbildern und Baumarten differenziert. Ein solcher Schadenskataster wurde bereits mit der Waldschadensbefragung vom Sommer 1982 angestrebt. Eine genauere Erfassung aufgrund von forstwissenschaftlich und pflanzenphysiologisch erarbeiteten Richtlinien zur Erkennung und Klassifizierung von Waldschäden wäre kurzfristig möglich; allerdings müssen auch die Forstverwaltungen nach einheitlichen Richtlinien verfahren. Eine Erfassung des Waldzustandes durch Luftbilder sollte von der Bundesregierung erwogen werden (vgl. 3.5.1); mit Luftbildtechnik kann man zwar Art und Ursache der Schäden nicht erkennen, jedoch kann damit die räumliche Lage und das Ausmaß von Waldschäden besser ermittelt werden. (Allerdings muß diese Erfassung immer mit einer Erhebung durch die Forstbetriebe vom Boden aus verbunden werden.)

430. Wenn diese Kataster auf den drei Ebenen hinreichend detailliert und formalisiert vorliegen, kann versucht werden, die Korrelationen zwischen den Einflußfaktoren auf den drei Ebenen zu bestimmen. Mit modernen statistischen Methoden sollte es auch möglich sein, Auskunft über die besonders hoch mit Schäden korrelierenden Faktoren zu gewinnen. Flächen mit gut basenversorgten Böden und schweren Schäden sollten besonders untersucht werden. Für den Umweltschutz werden dabei die Korrelationen von Schäden mit Luftverunreinigungen insgesamt oder mit einzelnen Schadstoffen im Vordergrund des Interesses stehen. Wenngleich Korrelationen noch keine ursächlichen Zusammenhänge darstellen, so bieten sie doch Hypothesen an, die eine Überprüfung verdienen. Umweltpolitisch wird man aufgrund solcher Korrelationen bei allen Vorbehalten die nächsten Schritte zur Emissionsminderung und ggf. Immissionsbegrenzung besser planen können als bisher. Da eine solche Korrelationsuntersuchung dringend erforderlich und auch schnell machbar ist, sollten die üblichen Verfahren der Forschungsförderung mit den bekannten Verzögerungen nicht angewendet werden.

Die immissionsökologischen Waldzustandserfassungen in verschiedenen Bundesländern könnten bei der Ermittlung solcher Korrelationen hilfreich sein.

5.5.4 Emission — Ausbreitung — Immission — Deposition — Bodenchemie

431. Auch die gründliche Diskussion über die an den Waldschäden möglicherweise beteiligten Luftverunreinigungen zeigt, daß bei jeder Wirkungsun-

tersuchung häufiger neue Schadstoffe (und Organismen) „entdeckt“ werden, deren Beteiligung an den Ursachenkomplexen möglich erscheint. Dies verweist auf die Notwendigkeit, das Spektrum der deponierten Stoffe — gleichgültig ob diese natürlichen oder menschlichen Ursprungs sind — möglichst vollständig zu erfassen; besonderer Wert sollte dabei auf die bisher weniger beachteten organischen Verbindungen gelegt werden. In den verschiedenen Fachgebieten, insbesondere in der Atmosphärenchemie, der Meteorologie und der Immissionsforschung, müssen daher Stoffbilanzen unter besonderer Berücksichtigung des Stoffeintrags auf Pflanzen und Boden erstellt werden. Die Analyse von Luftverunreinigungen und von deponierten Stoffen liefert in der Regel nur Angaben über einzelne Elemente (angegeben als Atome), abgesehen von Ionen wie Ammonium, Halogenide, Wasserstoff, Sulfat und Nitrat. Die tatsächlich vorhandenen Verbindungen sind bisher weitgehend unbekannt, obwohl es für die Wirkungsforschung nicht unerheblich ist, welche Verbindungen auftreten.

432. Nach dieser Erweiterung des Stoffspektrums wäre die nächste Aufgabe, die Quellen der eingetragenen Stoffe bzw. ihrer Vorgänger zu identifizieren. Dabei ist zunächst eine Zuordnung zu bestimmten Typen von Ursprungsbereichen, z. B. Feuerungsanlagen oder Bodenaufstaub, festzustellen. Danach und ergänzend muß versucht werden, räumlich bestimmte Immissionsverhältnisse auf örtlich bestimmte Quellen oder Quellengruppen zurückzuführen. Diese Zuordnung von Schadstoffen zu bestimmten Quellen kann wegen des Aufwands nicht gleichmäßig für das gesamte Stoffspektrum geschehen; die Arbeit wäre durch die Vermutungen über die Wirkungen zu steuern. Die vordringlichsten Aufgaben der „Quellenforschung“ sind:

- Ermittlung des Anteils und der Ursprungsorte grenzüberschreitender Luftverunreinigungen für die Hauptschadensgebiete (s. 6.5.3)
- Die Abschätzung des Beitrags der Stickstoffoxid-Emissionen der Kfz zu den Belastungen der Wälder mit Stickstoffoxiden und deren Folgeprodukten.

433. Die großflächigen Belastungen können durch Transmissionsmodelle für die regionale bis weiträumige Ausbreitung von reagierenden Luftverunreinigungen sowohl für bestimmte Episoden als auch für Langzeitaussagen berechnet werden. Mit diesen Modellrechnungen kann die räumliche Verteilung der Immission und Deposition der sich in der Atmosphäre umwandelnden und zur Erdoberfläche durch Trockendeposition oder Naßdeposition gelangenden Schadstoffe ermittelt werden. Zwar sind die vorliegenden Modelle nur bis etwa 40 km von der Quelle mit hinreichender Sicherheit anwendbar, jedoch lassen sich die Felder sehr viel weiter ausdehnen; Ausbreitungsrechnungen sind trotz aller Unsicherheiten immer noch besser als pauschale Annahmen über die gleichmäßige Verteilung der Schadstoffe in der Luft oder in der Deposition.

Für das Gebiet der Bundesrepublik Deutschland sollte ein umfassendes Modell der Ausbreitung von Schadstoffen aufgestellt werden, in dem Quellen, Konzentrationen in der Luft und Depositionen darzustellen sind.

434. Die künftig genauer zu erfassenden Emissionsdaten müssen hier eingehen. Das mit Hilfe der Ausbreitungsrechnung aufgestellte Bild der Immissions-situation in der Bundesrepublik Deutschland könnte mosaikartig durch die kleinräumigen und mittlräumigen Immissionsdaten ausgefüllt und berichtigt werden, die bei den Immissionsmessungen der verschiedensten Institutionen angefallen sind und weiter anfallen. Die Zusammenführung der großen Menge der bei den verschiedensten Stellen an sich vorhandenen immissionsrelevanten Daten steht noch aus; dies ist unbefriedigend, wenn man bedenkt, daß diese schnell und preiswert verfügbaren Informationen hier noch nicht erschlossen sind. Der Entwicklungsstand der Transmissionsmodelle ist vergleichsweise fortgeschritten, sowohl was die Ausbreitung nichtreagierender als auch reagierender Schadstoffe (z. B. Bildung von Photooxidantien) anbelangt. Die größten Probleme liegen z. Z. in der Bereitstellung der erforderlichen Datenbasis für die Emissionen, Ausbreitungsbedingungen und luftchemischen sowie naßchemischen Prozesse. Für die Verfeinerung der Modellrechnungen sind umfassende Feldexperimente mit einer gezielten Meßstrategie notwendig.

435. Die auf gasförmige Immissionen und Stäube angelegte Immissionsforschung und -messung liefert nicht die für die Ursachenanalyse der Waldschäden entscheidenden Erkenntnisse. Vielmehr ist eine genaue Erfassung des Stoffeintrags in gasförmiger, fester und flüssiger Form erforderlich. Dabei ist zu berücksichtigen, daß diese Stoffe auf Pflanzen und Böden wirken und durch die Vegetation noch weiter Umwandlungen erfahren. Für diesen Stoffeintrag hat sich der Begriff „Deposition“ eingebürgert. Es ist unerlässlich, daß mehrere Meßstellen für Depositionen im Bundesgebiet eingerichtet werden. Bei der Wahl der Standorte für solche Meßstellen sollten folgende Gesichtspunkte berücksichtigt werden: Vorteilhaft ist die unmittelbare Nähe von bereits seit längerem betriebenen Luftmeßstellen, um gewisse Rückschlüsse auf die Deposition in vergangenen Jahren zu ermöglichen; erforderlich sind auch Meßstellen in den Hauptschadensgebieten, insbesondere auf Standorten, wo die vermuteten Einflußfaktoren Bodenversauerung und Immissionen wenig ausgeprägt sind; schließlich wären aus Gründen der Vorsorge und für Vergleichsmessungen auch Meßprogramme außerhalb der betroffenen Gebiete aufzubauen, wie dies seitens der Ökologie schon seit längerem empfohlen wird. Diese Depositions-Meßstellen müssen sofort eingerichtet und zeitlich unbegrenzt betrieben werden.

436. Es hat sich herausgestellt, daß die bisherigen Messungen der „sauren Niederschläge“ mit dem pH-Wert hinsichtlich der Bodenversauerung und Gewässerversauerung weder in der exakten Bestimmung der bodenkundlich oder limnologisch re-

levanten Säure noch im Hinblick auf ihre meßtechnische Zuverlässigkeit ausreichend sind. Der Rat empfiehlt daher, daß für den Säureeintrag am Ionenstrom orientierte Maße entwickelt werden, die den Fragestellungen der Bodenkundler und der Botaniker entsprechen und daß Meßverfahren entwickelt und festgelegt werden, die einen so definierten Säureeintrag zuverlässig messen.

437. Schon der Übergang von Luftschadstoffen in Pflanze und Boden kann nur im Zusammenwirken mehrerer Disziplinen erforscht werden, bei der weiteren Verfolgung dieser Stoffe und ihrer Umsetzungsprodukte im Boden und in den Pflanzen müssen noch andere Fächer hinzukommen. Hier wird es zu einer engeren Verzahnung der Meteorologie, Immissionsforschung, Bodenkunde, ökologische Wirkungsforschung und Forstpathologie kommen müssen. Ein bloßer Austausch der Ergebnisse wird nicht ausreichen, vielmehr müssen bereits die Fragestellungen zwischen den Fachgebieten abgestimmt werden und größere Forschungsvorhaben auch interdisziplinär besetzt werden.

5.5.5 Erweiterte Immissions- und Depositionsmessung in ausgewählten Gebieten

438. Es müssen daher besondere Anstrengungen zur Erfassung und Überwachung der Luftbelastung in ausgewählten Gebieten gemacht werden. Dafür bieten sich an:

- von Waldschäden betroffene Gebiete,
- von Waldschäden (noch) nicht betroffene Vergleichsgebiete und
- Gebiete in der Nähe von bereits seit längerem betriebenen Meßstellen.

Unter den auszuwählenden Schadensgebieten müssen insbesondere auch solche sein, wo die vermuteten Einflußfaktoren Bodenversauerung oder Immissionen und Depositionen wenig ausgeprägt sind (Reinluftgebiete, kalkreiche Böden).

Bei den Messungen der Luftschadstoff-Konzentrationen ist zu beachten, daß die gültigen Meßrichtlinien die Situation in bewohnten Gebieten vor Augen haben, sie sind für den vorliegenden Zweck an die Situation in Waldgebieten anzupassen. Beispielsweise müssen die vorgeschriebene an der menschlichen Atemhöhe ausgerichtete Meßhöhe von 1,50 m und die Forderung eines hinreichenden Abstandes von Hindernissen der Luftströmung abgeändert werden. Flächendeckende Messungen müssen entsprechend den örtlichen Gegebenheiten in Bodennähe durchgeführt werden, ergänzende Messungen über der Wipfelhöhe der Bäume können nur an einzelnen Standorten vorgenommen werden.

439. Von den verschiedenen Immissionskomponenten sollten Schwefeldioxid und Stickstoffoxide in den ausgewählten Gebieten sowohl flächendeckend als auch — wegen der phytotoxischen Bedeutung von Spitzenbelastungen — fortlaufend gemes-

sen werden. für Waldschäden womöglich bedeutende Staubinhaltsstoffe (Schwermetalle) sollten ebenfalls flächendeckend ermittelt werden; es genügen aber Messungen in größeren zeitlichen Abständen. Besondere Luftschadstoffe, die ebenfalls im Verdacht phytotoxischer Wirkung stehen, wie Ozon, PAN, usw. müssen in Sondermeßprogrammen, also zum Beispiel mit Hilfe einzelner transportabler Meßcontainer, erfaßt werden.

440. Um die heute noch ungenügenden Kenntnisse der Filterwirkung des Waldes — besonders in quantitativer Hinsicht — stärker abzusichern, müssen in den ausgewählten Gebieten die Depositionen getrennt nach feuchter und trockener Deposition und nach Deposition im Freiland und im Waldinnern (Kronentraufe, Stammabfluß), erfaßt und zumindest auf Sulfat, Nitrat und relevante Staubinhaltsstoffe untersucht werden. Zusätzlich sollte die einfach durchzuführende Messung der Leitfähigkeit der feuchten Depositionen durchgeführt werden, um mit diesem Summenparameter einen Überblick über die restlichen Ionengehalte in der feuchten Deposition zu gewinnen.

5.5.6 Wirkungsforschung

441. Neben der in 5.5.3 skizzierten epidemiologischen Ursachenanalyse muß auch die eigentliche Wirkungsforschung weiter gefördert werden. Über die Wirkung gasförmiger Schadstoffe auf Bäume und andere Pflanzen gibt es zahlreiche experimentelle Untersuchungen und empirische Beobachtungen, die für bestimmte Stoffe ausreichend sind, um Immissionsgrenzwerte zu formulieren. Erheblich unklarer sind die Wirkungszusammenhänge für:

- Wirkungen von Schadstoffen und deren Umwandlungsprodukten in den Böden, Wirkungen auf Bodenbiozöten und über die Böden auf die Bäume,
- Wirkungen einiger vermehrt diskutierter Schadstoffe, z. B. Photooxidantien und organische Verbindungen, auf Bäume und andere Pflanzen und
- Wirkungen von Säuren auf oberirdische Pflanzenteile.

Auch die Möglichkeit, daß die neuen Waldschäden von Krankheitserregern verursacht oder verstärkt werden, muß geprüft werden. Bei den forstpathologisch neuartigen Schadbildern ist der Verdacht nicht auszuschließen, daß Viren, Bakterien oder Pilze — seien diese bekannt oder noch unentdeckt — eine Rolle spielen. Im Zusammenhang mit dem Auftreten von Wurzelpathogenen muß die Dynamik der Feinwurzel- und Mykorrhizaentwicklung der Bäume unter der möglichen Einwirkung von Schadstoffen und Säuregrads-Änderungen untersucht werden.

Da die Wirkungsforschung an Bäumen nur ganz begrenzt in kontrollierten Experimenten möglich ist, Feldversuche an Bäumen aber wegen der Langlebigkeit dieser Pflanzen langfristig angelegt sein

müssen, sollten die neu in Angriff genommenen Studien alle als Langzeitstudien angelegt sein. Dem müssen auch die institutionelle Verankerung und die Finanzierung Rechnung tragen.

5.5.7 Forstwissenschaftliche Forschung und Entwicklung

442. Die vordringlichste Aufgabe für die Forstwissenschaft ist die Entwicklung von Richtlinien für die Erkennung und Klassifizierung der Waldschäden, die für die genaue Bestimmung des Ausmaßes der Schäden (auch im Hinblick auf die zeitliche Veränderung) und als Unterlage für die Ursachenanalyse gerade hinsichtlich der Luftverunreinigungen erforderlich sind. Diese Richtlinien müssen Grundlage für eine einheitliche und nachprüfbare Erhebung der Schäden durch die Landesforstverwaltungen werden und letztlich die differentialdiagnostische Arbeit ermöglichen (vgl. 3.5.1).

Angesichts der unklaren Beweislage bezüglich der Ursachen der Waldschäden und angesichts der Tatsache, daß Gegenmaßnahmen, z. B. gegen die Luftverunreinigungen, Jahrzehnte brauchen, bis erhebliche Entlastungen eintreten, muß untersucht werden, ob und wie sich die Forstwirtschaft diesen Belastungen anpassen kann. Der Rat legt dazu in diesem Gutachten einige Überlegungen vor (s. Abschn. 6.6). Auch ohne größere Forschungsvorhaben ließe sich jedoch von forstlicher Seite aufgrund des Standes des waldbaulichen Wissens eine Konzeption erarbeiten, inwieweit die Forstwirtschaft mit weniger empfindlichen Beständen, mit Düngungsmaßnahmen und waldbaulichen Verfahren den Schäden vorbeugen und ihre Auswirkungen lindern kann. Ob hier ergänzend noch empirische Forschung betrieben werden muß, vermag der Rat nicht abzusehen; erforderlich ist auf jeden Fall aber die sorgfältige Verfolgung der Auswirkung der verschiedenen waldbaulichen Maßnahmen auf den Schadensverlauf.

443. Über die Bioindikation (s. Kap. 3) einzelner Pflanzen oder Pflanzenorgane hinaus sollte in den ausgewählten Gebieten eine Vegetationskartierung vorgenommen werden und im Sinne einer fortlaufenden Überwachung des Umweltzustands fortgeschrieben werden. Eine Artenverarmung ist häufig das erste Anzeichen (Frühindikator) einer wie auch immer gearteten Schadwirkung. Auch die Dokumentation der einschlägigen forstlichen Daten (Holzzuwachs, Verjüngung, Schadholzanfall usw.) kann und muß zur Überwachung des Umweltzustands in den ausgewählten Gebieten ihren Beitrag leisten.

5.5.8 Forschung und Entwicklung für die Emissionsminderung

444. Angesichts des hohen Entwicklungsstandes der Emissionsminderungstechnik für Feststoffe und SO₂ wird es in diesem Bereich kaum wissenschaftlich-technische Fragen geben, die der Ent-

wicklung einer Gegenstrategie im Wege stehen. Die Definition des Standes der Technik ist hier auch nicht forschungsabhängig, sondern eher eine juristische, wirtschaftliche und politische Frage.

Ganz anders stellen sich die Probleme bei den Stickstoffoxiden und organischen Verbindungen, wo die technischen Möglichkeiten zur Vermeidung oder Abscheidung vergleichsweise wenig entwickelt sind.

445. Wichtiger vielleicht als technische Entwicklungsarbeit erscheint derzeit ein Überblick über die tatsächlichen Bestände an größeren Emittenten von Luftverunreinigungen und deren voraussichtliche Nutzung. Eine wirtschaftlich und technisch rationale Minderung der Gesamtimmissionen der hauptverdächtigen Schadstoffe erfordert einen präzisen Überblick über die größeren Emittenten und deren wesentliche Eigenschaften. Der Rat hat bei den Arbeiten an diesem Gutachten den Eindruck gewonnen, daß zumindest den Instanzen der Umweltpolitik eine solche zusammenfassende Darstellung nicht vorliegt. Der Rat empfiehlt daher, daß zunächst eine Darstellung des Bestands an Feuerungsanlagen in der Bundesrepublik Deutschland über 10 MW Feuerungswärmeleistung (entspr. etwa 40 GJ/h) angefertigt wird. Neben den Angaben zu Standort, Leistungen usw. müßten folgende Merkmalsgruppen besonders gründlich berücksichtigt werden:

- Tatsächliche und möglicherweise eingesetzte Brennstoffe
- Emissionsminderungstechnik
- Emissionsverhalten
- Auflagen zum Emissionsverhalten
- Betriebszeiten
- Derzeitige und voraussichtliche Nutzung.

Eine solche Gesamtdarstellung sollte zunächst zweckmäßigerweise von den beteiligten Industrieverbänden vorgelegt werden; die Umweltpolitik könnte dann eine solche Darstellung auf Vollständigkeit und Plausibilität überprüfen. Der Rat hat Verständnis dafür, daß die Vereinigungen der Betreiber neuen Umweltschutzanforderungen aus wirtschaftlichen und technischen Gründen mit Skepsis begegnen. Eine Darstellung des Gesamtbestands an größeren Emittenten wäre jedoch ein unerläßlicher Beitrag zur Rationalisierung der Diskussion, die auch im Interesse der Betreiber liegen sollte.

446. Der Rat stellt fest, daß die gegenwärtige umweltpolitische Diskussion über Maßnahmen zur Bekämpfung des Waldsterbens kaum auf systematische Untersuchungen der relativen Kosten-Wirksamkeit unterschiedlicher Vermeidungsstrategien gestützt wird. Angesichts knapper öffentlicher Mittel und einer schwierigen gesamtwirtschaftlichen Lage ist eine wirksame Umweltpolitik jedoch mehr denn je darauf angewiesen, Maßnahmen-Kombinationen zu wählen, mit denen bei gegebenem ge-

samtwirtschaftlichem Aufwand ein Maximum an Wirksamkeit erreicht werden kann. Deshalb empfiehlt der Rat vergleichende Untersuchungen der tatsächlichen Wirksamkeit und der gesamtwirtschaftlichen Kosten der derzeit realisierbaren Maßnahmen zur Verminderung der für das Waldsterben relevanten Emissionen und des Schadenseintritts. Bei solchen vergleichenden Kosten-Wirksamkeits-Analysen sollten insbesondere auch die bisherigen Erfahrungen beim Vollzug von Maßnahmen ausgewertet werden.

5.5.9 Koordinierung und Finanzierung

447. Die Vielfalt der Fragen führt auch und gerade bei den Waldschäden zu einer langen Wunschliste für Vorhaben der Forschung, Entwicklung und Umweltüberwachung. Mit der Zusammenstellung der Fragen und Aufgaben soll keineswegs gesagt werden, daß es keine Forschung und keine Daten dazu gäbe. Es liegen vielmehr vielfältige von der Sache her verwendbare Informationen vor, die im Hinblick auf das Waldschadensproblem oft nur ausgewertet und ergänzt werden müssen. Somit ist die Organisation der wissenschaftlichen Arbeit an diesen Fragen eine vorrangige Aufgabe.

Die Diskussion um die Waldschäden hat erneut die Notwendigkeit der Koordinierung der Forschung auch in diesem Bereich aufgewiesen. Eine solche Koordinierung muß nicht nur fachlich zwischen den verschiedenen Disziplinen gefördert werden, sie muß auch institutionell zwischen den einschlägigen Forschungsanstalten des Bundes und der Länder sowie den Universitäten verstärkt werden. Die Ansatzpunkte für eine solche Koordinierung waren im Bund/Länder-Arbeitskreis „Forstschäden“ vorhanden und sind in der Arbeitsgruppe „Saure Depositionen-Forschung“ der Bundesregierung erkennbar; diese Ansätze sind jedoch noch nicht ausreichend. Bund und Länder müssen sich vorrangig über die Träger und die Finanzierung der Überwachungsprogramme und der Langzeitstudien einigen.

448. Angesichts der Schwere der Waldschäden und der Aussicht, daß diese weiter fortschreiten, sowie angesichts der hohen Kosten für emissionsmindernde Maßnahmen ist der Rat der Auffassung, daß bei der Forschung, Entwicklung und Überwachung hinsichtlich der großräumigen Luftverunreinigungen und der Waldschäden eine rasche und großzügige Finanzierung notwendig ist.

449. Abschließend stellt der Rat fest:

Aus den in Kapiteln 3 und 4 dargelegten Unsicherheiten bei der Erfassung und Erklärung der Waldschäden unter besonderer Berücksichtigung der Luftverunreinigungen ergeben sich — wie oben zusammengefaßt — vielfältige Aufgaben für die Forschung und die Umweltüberwachung. Auch bei der Emissionsminderung verbleiben technische Probleme (Abschn. 6.1 und 6.2). Die offenen Fragen dürfen jedoch die Umweltpolitik nicht daran hindern,

aufgrund des vorhandenen Kenntnisstandes jetzt zu handeln. Die intensive Forschung und wissenschaftliche Diskussion läßt hoffen, daß bald bessere Erklärungen für die Waldschäden vorliegen werden, woraus sich einschneidende Folgerungen für die Umweltpolitik ergeben könnten. Trotz dieser

Hoffnung muß aber mit der Möglichkeit gerechnet werden, daß eine überzeugende Erklärung für die neuen, so besorgniserregenden Waldschäden nicht gefunden werden wird, so daß Umweltpolitik und Forstpolitik ihre Maßnahmen auch auf Dauer nur auf plausible Vermutungen gründen können.

6. MÖGLICHKEITEN ZUR VORSORGE UND SCHADENSMINDERUNG

6.1 Rechtliche Anforderungen und technische Möglichkeiten anlagenbezogener Emissionsminderung

6.1.1 Allgemeines

450. Der Betreiber einer genehmigungsbedürftigen Anlage ist verpflichtet, insbesondere durch dem Stand der Technik entsprechende Maßnahmen zur Emissionsbegrenzung Vorsorge gegen schädliche Umwelteinwirkungen zu treffen (§ 5 Ziff. 2 BImSchG). Das gilt im Grundsatz auch für Altanlagen (vgl. § 17 BImSchG). Eine Konkretisierung dieser sehr allgemein gefaßten Rechtspflicht findet sich in einer Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz, der Technischen Anleitung zur Reinhaltung der Luft (TA Luft). Die Konkretisierung erfolgt in der Regel durch die Festsetzung sog. Emissionsgrenzwerte, die den höchstzulässigen Schadstoffausstoß, bezogen auf das Abgasvolumen oder auf die Zeit, angeben.

Hinsichtlich der für saure Niederschläge relevanten Schwefel- und Stickstoffoxidemissionen ist dies allerdings nicht der Fall, sieht man einmal vom Grenzwert für Schwefeldioxidemissionen aus Gasfeuerungen (Nr. 3.1.3.1 TA Luft) ab.

451. Die praktisch bedeutsamste Begrenzung der Schwefeloxidemissionen ging in den letzten Jahren von der Empfehlung der Umweltministerkonferenz vom Februar 1980 an die (vollziehenden) Länderbehörden aus, bei Genehmigung von Kohlekraftwerken ab 175 MW elektrischer Leistung eine Schwefeldioxid-Konzentration im Abgas von höchstens 650 mg/m³ zu fordern. Sie konkretisierte und verschärfte die Bestimmungen der Nr. 3.1.1.4 TA Luft, die lautet: „Emissionen an Schwefeldioxid im Abgas aus Feuerungsanlagen für Kohle sind soweit wie möglich zu begrenzen; bei Feuerungsanlagen mit einer Feuerungswärmeleistung unter 4 TJ/h insbesondere durch Verwendung schwefelarmer Steinkohle (Massengehalt > 1 %), bei Feuerungsanlagen mit einer höchsten Feuerungswärmeleistung von 4 TJ/h und mehr auch durch Entschwefelung der Abgase (bei Abgasen läßt sich eine Entschwefelung von über 80 % erreichen); ...“ Die Verschärfung ergibt sich zum einen aus der Erweiterung des Anwendungsbereichs der Entschwefelungsforderung (4 TJ/h \approx 1100 MW Feuerungswärmeleistung \approx 430

MW elektrische Leistung) und zum anderen aus der Festsetzung eines Grenzwertes, der bei 80 % Entschwefelungsleistung nicht immer eingehalten werden kann.

452. Eine mittelbar emissionsbegrenzende Wirkung geht von der Verpflichtung aus, in der Umgebung der Anlage die sog. Immissionsgrenzwerte einzuhalten (s. Nr. 2.5 TA Luft) — falls die Emissionen nicht unvermindert über höhere Schornsteine abgeleitet werden.

453. Die von der Bundesregierung am 23. 2. 1983 beschlossene und z. Z. dem Bundesrat zur Zustimmung vorliegende Großfeuerungsanlagen-Verordnung erfaßt auch die für Wälder bedeutsamen Luftschadstoffe und legt für sie, einschließlich der Schwefel- und Stickstoffoxide, Emissionsgrenzwerte, teilweise modifiziert durch bestimmte Mindestreinigungsgrade, fest. Besonders hervorzuheben ist, daß die Verordnung auch Altanlagen einbezieht, denen gegenüber die Durchsetzung der Anforderungen der TA Luft rechtlich und praktisch stets besonders schwierig war. Auch das Verfahren der Messung und Überwachung wird in der Verordnung präzise geregelt.

454. Techniken zur Verminderung der Emissionen aus Feuerungsanlagen können brennstoffbezogener, feuerungstechnischer und abgasseitiger Natur sein. Brennstoffbezogene Maßnahmen entziehen entweder dem Brennstoff, beispielsweise durch Aufbereitungsverfahren, luftverunreinigende Begleitstoffe, vor allem anorganische Schwefelverbindungen (Pyrit), oder sie fügen dem Brennstoff Zuschlagstoffe zu, die luftverunreinigende Komponenten in eine nichtflüchtige Form überführen und in die Asche einbinden. Feuerungstechnische Maßnahmen beeinflussen die Entstehung von Stickstoffoxiden sowie von Ruß, Kohlenmonoxid und organischen Verbindungen. Zu den abgasseitigen Maßnahmen zählen alle Abgasreinigungseinrichtungen.

455. Heute stehen für die Abgasreinigung im wesentlichen zwei Techniken zur Verfügung: die

Abgasentstaubung und die Abgasentschwefelung. Zur Minderung der Stickstoffoxid-Emissionen wird in erster Linie auf feuerungstechnische Maßnahmen zurückgegriffen, abgasseitige Maßnahmen werden heute in Japan wegen der dortigen scharfen Emissionsnormen zusätzlich ergriffen (Tz. 482). Mit einem ausreichenden Abscheidegrad des Gesamtstaubes wird bei üblichen Brennstoffen auch eine erhebliche Senkung der Reingasgehalte an Metall- und Schwermetallverbindungen erreicht. Gasförmige anorganische Halogenverbindungen werden bei den bekannten Verfahren der Abgasentschwefelung, vor allem bei den nassen Verfahren, mit noch höheren Wirkungsgraden als Schwefeldioxid abgetrennt. Für organische Emissionen ist ein solcher Mitnahmeeffekt der Abgasentschwefelung bei den im Abgas von großen Feuerungsanlagen anzutreffenden niedrigen Konzentrationen an Kohlenwasserstoffen nicht bekannt.

456. Bei allen Maßnahmen ist zu beachten, inwieweit es zu umweltrelevanten Problemverlagerungen kommt. Die Bereitstellung der für die zur Zeit vorherrschenden Verfahren der Rauchgasentschwefelung (Waschverfahren mit Calciumverbindungen) oder für die Wirbelschichtfeuerung benötigten Einsatzstoffe (Kalkstein, Dolomit) führt im allgemeinen zu keiner nennenswerten Umweltbelastung. Die entstehenden Reaktionsprodukte werden entweder aufbereitet (Gips aus Kalkwaschverfahren) oder man muß sich ihrer umweltschonend entledigen.

6.1.2 Schwefeldioxid

457. Im Hinblick auf Anlagen von einer Größe, bei denen anlagebezogene Maßnahmen ansetzen können, sind für die Schwefeldioxidemission vorrangig die Brennstoffe Steinkohle und Braunkohle von Bedeutung. Erdgasgefeuerte Anlagen emittieren praktisch kein Schwefeldioxid. Heizöl und andere feste, flüssige und gasförmige Brennstoffe besitzen von der Menge her eine eher untergeordnete Bedeutung: Der Anteil der Steinkohle an der gesamten Stromerzeugung der Bundesrepublik Deutschland betrug 1981 32,3 %, der der Braunkohle 26,1 %, der des Erdgases 12,1 % und der des Heizöls 5,4 %. An schwerem Heizöl sind 1981 noch 15,8 Mio t — überwiegend im industriellen und gewerblichen Bereich — eingesetzt worden; für 1982 kann eine weitere Abnahme um mehr als 5 % angenommen werden. Der Eigenverbrauch der Raffinerien an schwerem Heizöl ist 1982 um 9 % auf 2,87 Mio t zurückgegangen. Hierbei gelangen auch besonders schwefelhaltige Rückstandsöle zum Einsatz.

Steinkohle

458. Der in den mineralischen Beimengungen der Steinkohle enthaltene Schwefel (Pyritschwefel) wird bei der Kohleaufbereitung mehr oder weniger vollständig abgetrennt.

459. Organische Schwefelverbindungen, deren Anteil in der Kohle (0,6 bis 1 Gew.-% im wasser- und

aschefreien Zustand) in der Regel etwas größer ist als der des mineralischen Schwefels, lassen sich nur durch unverhältnismäßig aufwendige chemische Verfahren entfernen. Die Verminderung des Schwefelgehalts durch die Kohleaufbereitung beträgt etwa 25 bis 40 %. Ein verbessertes Verfahren der Pyritabscheidung ist in der Kohleaufbereitungsanlage Walsum verwirklicht worden; ein Schwefelgehalt von 1,5 % in der Rohkohle kann dort auf unter 1 % im Mittel der Verkaufsprodukte gesenkt werden. Dies ist der Schwefelgehalt, den die TA Luft (Nr. 3.1.1.4) für die in Feuerungsanlagen ohne Rauchgasentschwefelung verfeuerte Kohle verlangt. Allerdings bestehen Zweifel, ob diese Bestimmung von den Behörden durchgesetzt werden kann. Im Einzelfall können den Betreibern in den Genehmigungsbescheiden auch weitergehende Auflagen erteilt werden. Die Entschwefelung der Kohle kann zwar — insbesondere in besonders gelagerten Fällen — einen Beitrag zur Lösung des Schwefeldioxid-Problems leisten, sie wird aber aus anwendungstechnischen Gründen und wegen ihres hohen Energiebedarfs nicht als das Hauptinstrument angesehen werden können.

460. Da inländische schwefelarme Steinkohle nicht in ausreichender Menge zur Verfügung steht — Tab. 6.1 gibt einen Überblick über die in Rechnung zu stellenden Schwefelgehalte —, ist man auf andere Wege der Begrenzung von Schwefeldioxidemissionen verwiesen. Diese sind bei der Wirbelschichtfeuerung, auf die weiter unten noch zurückzukommen sein wird, die Zugabe basischer Mineralien (Kalk, Dolomit) in den Brennraum, bei allen anderen Steinkohlenfeuerungen die Rauchgasentschwefelung.

461. Seit 1971 ist kein großes Steinkohlekraftwerk mehr ohne Abgasentschwefelungsanlage genehmigt worden. Ende 1982 waren in der Bundesrepublik Deutschland 7 Steinkohlekraftwerke mit Entschwefelungsanlagen in Betrieb. Die elektrische Leistung der Kraftwerke mit Rauchgasentschwefelung betrug 4 040 MW. Dabei handelt es sich zumeist um die Entschwefelung eines Abgasteilstroms, da auch so die seinerzeit erteilten Auflagen der Genehmigungsbehörden erfüllt werden. Wo die Auflagen zeitlich gestaffelt sind, ist mit einer Zunahme der tatsächlich entschwefelten Kapazität zu rechnen. Die Reingas-Schwefeldioxidgehalte liegen zwischen 650 und etwa 1000 mg/m³. Derzeit sind weitere 7 700 MW Kraftwerksleistung mit Entschwefelungsanlagen geplant oder im Bau.

462. In Japan und den USA kamen Rauchgasentschwefelungsanlagen früher zum Einsatz als in Deutschland. Bereits 1975 waren in Japan 1 300, allerdings zumeist kleine Anlagen in Betrieb. Es werden nicht nur Rauchgase aus Kohle- und Ölfeuerungen unterschiedlicher Größe, sondern auch Abgase verschiedenartiger Industrieanlagen entschwefelt (Chemie-Anlagen, Eisenerz-Sinteranlagen). Die einzuhaltenden Schwefeldioxid-Emissionsgrenzwerte der einzelnen Anlagen hängen von den örtlichen Gegebenheiten ab und lassen keine Verallgemeinerung zu. In den USA sind Rauchgasentschwefe-

**Mengen und Schwefelgehalte von Kraftwerkskohlen in den Absatzbereichen der Ruhrkohle AG,
der Saarbergwerke AG und der Gewerkschaft Auguste Victoria**

Steinkohlenart	Schwefelgehalte % (i. roh., bezogen auf SKE) ¹⁾		Absatzmengen Mio t SKE/a
	von – bis	in Mittel	
Kraftwerkskohle insgesamt	1,25 (1,5 ²⁾)		33,63
Kraftwerkskohle mit S-Gehalt über 1 % (i. roh., bezogen auf SKE)			28,53
davon: Feinkohle	0,9 – 1,3	1,1	10,74
Grobkohle	1,0 – 1,3	1,2	2,70
Ballastkohle		1,6	15,09
Feinkohle in Kraftwerken mit Rauchgasentschwefelung eingesetzt	überwiegend 1		3

¹⁾ 1 % (bezogen auf SKE) = 10 g S/kg SKE

²⁾ UBA-Schätzung

Quelle: Angabe des Gesamtverbandes des deutschen Steinkohlenbergbaus vom Mai 1982

lungsanlagen fast ausschließlich in Kraftwerken eingerichtet. Einen Überblick über die elektrische Leistung der Kraftwerke mit Rauchgasentschwefelung in den verschiedenen Ländern gibt Tab. 6.5 im Abschn. 6.5.2.

463. In der Bundesrepublik Deutschland befinden sich bislang ausschließlich Naßentschwefelungsverfahren mit Kalkverbindungen im großtechnischen Einsatz. Sie sind einfach zu handhaben und kostengünstig. Dabei entsteht Gips als Endprodukt. Vor allem nach Untersuchungen der Ruhrkohle (WILD, 1982) ist der Gips soweit aufarbeitbar, daß er sowohl in reiner Form als auch in Verbindung mit Flugstaub im Untertagebereich (Dammtechnologie, Verfüllung von Störungsräumen) den bislang verwendeten Naturgips (Anhydrit, Bedarf etwa 800 000 t/a mit steigender Tendenz) ersetzen kann. Darüber hinaus ist Gips aus der Abgasentschwefelung nach entsprechender Aufbereitung in verschiedenen Einsatzbereichen, wie der Zementindustrie und der Gipsindustrie (Gipskartonplatten- und Putzgipsherstellung), dem Naturrohgips gleichwertig. Durch diese und andere noch zu erprobende Verwendungen soll die kostenträchtige Deponierung von Rauchgasentschwefelungsgips vermieden werden. Zur Zeit werden die jährlich in der Bundesrepublik Deutschland verwerteten 4 Mio t Gips noch fast gänzlich durch Naturrohgips gedeckt, der in hierzulande reichlichen Vorkommen, in deren Nähe die Produktionsstätten der Gipszeuger liegen, kostengünstig gewonnen wird.

464. Bei einer anderen im Bau befindlichen Rauchgasentschwefelungsanlage fällt Ammoniumsulfat als Endprodukt an, das zusätzlich zu den in der Kunstfaserindustrie anfallenden Ammoniumsulfatmengen auf dem Düngemittelmarkt abgesetzt werden soll. Wegen einiger negativer Nebenwirkungen (Versauerung der Böden, vergipsende Wirkung auf einigen Böden) sind die Absatzmöglichkeiten

von Ammoniumsulfat auf dem deutschen Düngemittelmarkt begrenzt, in Entwicklungsländer dagegen werden erhebliche Mengen exportiert. Die künftigen Absatzmöglichkeiten zusätzlichen Ammoniumsulfats aus der Rauchgasentschwefelung werden unterschiedlich beurteilt. Eine Deponierung von Ammoniumsulfat scheidet wegen seiner Wasserlöslichkeit aus.

465. Um einen genügenden Auftrieb der gereinigten und dabei abgekühlten Abgase zu gewährleisten, müssen diese bei Ableitung über einen Kamin wieder aufgeheizt werden, wobei zusätzlicher Energieverbrauch vermieden werden soll. Um das zu erreichen, kann entweder ein entschwefelter, kalter Abgasteilstrom mit einem ungereinigten, heißen Abgasteilstrom hinter der Entschwefelungsanlage gemischt (Teilstromentschwefelung) oder zum Wärmetausch zwischen heißem Rohgas und kaltem Reingas ein Regenerativwärmetauscher eingesetzt werden. Eine neuere Entwicklung geht dahin, die gereinigten und abgekühlten Abgase ohne Wiederaufheizung über einen Kühlturm zusammen mit der Schwadenluft in die Atmosphäre abzuleiten. Dabei kann, wenn es sich um einen Kühler mit peripherer Hydraulik handelt, die Entschwefelungsanlage unmittelbar im Kühler angeordnet werden, oder aber das entschwefelte Rauchgas wird in den Kühlkamin eingeleitet.

466. Für die Zukunft bleibt abzuwarten, ob sich auch trockene Abgasentschwefelungsverfahren, wie z. B. das Aktivkoksverfahren, durchsetzen werden. Alternativ können dabei als Reaktionsprodukte Schwefel, Schwefeldioxid (flüssig oder als Reichgas) oder Schwefelsäure produziert werden.

467. Auch Sprühtrockenverfahren (naß-trockene Abgasentschwefelung) können bei der Rauchgasentschwefelung Verwendung finden. Hierbei können Deponieprobleme wegen Nichtverwertbarkeit

der anfallenden Stoffe (z. B. Ca-Sulfit, Ca-Sulfat, Ca-Chlorid, Ca-Fluorid, Asche, Schwermetalle) entstehen.

468. Schließlich ist auch auf die Zugabe basischer Sorptionsmittel zum Brennstoff in den Feuerraum oder in das Rauchgas hinzuweisen; Verfahren, welche vor allem für die Braunkohleentschwefelung und für die Teilentschwefelung bei Steinkohlefeuerungen (Feuerungswärmeleistung 200 MW bis 400 MW) interessant sein können.

469. Zur Zeit eingesetzte Naßverfahren können Entschwefelungsgrade von 90 % im entschwefelten Abgas-Teilstrom erzielen. Der einzuhaltende Genehmigungswert für die Schwefeloxiddkonzentration im Abgas soll sich nach übereinstimmender Meinung nach dem bemessen, was mit Rauchgasentschwefelung, aber ohne energiepolitisch unerwünschte Wiederaufheizung mittels zusätzlichen Energieeinsatzes erreichbar ist. Für das herkömmliche Verfahren der Teilstromentschwefelung ist der Wert von 650 mg/m³ für Kohle mit einem Schwefelgehalt von etwa 1,4 %, der für Kraftwerkskohle im oberen Bereich liegt, aber bei Ballastkohle auch merklich überschritten wird, als Grenze anzusehen. Bei günstigen Bedingungen kann gerade noch ohne Wiederaufheizung mittels zusätzlichen Energieeinsatzes eine Taupunktunterschreitung im Abgas an der Kaminmündung vermieden werden.

470. Die Einhaltung eines Emissionsgrenzwertes von 400 mg/m³ macht bei üblichen Schwefelgehalten von Vollwertkohle (> 0,7 %) die Entschwefelung von mehr als 80 % des gesamten Abgasstroms und damit die Wiederaufheizung der Gase durch regenerativen Wärmetausch oder deren Ableitung über einen Kühlturm erforderlich. Im Kraftwerk Wilhelmshaven ist seit Anfang 1982 eine Rauchgasentschwefelungsanlage mit Wärmetauscher offensichtlich erfolgreich in Betrieb. Seit einigen Monaten wird außerdem im Kraftwerk Völklingen eine Entschwefelungsanlage betrieben, die in einem Kühlturm mit peripherer Hydraulik steht. Es ist zu erwarten, daß sich beide Verfahrensweisen, mit denen sich — abhängig vom Schwefelgehalt der Kohle — Schwefeloxidgehalte zum Teil auch unter 400 mg/m³ erreichen lassen, technisch durchsetzen werden.

471. Andererseits müßte bei hoch schwefelhaltigen Kohlen der Abscheidegrad der Entschwefelungsanlage auf 95 % und mehr gesteigert werden, um 400 mg/m³ einzuhalten. Dies ist nicht immer möglich. Daher sieht der bereits erwähnte Regierungsentwurf einer Großfeuerungsanlagen-Verordnung die Zulassung einer Ausnahme von dem für Anlagen mit einer Feuerungswärmeleistung oberhalb 400 MW festgesetzten Regelgrenzwert von 400 mg/m³ für den Fall vor, daß dieser Wert nach dem Stand der Technik nicht erfüllbar ist. In diesem Fall hat die Genehmigungsbehörde aber vorzuschreiben, daß die Entschwefelungsanlage ständig mit der höchstmöglichen Abscheideleistung zu betreiben ist und daß nicht mehr als 650 mg/m³ emittiert werden dürfen.

472. Für Anlagen mit einer Feuerungswärmeleistung von über 200 MW bis einschließlich 400 MW verlangt die Verordnung eine Emissionsbegrenzung auf höchstens 2 000 mg/m³ und einen Gesamtreinigungsgrad von 60 %. Dies bedeutet, daß auch in diesem Größenbereich schwefelreiche Kohle verbrannt werden kann mit der Folge, daß die schwefelärmere Kohle für kleinere (nicht entschwefelungspflichtige) Größenklassen zur Verfügung steht. Für Anlagen mit Kraft-Wärme-Kopplung, deren Nutzwärmeleistung zu mindestens 50 von Hundert an Stelle von Gebäudeheizungen oder sonstigen Feuerungsanlagen mit niedrigen Schornsteinen verwendet wird, soll allerdings nur der Emissionsgrenzwert von 2 000 mg/m³ gelten, nicht dagegen auch die Mindestreinigungsforderung von 60 %. Darüber hinaus sollen in diesen Fällen (jeweils für ein Jahr) sogar bis zu 2 500 mg/m³ zugelassen werden dürfen, wenn die zur Einhaltung von 2 000 mg/m³ erforderliche schwefelarme Kohle (< 1 % Schwefelgehalt) nicht zur Verfügung steht.

473. Für Neuanlagen mit einer Feuerungswärmeleistung unter 200 MW wird eine Massenkonzentration von 2 000 mg/m³ Abgas ohne weitere Einschränkung zugelassen, in der Erwartung, daß dieser Wert durch den Einsatz schwefelärmerer Kohle einhaltbar ist. Tatsächlich zeigt die Genehmigungspraxis der Länder, daß oft auch bei kleineren Anlagen ein Emissionswert von erheblich weniger als 2 000 mg/m³ einzuhalten ist. Auch hier soll die Ausnahmeregelung gelten, daß (für jeweils ein Jahr) 2 500 mg/m³ zugelassen werden dürfen, wenn nachgewiesen wird, daß schwefelarme Kohle nicht zur Verfügung steht.

Braunkohle

474. Der Regierungsentwurf der Großfeuerungsanlagen-Verordnung stellt hinsichtlich der Schwefeldioxidemissionen an Braunkohlekraftwerke die gleichen Anforderungen wie an Steinkohlekraftwerke, insbesondere gilt für Anlagen über 400 MW Feuerungswärmeleistung ebenfalls ein Emissionsgrenzwert von 400 mg/m³ und ein Mindestreinigungsgrad von 85 %, ausnahmsweise 650 mg/m³ bei höchstmöglicher Abscheideleistung.

475. Ähnlich wie bei Steinkohle ist auch bei Braunkohle eine Abgasentschwefelung möglich. Naßentschwefelungsverfahren sind bislang bei Braunkohlenfeuerungen nicht zum Einsatz gekommen, so daß keine Aussagen über ihre Effektivität gemacht werden können. Es ist aber zu erwarten, daß modifizierte Naßentschwefelungsverfahren auch zur erfolgreichen Abgasreinigung im Braunkohlenbereich einsetzbar sind. Zur Entschwefelung bietet sich auch das wegen der niedrigen Feuerraumtemperaturen technisch mögliche und auch billigere Trockenadditiv-Verfahren an. Bei dieser Art der Entschwefelung ergeben sich solange keine Schwierigkeiten bei der Abfallbeseitigung, wie die entstehenden Stoffe in ausgekohlten Tagebauen verfüllt werden können.

476. Mit dem Trockenadditiv-Verfahren läßt sich nur bei schwefelärmeren Kohlen ein Grenzwert von 400 mg/m^3 einhalten. Bereits bei Schwefelgehalten der Rohbraunkohle über 0,2% werden nach Auffassung der Rheinisch-Westfälischen Elektrizitätswerk AG (RWE) äußerstenfalls 600 mg/m^3 eingehalten. Entsprechend den stark schwankenden, schnell wechselnden Schwefelgehalten gilt diese Aussage auch nur dann, wenn die Emissionssituation maßgeblich nach Tagesmittelwerten beurteilt wird.

477. Seitdem die TA Luft für Kohlekraftwerke über einer Feuerungswärmeleistung von 4 TJ/h ($\approx 1100 \text{ MW}$) die Entschwefelung fordert (1974), ist kein Braunkohlekraftwerk dieser Größe mehr genehmigt worden. Das Kraftwerk Buschhaus, für das aufgrund des vorgesehenen Einsatzes der hochschwefelhaltigen Braunkohle aus dem Helmstedter Vorkommen SO_2 -Emissionswerte von bis zu $12\,000 \text{ mg/m}^3$ zugelassen worden sind, liegt mit ca. 800 MW Feuerungswärmeleistung unterhalb jener Größenklassengrenze. Das erste große Braunkohlekraftwerk mit Entschwefelung wird das Kraftwerk Neurath sein, für dessen zwei Blöcke à ca. $1\,600 \text{ MW}$ Feuerungswärmeleistung der bereits ergangene Vorbescheid einen maximalen Emissionswert von 640 mg/m^3 (im Tagesmittel) vorschreibt.

Heizöl

478. In dem Regierungsentwurf der Großfeuerungsanlagen-Verordnung sind für Ölfeuerungen über 400 MW Feuerungswärmeleistung die Grenzwerte für Schwefeloxide wie bei Feuerungsanlagen für feste Brennstoffe geregelt (400 mg/m^3 und 85% Reinigungsgrad). Ein Emissionsgrenzwert von 400 mg/m^3 (bei einem Sauerstoff-Volumengehalt im Abgas von 3%) läßt sich ohne Entschwefelung nur bei Heizöl mit einem Schwefelgehalt von 0,25% einhalten. Derart schwefelarmes Heizöl ist aber nicht in großen Mengen verfügbar, so daß im Regelfall der Einbau einer Abgasentschwefelungsanlage erforderlich wird. Große ölgefeuerte Anlagen mit Abgasentschwefelung werden in Japan schon länger betrieben. In der Bundesrepublik Deutschland ist zum Jahreswechsel 1982/83 in Berlin-Lichterfelde eine nachträglich eingebaute Rauchgasentschwefelungsanlage hinter einem großen Ölkraftwerk (300 MW_{el} Entschwefelungskapazität) in Betrieb genommen worden. Allerdings ist davon auszugehen, daß große ölgefeuerte Neuanlagen aus energiepolitischen Gründen nicht mehr genehmigt werden. Bereits im letzten Jahr wurden nur noch wenige der vorhandenen Ölkraftwerke längerzeitig betrieben.

479. Für ölgefeuerte Anlagen mit einer Feuerungswärmeleistung von 200 bis 400 MW werden $1\,700 \text{ mg/m}^3$ (ebenfalls bei einem Volumengehalt des Sauerstoffs im Abgas von 3%) zugelassen, wobei ein Schwefelabscheidegrad von 60% in jedem Fall vorausgesetzt wird. Abgesehen von Einzelfällen ist in Zukunft auch für diese Größenklasse nicht mit neuen Anlagen zu rechnen. Bei Anlagen unter 200 MW läßt die Verordnung $1\,700 \text{ mg/m}^3$ zu. Diese Forderung kann durch die Verwendung von Heizöl eines Schwefelgehalts von etwa 1% erfüllt werden.

Weist der Betreiber nach, daß ihm derart schwefelarmes Heizöl nicht zur Verfügung steht, kann für jeweils 6 Monate ein Emissionswert bis zu $3\,400 \text{ mg/m}^3$ zugelassen werden.

Gasförmige Brennstoffe

480. Nach den von der Gaswirtschaft eingehaltenen Qualifikationsanforderungen ist der Schwefelgehalt üblicher Brennstoffe so niedrig, daß die in der Großfeuerungsanlagen-Verordnung festgelegten Emissionsgrenzwerte ohne zusätzliche technische Maßnahmen eingehalten werden können. Für Erdgas setzt die Verordnung den Grenzwert der TA Luft (Nr. 3.1.3.1) um 30% auf 35 mg/m^3 (bei einem Volumengehalt an Sauerstoff von 3%) herab. Für die praktisch keine Schwefelverbindungen enthaltenden, von der Menge her unbedeutenden Flüssiggase, z. B. Propan und Butan, ist ein Grenzwert von 5 mg/m^3 vorgesehen. Bei Verwendung von Kokereigas wird wie bisher (Nr. 3.1.3.1 a TA Luft) ein Grenzwert von 100 mg/m^3 einzuhalten sein; bei Brenngasen, die im Verbund zwischen Eisenhüttenindustrie und Kokerei eingesetzt werden und bei denen höhere Schwefelgehalte vorkommen, liegt der Emissionsgrenzwert — je nach Koksofengasanteil — zwischen 200 und 800 mg/m^3 .

Altanlagen

481. Von zentraler Bedeutung sind die Anforderungen an die Schwefeldioxid-Emissionsbegrenzung bei Altanlagen für feste und flüssige Brennstoffe. Für Altanlagen sollen in Abhängigkeit von der Feuerungswärmeleistung und der vom Betreiber festzulegenden Restnutzung unterschiedliche Anforderungen gelten. Bei einer Restnutzung von höchstens 15 000 Vollaststunden, entsprechend etwa 3 bis 5 Jahren bei für Kraftwerke üblichen Auslastungen, soll es bei den Rechten aus der alten Genehmigung bleiben. Bei einer beabsichtigten Restnutzung von mehr als 15 000 Vollaststunden sollen $2\,500 \text{ mg/m}^3$, in Ausnahmefällen $3\,200 \text{ mg/m}^3$ eingehalten werden müssen. Dazu bedarf es im allgemeinen keiner Abgasentschwefelung; die Anlagen können noch mit Brennstoffen mittlerer Schwefelgehalte weiter betrieben werden. Eine weitere Verschärfung soll für Anlagen mit einer Feuerungswärmeleistung über 400 MW und einer Restnutzung über 40 000 Vollaststunden — entsprechend etwa 8 bis 13 Jahren — gelten. Diese sind innerhalb von fünf Jahren entsprechend den für Neuanlagen geltenden Anforderungen umzurüsten.

6.1.3 Stickstoffoxide

482. In Japan werden bereits im größeren Umfang abgasseitige Maßnahmen zur Verminderung der Stickstoffoxidemissionen eingesetzt. In der Bundesrepublik Deutschland werden vorerst nur für besondere Problemfälle außerhalb der Feuerungstechnologie solche Techniken in Betracht gezogen bzw. angewendet.

Bei den in Japan eingesetzten Verfahren zur Rauchgasreinigung werden praktisch ausschließlich Methoden gewählt, die eine getrennte Abscheidung von Stickstoff- und Schwefeloxiden in zwei Reinigungssystemen voraussetzen. Durch dieses System der Rauchgasreinigung müssen die Kosten gegenüber einer alleinigen Entschwefelung erheblich höher sein. Daher ist man in der Bundesrepublik Deutschland vor allem darum bemüht, kombinierte Gasreinigungssysteme zur gleichzeitigen NO_x und SO_x -Abscheidung zu entwickeln. Fraglich ist dabei bislang, ob mit solchen Verfahren sehr hohe NO_x -Abscheidegrade erreichbar sind. Bisher hat sich nur gezeigt, daß offensichtlich das Aktivkohleverfahren bei Zugabe von Ammoniak entsprechend niedrige Reingehalte nicht nur für SO_2 , sondern auch für NO_x erbringen kann. Dabei ist allerdings davon auszugehen, daß von vornherein die Kosten für die reine Entschwefelung erheblich über denen der Naßverfahren liegen. Im Falle einer kombinierten Reinigung werden diese weiter ansteigen.

483. Zur Zeit greifen Maßnahmen zur Emissionsminderung bei Feuerungen auf Verbrennungstechniken zurück, bei denen Stickstoffoxide in geringerem Maße entstehen. Hierzu gehören Stufenverbrennung und Abgasrückführung. Beide Verfahren lassen sich bei Mehrbrennerfeuerungen sowohl durch eine entsprechende Fahrweise der Brenner (Stufung im Feuerraum, Abgasrückführung in den Feuerraum) als auch durch Stufung und Rückführung am Brenner selbst (NO_x -arme Brenner) anwenden. Man rechnet damit, daß sich bei Neuanlagen durch diese Maßnahmen Emissionsminderungen von 20 bis 40% gegenüber dem Stand 1978 erreichen lassen. Auch für Altanlagen erwartet man bei Umrüstung auf die neuen Systeme eine wesentliche Minderung der NO_x -Emission, ohne daß allerdings bislang durch die Kesselhersteller verbindliche Angaben gemacht werden. Dies ist sicher auch von der Ausführung der Feuerungsanlage abhängig.

484. Die Stickstoffoxid-Emission eines 700 MW_{el}-Kraftwerks mit Steinkohlenstaubfeuerung und trockenem Ascheabzug konnte durch nachträglichen Einbau NO_x -armer Brenner auf etwa die Hälfte gesenkt werden. Auch die besonders hohen Emissionen bei Steinkohlen-Schmelzkammerfeuerungen lassen sich beträchtlich vermindern. So wurden nach Angaben des Umweltbundesamtes (UBA 1981) durch Umbau eines 150 MW_{el}-Kraftwerks auf NO_x -arme Verbrennungstechnik die NO_x -Emissionen von etwa 1 900 mg/m³ auf weniger als 1 200 mg/m³ (bei einem Sauerstoff-Volumengehalt im Abgas von 5%) herabgesetzt. Bei Neuanlagen von Steinkohlenstaubfeuerungen mit trockenem Ascheabzug, die sich von vornherein auf eine NO_x -arme Verbrennung hin auslegen lassen, werden Stickstoffoxidemissionen unterhalb 800 mg/m³ (Sauerstoff-Volumengehalt 6%) erwartet. Neuere Überlegungen und Brennkammerversuche gehen dahin, durch die Eindüsung von Kalk über die Stufenluft NO_x -armer Brenner in den Feuerraum gleichzeitig eine erhöhte Schwefeldioxid-Einbindung in die Asche zu erreichen („Direktentschwefe-

lung“). Es bleibt abzuwarten, inwieweit diese NO_x -arme Fahrweise Probleme hinsichtlich erhöhter Korrosion und der möglichen Zunahme unverbrannter Bestandteile im Staub mit sich bringen wird.

485. Braunkohlekraftwerke haben wegen ihrer niedrigen Feuerraumtemperatur schon heute niedrigere Stickstoffoxidemissionen.

486. Auch bei öl- und gasgefeuerten Kraftwerken wird mit einer Stickstoffoxidemissionsminderung von 30% und mehr aufgrund verbesserter Verbrennungstechniken gerechnet.

487. Der Einsatz feuerungstechnischer Primärmaßnahmen ist bei Neuanlagen kaum mit Mehrkosten verbunden. Diese dürften auch bei der Umrüstung von Altanlagen keinen entscheidenden Faktor darstellen. Daher sind feuerungstechnische Maßnahmen auch für kleinere Industriefeuerungen von Interesse. Felduntersuchungen in den USA haben bestätigt, daß bei solchen Anlagen die Stickstoffoxidemissionen durch eine verbesserte Feuerungstechnik herabzusetzen sind. Je nach Kesselgröße und -auslegung, Luftvorwärmung, Brennstoffqualität und weiteren Gegebenheiten lassen sich nach Angaben des UBA (1981) die Stickstoffoxidkonzentrationen im Abgas von neuen Rostfeuerungen in der Regel unter 600 mg/m³ halten. Bei Braunkohle können auch 400 mg/m³ unterschritten werden. Ölgefeuerte Neuanlagen mit NO_x -armen Brennern unterschreiten 400 mg/m³, erdgasgefeuerte möglicherweise 300 mg/m³. NO_x -arme Öl- und Gasbrenner eigens für Industriefeuerungen werden zur Zeit entwickelt.

488. Das allgemeine Gebot, Stickstoffoxidemissionen „soweit wie möglich“ zu senken, soll durch die Großfeuerungsanlagen-Verordnung erstmalig eine den heutigen Stand der Technik berücksichtigende nähere Bestimmung erfahren. Dabei bleiben allerdings bekannte, aber kostenaufwendige Techniken zur Stickstoffoxid-Abscheidung aus Rauchgasen unberücksichtigt.

489. Der Regierungsentwurf sieht folgende Regelungen vor:

Bei Feuerungsanlagen auf der Basis fester Brennstoffe müssen die Stickstoffoxidemissionen nach näherer Bestimmung der zuständigen Behörden durch feuerungstechnische Maßnahmen nach dem Stand der Technik vermindert werden; dabei darf ein Emissionswert von 900 mg/m³ — bezogen auf einen bestimmten Sauerstoff-Volumengehalt im Abgas (bei Rostfeuerungen und Wirbelschichtfeuerungen 7%, bei Staubfeuerungen mit trockenem Ascheabzug 6% und bei Staubfeuerungen mit flüssigem Ascheabzug 5%) — nicht überschritten werden. Bei Altanlagen mit Steinkohlenstaubfeuerung und trockenem Ascheabzug soll der Grenzwert bei 1 300 mg/m³ (Sauerstoff-Volumengehalt 6%) liegen. Für sonstige feste Brennstoffe einsetzende Altanlagen ist eine Begrenzung auf 1 000 mg/m³ (Sauerstoff-Volumengehalt 7% bzw. 5%) vorgesehen. Lediglich

für Steinkohlestaubfeuerungen mit flüssigem Ascheabzug ist ein Wert von 2 000 mg/m³ (Sauerstoff-Volumengehalt im Abgas 5%) vorgesehen — und zwar für Neu- und Altanlagen.

Bei Einsatz flüssiger Brennstoffe darf bei Neuanlagen ein Emissionsgrenzwert von 450 mg/m³ und bei Altanlagen von 700 mg/m³ (jeweils bei einem Sauerstoff-Volumengehalt im Abgas von 3%) nicht überschritten werden.

Für gasförmige Brennstoffe einsetzende Neuanlagen gilt ein Grenzwert von 350 mg/m³ und für Altanlagen von 500 mg/m³ (Sauerstoff-Volumengehalt 3%).

490. Nach dem zuvor Gesagten ist davon auszugehen, daß die Grenzwerte für Neuanlagen mit erprobten feuerungstechnischen Maßnahmen einhaltbar sind. Die Begrenzungen für Altanlagen werden von einem beachtlichen Teil der Anlagen ohne besondere Maßnahmen eingehalten — insbesondere von kleineren Anlagen, die wegen niedrigerer Verbrennungstemperaturen weniger Stickstoffoxid emittieren. Bei größeren Feuerungsanlagen mit ihren höheren spezifischen Stickstoffoxidemissionen sind Umstellungen auf emissionsmindernde Feuerungstechniken erforderlich.

491. Bei der Beurteilung der Emissionsminderungsmaßnahmen bei Feuerungsanlagen ist auch zu berücksichtigen, daß die Stickstoffoxidemissionen des Verkehrsbereichs einen beträchtlichen Teil der gesamten Stickstoffoxidemissionen ausmachen. Im Hinblick darauf ist die im Rahmen der UN-Wirtschaftskommission für Europa (Economic Commission for Europe ECE) gefundene Kompromißregelung (Serie 04 der Regelung R 15) über die Emissionen aus Fahrzeugen mit Otto-Motor unbefriedigend. Die Begrenzung allein der Summe der Stickstoffoxid- und Kohlenwasserstoffemissionen kann bei der Höhe des Grenzwertes dazu führen, daß sich die Anstrengungen auf die mit der Kohlenmonoxid-Reduzierung parallel gehende Minderung der Kohlenwasserstoff-Emissionen beschränken und hinsichtlich der Stickstoffoxide keine Verbesserung eintritt. Die Bundesregierung sollte zumindest den um den Faktor 2 bis 3 kleineren Summengrenzwert, mit dem die Bundesrepublik Deutschland im ECE- und EG-Rahmen bisher nicht durchgedrungen ist, weiter anstreben. Verbesserte Konzepte zur Schadstoffminderung (Optimierung von Brennraum, Gemischbildung und Zündung, Magerbetrieb) müßten konsequent und zügig eingeführt werden. Die Anwendung der in den USA und Japan verwirklichten Konzeption zur Schadstoffminderung durch Einsatz von 3-Weg-Katalysatoren ist zur Erfüllung der deutschen Grenzwertvorschläge nicht geeignet, solange bleibbarer Kraftstoff in absehbarer Zeit in Westeuropa nicht allgemein verfügbar ist. Der Rat begrüßt es, daß zwischen Bundesregierung und Automobilindustrie Abstimmungsgespräche stattfinden. Sie sollten bald zu einer Vereinbarung führen, die unter Berücksichtigung der technisch-wirtschaftlichen Möglichkeiten dem Umweltschutz gerecht wird.

6.1.4. Halogenverbindungen

492. Erdgas und Heizöl gemäß der Spezifikation nach DIN 51 603 enthalten nur sehr geringe Beimengungen von Chlor und Fluorverbindungen. Andere flüssige Brennstoffe können höhere Gehalte aufweisen. Die Chlor- und Fluorgehalte der Kohle hängen ab von dem Grad der Abscheidung mineralischer Beimengungen im Verlauf der Kohleaufbereitung. Bessere Aufbereitung führt insofern nicht nur zu geringeren Gehalten der Kohle an Schwefel, sondern auch an Chlor- und Fluorverbindungen.

493. Abgasseitig führen vor allem die bekannten Naßverfahren der Rauchgasentschwefelung gleichzeitig zu einer Abscheidung der Halogenverbindungen, wobei der Abscheidegrad noch über dem der Schwefeloxid-Abscheidung liegt. Die dabei entstehenden Reaktionsprodukte (hauptsächlich Calciumchlorid) stellen eine Verunreinigung der bei der Entschwefelung anfallenden Produkte, z. B. des Gipses, und des Abwassers dar.

494. Das schon genannte, Schwefeldioxid abscheidende und Stickstoffmonoxid katalytisch zersetzende Aktivkoksverfahren entfernt auch Chlor- und Fluorverbindungen zu etwa 50% aus dem Abgas. Das bei der Regeneration des Aktivkoks erhaltene „Regenerativgas“ enthält die Schadstoffe Schwefeldioxid, Fluor- und Chlorwasserstoff in etwa 300fach höherer Konzentration als das Rauchgas. Um reine Schwefelverbindungen zu erhalten, ist eine weitere Verfahrensstufe zur Abtrennung der Halogenwasserstoffe erforderlich.

495. Die TA Luft begrenzt den Gehalt gasförmiger anorganischer Chlorverbindungen, angegeben als Chlorid, auf 30 mg/m³, falls deren Emissionen 3 kg/h erreichen (Nr. 2.3.4.1). Die Gehalte an gasförmigen anorganischen Fluorverbindungen im Abgas, gerechnet als Fluorid, werden schon bei einer Emission von 150 g/h auf 5 mg/m³ begrenzt (Nr. 2.3.4.2). Diese Regelung findet allerdings auf Feuerungsanlagen für feste Brennstoffe keine Anwendung (Nr. 3.1.1.3).

496. Der Regierungsentwurf der Großfeuerungsanlagen-Verordnung sieht für feste Brennstoffe und für flüssige Brennstoffe, die nicht der üblichen Spezifikation für Heizöle nach DIN 51 603 genügen, folgende Begrenzungen vor: Bei einer Feuerungswärmeleistung bis 400 MW soll die Konzentration anorganischer gasförmiger Chlorverbindungen, gerechnet als Chlorwasserstoff, 200 mg/m³ und die anorganischer gasförmiger Fluorverbindungen, gerechnet als Fluorwasserstoff, 30 mg/m³ nicht überschreiten. Wenn die Feuerungswärmeleistung mehr als 400 MW beträgt, wenn also nach den Vorstellungen dieses Verordnungsentwurfes die Anlage mit einer Abgasentschwefelung ausgerüstet sein muß, sollen die Konzentrationen an Halogenverbindungen im Abgas die Hälfte dieser Werte nicht überschreiten dürfen.

497. Diese Emissionsbegrenzungen sind in der Regel ohne zusätzliche technische Maßnahmen ein-

haltbar: Kleinere Anlagen müssen schon zur Begrenzung der Schwefeldioxidemissionen schwefelarme, d. h. in der Regel besser aufbereitete Kohlen einsetzen. Bessere Aufbereitung führt auch zu geringeren Chlor- und Fluorgehalten der Kohle. Mit den üblichen Chlorgehalten von bis zu 0,2% und Fluorgehalten von bis zu 0,02% in aufbereiteter Vollwertkohle lassen sich die Emissionsgrenzwerte ohne zusätzliche Abgaswäsche einhalten. In größeren Anlagen führen die üblichen Verfahren der Abgasentschwefelung zugleich zu einer ausreichenden Abscheidung der Halogenverbindungen.

498. Für die Gesamtemission an Halogenverbindungen sind auch Müllverbrennungsanlagen von großer Bedeutung. Zur Gasreinigung werden neben nassen Verfahren auch trockene Sorptionsverfahren eingesetzt. Bei beiden Methoden werden neben Schwefeloxiden vor allem Halogenwasserstoffe abgeschieden. Bei den trockenen Verfahren werden die entstehenden Salze durch Elektro- oder Gewebefilter zusammen mit dem Flugstaub abgeschieden. Zur Zeit werden diese Abfallstoffe im allgemeinen auf Sonderdeponien gelagert.

6.1.5 Metalle, insbesondere Schwermetalle

499. Die Emissionen von Metallen und Metallverbindungen werden über die Staubabscheidung begrenzt. Mit elektrischen oder filternden Abscheidern können heute Reingasstaubgehalte bis unter 20 mg/m³ erzielt werden.

500. Nach dem Regierungsentwurf der Großfeuerungsanlagen-Verordnung wird für alle verfeuerten Feststoffe ein Reingasstaubgehalt von maximal 50 mg/m³ gefordert. Für andere feste Brennstoffe als Kohlen und Holz wird darüber hinaus ein Summengrenzwert von 0,5 mg/m³ für die arsen-, blei-, cadmium-, chrom-, kobalt- und nickelhaltigen Staubinhaltsstoffe verlangt. Bei Kohle und Holz werden diese Werte im allgemeinen eingehalten oder unterschritten, wenn der Grenzwert 50 mg/m³ für den Gesamtstaub eingehalten wird.

501. Die Begrenzung der staubförmigen Emissionen bei flüssigen Brennstoffen auf ebenfalls 50 mg/m³ (Sauerstoffgehalt des Abgases 3%) wird bei Verwendung eines aschearmen Brennstoffs, guter Brennereinstellung und sorgfältiger Wartung im allgemeinen ohne zusätzliche Abscheideeinrichtung eingehalten. Damit wird zugleich auch ein Summenemissionswert von 2 mg/m³ für die staubförmigen Emissionen an Arsen, Blei, Cadmium, Chrom, Kobalt und Nickel (und deren Verbindungen) unterschritten, dessen Einhaltung nur bei Verwendung nicht DIN-gerechter oder besonders nickelreicher Heizöle eigens gefordert wird und hier mit Feststoffabscheidern dem Stand der Technik entsprechend erreicht werden kann.

502. Die zur öffentlichen Versorgung eingesetzten Gase sowie die Flüssiggase enthalten praktisch keine Feststoffe; ihre Verbrennung kann rußfrei be-

trieben werden. Der vorgesehene Grenzwert der staubförmigen Emissionen von 5 mg/m³ im Abgas (Sauerstoffgehalt 3%) kann daher ohne Staubabscheider eingehalten werden. Höhere Emissionswerte sollen für brennbare Gase aus der Roheisen- und Stahlgewinnung zugelassen werden.

503. Für Feuerungsanlagen, die wegen zu geringer Feuerungswärmeleistung nicht der Großfeuerungsanlagen-Verordnung unterliegen, (50 MW, bei gasförmigen Brennstoffen 100 MW), begrenzt die TA Luft den gesamten Staubauswurf auf folgende Werte: für feste Brennstoffe in Großwasserraumkesseln 300 mg/m³ und in Wasserrohrkesseln 150 bzw. 100 mg/m³ und für flüssige Brennstoffe zwischen 50 und 150 mg/m³. Für die Schwermetallemissionen galt bisher ein Emissionsgrenzwert von 20 mg/m³ (Nr. 2.3.3.4). Dieser ist für die Stoffe Arsen, Chrom, Kobalt und Nickel durch die TA Luft-Novelle vom Februar 1983 auf 1 mg/m³ gesenkt und damit erheblich verschärft worden (Nr. 2.3.5 i. V. m. Anhang B).

504. Im wesentlichen sollen durch die Großfeuerungsanlagen-Verordnung auch Altanlagen mit hoher Leistung dieser Regelung unterworfen werden. Derzeit emittieren sie zumindest teilweise noch Staubmengen über 150 mg/m³, so daß die Staubabscheidung entsprechend zu verbessern ist. Bei dem Einsatz von anderen Brennstoffen als Kohle und Holz ist wieder ein eigener Summengrenzwert von 1,5 mg/m³ für die genannten Metall-emissionen (Blei, Cadmium usw.) vorgesehen — dreimal so hoch wie für Neuanlagen.

505. Die Regelungen für flüssige Brennstoffe, die je nach Abgasvolumenstrom Staubgehalte im Abgas von höchstens 150 mg/m³ bis 50 mg/m³ fordern, werden allerdings bereits heute bei Einsatz eines Öls ausreichender Güte, guter Einstellung der Brenner und sorgfältiger Wartung im allgemeinen ohne besondere Entstaubungsanlage eingehalten. Die Begrenzung der Metallemissionen soll — außer für besondere nicht DIN-gerechte und vergleichsweise metallreiche Brennstoffe, für die in Altanlagen dieselben Anforderungen gelten sollen wie in Neuanlagen — mittelbar über die des gesamten Staubs erfolgen.

506. Für Altanlagen, die mit Brenngasen betrieben werden, sind in Anbetracht der geringen Staubemissionen keine Begrenzungen vorgesehen.

507. Die bei der Feststoffabscheidung entstehenden Rückstände müssen beseitigt, d. h. deponiert oder verwertet werden. Dasselbe gilt für das beim flüssigen Ascheabzug der Steinkohlenkraftwerke anfallende Granulat.

Bei naß arbeitenden Verfahren werden die feststoffbeladenen Waschflüssigkeiten zunächst mechanisch geklärt und dann — soweit möglich — im Kreislauf wiederverwendet oder einer Wasseraufbereitung zugeleitet. Die absetzbaren Feststoffe aus der mechanischen Klärung sind weitgehend Gips-schlamm. Die in geringen Mengen anfallenden

Reststoffe aus der Wasseraufbereitung müssen sicher deponiert werden.

Zur Zeit werden Grobasche und Granulat hauptsächlich im Straßen- und Tiefbau verwendet; etwa 40% der anfallenden Flugasche (0,4 Mio t/a) werden im Betonbau eingesetzt. Als neues Einsatzgebiet zeichnet sich die Verwertung der Flugasche als Flugaschezement auf der Basis von Portlandzementklinker ab. Eine andere Anwendung liegt in der Herstellung von Mischbaustoffen zusammen mit aufbereitetem Gips aus Rauchgasentschwefelungsanlagen. Weitere Mengen werden im Bergbau zur Verfüllung verwendet, möglicherweise aber auch in Baggerlöchern und auf Halde abgelagert.

6.1.6 Wirbelschichtfeuerung

508. Ein aussichtsreich erscheinender Weg, gleichzeitig die spezifischen Schwefeldioxid- und Stickstoffoxidemissionen bei der Steinkohleverbrennung zu vermindern, ist die Wirbelschichtfeuerungstechnik, auf die der Rat schon in seinem Sondergutachten „Energie und Umwelt“ (1981) hingewiesen hat. An Demonstrationsanlagen bis zu etwa 35 MW Feuerungswärmeleistung wurde nachgewiesen, daß durch Kalkstein- oder Dolomit-Zugabe in die Wirbelschicht die Schwefeldioxid-Emission zuverlässig auf weniger als 650 mg/m^3 begrenzt werden kann (LANGHOFF, KRISCHKE 1981). Untersuchungen im labor- oder halbtechnischen Maßstab haben gezeigt, daß in einer atmosphärischen Wirbelschichtfeuerung bei entsprechend hohen Additivzugaben Entschwefelungsgrade zwischen 50 und 90% erreichbar sind (vgl. auch MÜNZNER 1979 und SCHILLING 1983). Bei der in Grimethorpe (England) betriebenen Druckwirbelschicht (8 bis 10 bar) erreichte man SO_x -Abscheidegrade von 80 bis 97% bei einem Ca/S-Verhältnis von 2 bis 3,5. Die Stickstoffoxid-Emissionen liegen wegen niedriger Feuerungsraum-Temperaturen bei atmosphärisch betriebenen Wirbelschichtfeuerungen zwischen 350 und 600 mg/m^3 , für Druck-Wirbelschichtfeuerungen (Anlage Grimethorpe) wurden Werte zwischen 130 und 500 mg/m^3 (bezogen auf NO) ermittelt (jeweils bezogen auf 6% Sauerstoff im Abgas).

509. Wirbelschichtgefeuerte Anlagen können geeignet sein für Standorte sanierungsbedürftiger verbrauchernaher Kraftwerke kleinerer Leistung oder in Zechennähe mit Zugriff auf die gewöhnlich vergleichsweise schwefelreiche Ballastkohle oder auf Berge. Die Wirbelschichtfeuerung dürfte auch für Dampfkesselanlagen im mittleren und unteren Leistungsbereich, in den die meisten Industriefeuerungen fallen, eine Alternative zu herkömmlichen Feuerungen bieten.

510. Der erhöhte Staubauswurf macht den Einsatz hochwirksamer Staubabscheider (Elektrofilter oder Gewebefilter) erforderlich. Ein weiteres Problem stellen zur Zeit noch die Emissionen von Halogenverbindungen dar.

511. Die entstehenden Abfallstoffe, wie Ballastanteile, Flugstaub und die Reaktionsprodukte der Entschwefelung, sind einer geeigneten Entsorgung zuzuführen. Die eingebundenen Schwermetallgehalte werden größtenteils als nicht wasserlöslich beschrieben. Die Eigenschaften der anfallenden Abfallprodukte lassen ihre Verwendung als wärmedämmenden Baustoff möglich erscheinen.

6.1.7 Emissions-Überwachung

512. Der Rat schlägt vor, künftig in allen Feuerungsanlagen, die der Großfeuerungsanlagen-Verordnung unterliegen werden, die Schwefeldioxid- und Stickstoffoxid-Konzentrationen im Abgas zu ermitteln. Diese Ermittlung sollte fortlaufend erfolgen, wenn die Emissionen oberhalb der in Nr. 2.8.4.3 TA Luft genannten Schwellenwerte von 100 kg/h für Schwefeldioxid und 20 kg/h für Stickoxide (angegeben als Stickstoffmonoxid) liegen.

513. Nach dem Regierungsentwurf muß in allen Feuerungsanlagen für feste und flüssige Brennstoffe, auf die sich die Großfeuerungsanlagen-Verordnung erstreckt, die Massenkonzentration der staubförmigen Emissionen ebenfalls laufend ermittelt werden (§ 25 Abs. 1). Da die TA Luft (Nr. 2.8.4.3) dies ab einer Feuerungswärmeleistung von 100 GJ/h ($\approx 30 \text{ MW}$) verlangt, kann die genannte Forderung der Großfeuerungsanlagen-Verordnung unbeschadet der vom Rat befürworteten Ausweitung ihrer Gültigkeit auf Anlagen ab 10 MW Feuerungswärmeleistung aufrecht erhalten bleiben, wenn man sich in dem Leistungsbereich zwischen 10 und 30 MW mit einer vereinfachten Überwachung (Rauchdichte) begnügt.

514. Insgesamt erscheint es dem Rat also sinnvoll, einheitlich in allen Feuerungsanlagen, die der Großfeuerungsanlagen-Verordnung unterliegen werden, die Emissionskomponenten Staub, Schwefeldioxid und Stickstoffoxide zu messen. Ausnahmen ergeben sich sinngemäß, wie im Regierungsentwurf schon berücksichtigt, für Staub bei Verwendung gasförmiger Brennstoffe und für Schwefeldioxid bei Verwendung flüssiger und gasförmiger Brennstoffe, soweit die Emissionsgrenzwerte ausschließlich durch den Einsatz entsprechender Brennstoffe eingehalten werden und ein Nachweis über den Schwefelgehalt der eingesetzten Brennstoffe geführt wird. Im letzteren Fall ist eine Abschätzung der SO_2 -Emissionen mit hinreichender Genauigkeit auf rechnerischem Wege möglich.

515. Fortlaufend aufzeichnende Meßgeräte der Massenkonzentration von Staub und Schwefeldioxid im Abgas sind Stand der Technik und in weitem Maße in großen Feuerungsanlagen eingeführt. Die Einführung der laufenden Ermittlung der Stickstoffoxidemissionen hat noch nicht denselben Stand erreicht, kann ihn aber nach Einschätzung des Rates bei entsprechenden behördlichen Anforderungen bald erreichen.

516. Allerdings ist die fortlaufende Messung dieser Emissionskomponenten von Feuerungsanlagen unter einem anderen Gesichtspunkt als dem des Vollzugs der rechtlichen Normen nur dann sinnvoll, wenn die ermittelten Daten — unter Wahrung der berechtigten Interessen der Betreiber — der wissenschaftlichen Auswertung zugänglich gemacht werden. Nur so können Eingangsdaten für die Erfassung und Modellierung des Umweltzustandes über den eng begrenzten Bereich der Belastungsgebiete hinaus verfügbar werden.

517. Ergänzend zur fortlaufenden Messung der Gesamtkonzentration der staubförmigen Emissionen im Abgas ist zu fordern, daß die Staubzusammensetzung in wiederkehrenden Messungen in ausreichender zeitlicher Dichte festgestellt wird, um einen Überblick über die Emissionen solcher Staubinhaltsstoffe wie zum Beispiel Schwermetalle zu erhalten, die sich möglicherweise in Zukunft als für Waldschäden relevant erweisen werden.

518. Eine fortlaufende Ermittlung der Abgaskonzentrationen an organischen Verbindungen ist zur Zeit nur summarisch und nur mit erheblichem Aufwand möglich. Eine „Leitsubstanz“ der für Waldschäden möglicherweise bedeutsamen organischen Emissionen, auf die sich die Meßanstrengungen konzentrieren könnten, kann nicht angegeben werden. Selbst wenn man sich auf die fortlaufende Messung einiger Komponenten beschränken wollte, steht zur Zeit ein solches Gerät für den Feldeinsatz noch nicht zur Verfügung. Die Kontrolle der Minderung der Emissionen organischer Verbindungen muß sich daher in Anbetracht der Tatsache, daß eine möglichst vollständige Verbrennung bei hohen Temperaturen der Emission organischer Komponenten entgegenwirkt, auf eine Kontrolle der Feuerungsführung beschränken. Die in § 25, Abs. 2 Reg-Entw. GFAVO geforderte laufende Ermittlung der Kohlenmonoxidgehalte im Abgas kann dazu herangezogen werden. Wenn durch genügend repräsentative Messungen für den Bereich der Feuerungsanlagen über 10 MW Feuerungswärmeleistung ein Zusammenhang zwischen den Gehalten organischer Emissionskomponenten und der Kohlenmonoxidkonzentration im Abgas gesichert ist, kann von daher ein Rückschluß auf die Emissionen organischer Komponenten möglich werden.

6.2 Bewertung der Anforderungen anlagenbezogener Emissionsminderung

6.2.1 Bewertung der Genehmigungsanforderungen der Großfeuerungsanlagen-Verordnung für neue Anlagen

6.2.1.1 Zum Einwand, die Anforderungen seien überzogen

519. Der Rat begrüßt, daß die Großfeuerungsanlagen-Verordnung (GFAVO) es unternimmt, die Emissionsbegrenzung für eine Reihe von wichtigen

Schadstoffen festzulegen und zu verschärfen. Insbesondere werden auch die für saure Niederschläge relevanten Emissionskomponenten erfaßt. Dabei kommt der Emissionsbegrenzung für Schwefeldioxid bei neuen Feuerungsanlagen eine deutliche Signalwirkung zu; das Maß der mittels der Emissionsbegrenzung verwirklichten Vorsorge wird vielfach geradezu an dem Grenzwert abgelesen, der bei großen Neuanlagen für den Ausstoß von Schwefeldioxid vorgeschrieben wird.

520. Der Regierungsentwurf ist heftiger Kritik von zwei Seiten ausgesetzt. Die Betreiber der Anlagen sind ihm teilweise mit der Behauptung entgegengetreten, die Anforderungen der Rauchgasentschwefelung oder des Einsatzes schwefelarmer Brennstoffe gingen über das hinaus, was im Rahmen der Vorsorge und nach dem Verhältnismäßigkeitsprinzip verlangt werden könne. Die Umweltverbände halten die Regelungen dagegen für unzureichend: sie schöpften den Stand der Technik keineswegs aus und eröffneten darüber hinaus Tür und Tor, um die Anforderungen durch Ausnahmegenehmigungen zu unterlaufen.

Zunächst ist dem Einwand nachzugehen, die Anforderungen seien überzogen.

521. Der Rahmen für das Ausmaß der Vorsorge, wie sie in der geforderten Emissionsbegrenzung ihren Niederschlag finden soll, wird bereits durch § 1, § 5 Ziff. 2 BImSchG abgesteckt. Danach ist Vorsorge gegen schädliche Umwelteinwirkungen insbesondere durch die dem Stand der Technik entsprechenden Maßnahmen zur Emissionsbegrenzung zu treffen. Nach § 3 Abs. 6 BImSchG ist „Stand der Technik“ der Entwicklungsstand fortschrittlicher Verfahren, Einrichtungen oder Betriebsweisen, der die praktische Eignung einer Maßnahme zur Begrenzung von Emissionen gesichert erscheinen läßt. Bei der Bestimmung des Standes der Technik sind insbesondere vergleichbare Verfahren, Einrichtungen oder Betriebsweisen heranzuziehen, die mit Erfolg im Betrieb erprobt worden sind. Dies könnte die Vorstellung nahelegen, daß sich die Dynamik der technologischen Entwicklung unmittelbar im Sinne einer Verschärfung der gesetzlichen Betreiberpflichten auswirkte. Soweit auf dem Feld der Abgasreinigung eine neue Spitzentechnologie in Pilotprojekten erprobt ist, bedeutet dies jedoch nicht, daß diese technischen Möglichkeiten sofort als Stand der Technik in allen Genehmigungsverfahren ausgeschöpft werden müßten. Dementsprechend eröffnet sich sowohl beim Erlaß von Verwaltungsvorschriften nach § 48 BImSchG als auch beim Erlaß von Verordnungen nach § 7 Abs. 1 BImSchG ein erheblicher Spielraum für die Beurteilung dessen, was technisch notwendig, geeignet, angemessen und vermeidbar erscheint.

522. Der mit dem Stand der Technik eingeführte rechtliche Maßstab wird vor allem durch das Begriffsmerkmal „fortschrittlich“ bestimmt. Bei der Beurteilung dessen, was als Emissionsbegrenzung gefordert werden kann, spielen die Wirksamkeit des Verfahrens, die Lebensdauer der Anlage, ihre

Verfügbarkeit, die Betriebssicherheit, die Berücksichtigung von An- und Abfahrvorgängen, der Wartungsaufwand, medienübergreifende Emissionsverlagerungen, die Verursachung anderer Emissionen und der Energieaufwand eine Rolle. Die Investitions- und Betriebskosten sind jedenfalls so weit relevant, als sie nicht so hoch sein dürfen, daß man nicht mehr von einer vernünftigen technischen Lösung sprechen kann (FELDHAUS, 1981). Zwischen einander vielfach widerstreitenden Gesichtspunkten muß ein Kompromiß gefunden werden, der nicht auf das wirksamste Verfahren zur Emissionsbegrenzung, sondern auf das bei komplexer Beurteilung aller Gesichtspunkte optimale Verfahren abstellt.

523. Allgemein läßt sich nur feststellen:

- Im Vordergrund steht die Abschätzung der Schädigungs- oder Gefährdungspotentiale, die im Zusammenhang mit einem bestimmten Schadstoff oder einer Schadstoffgruppe bekannt sind oder vermutet werden. Je gefährlicher ein Schadstoff oder eine Schadstoffgruppe erscheint, um so mehr müssen die technisch verfügbaren Möglichkeiten ausgeschöpft werden.
- Nach wie vor haben im Genehmigungsverfahren die in der betrieblichen Praxis bereits eingeführten Verfahren die größte Bedeutung. Hält sich die geforderte Emissionsbegrenzung im großen und ganzen im Rahmen dessen, was bereits im Inland oder Ausland in gewissem Umfang in die betriebliche Praxis Eingang gefunden hat, müssen Bedenken gegen einen solchen Maßstab von vornherein ausscheiden.
- Soweit die Emissionsbegrenzung in der TA Luft oder in einer Verordnung nach § 7 BImSchG konkretisiert worden ist, bleiben diese Maßstäbe für die Emissionsbegrenzung bis zu einer förmlichen Fortschreibung grundsätzlich verbindlich. Zwar ist der Fall denkbar, daß die allgemeine Verwaltungsvorschrift offensichtlich überholt ist und deshalb als Konkretisierung der Betreiberpflicht nach § 5 Ziff. 2 BImSchG schlechthin nicht mehr geeignet ist; dies kommt insbesondere in Betracht, wenn inzwischen bestimmte fortschrittlichere Verfahren allgemein Eingang in die betriebliche Praxis gefunden haben. Die Beurteilung des im Rahmen der Vorsorge aususchöpfenden Standes der Technik bleibt aber in der Regel von der Entwicklung neuer technischer Lösungen unberührt. Es bleibt einer förmlichen Novellierung vorbehalten, eine komplexe Neubewertung vorzunehmen — in der Regel nicht nur für einen bestimmten Schadstoff, sondern für die Emissionsbegrenzung schlechthin.

524. Vorsorgepolitik, die sich in Maßstäben für die Emissionsbegrenzung niederschlägt, muß daher langfristig angelegt sein und das gesamte in Betracht kommende Spektrum von Schadstoffen in ausgewogenen Relationen, d. h. den jeweils bekannten oder vermuteten Schädigungs- oder Gefährdungspotentialen entsprechend, erfassen. Daß die Maßstäbe langfristig angelegt sein müssen, ergibt sich vor allem daraus, daß sie Investitionseckwerte

für die betroffenen Unternehmen darstellen. Verwaltungsvorschriften oder Rechtsverordnungen zur Emissionsbegrenzung verdeutlichen mit der Konkretisierung der recht unbestimmten gesetzlichen Maßstäbe, auf welche technischen Anforderungen sich die Unternehmen bei ihrer langfristigen Investitionsplanung einstellen sollen.

525. Sowohl bei der geplanten weiteren Fortschreibung der TA Luft, als auch bei Erlaß der Großfeuerungsanlagen-Verordnung muß deutlich sein, daß es nicht um das gebundene Nachvollziehen technischer Entwicklungen geht, sondern um eine komplexe Neubewertung der Frage, welche Emissionsbegrenzung künftig von allen Anlagen über einen beträchtlichen Zeitraum hinweg als angemessene Vorsorge verlangt wird. Eine isolierte Diskussion zum technisch überhaupt Machbaren und zur Erreichbarkeit bestimmter Abgasreinigungswerte im Zusammenhang mit der Anwendung bestimmter Verfahren führt in die Irre.

526. Im Hinblick darauf hat die Diskussion der letzten Jahre um die Festlegung und die stufenweise Verschärfung der Emissionsgrenzwerte für Großfeuerungsanlagen, gerade was den Ausstoß an Schwefeldioxid anbetrifft, Mißverständnisse auslösen können. Bisweilen ist der Eindruck entstanden, es würde nur nachgezeichnet, welche Werte bei der Abgasreinigung technisch erreichbar sind, und der Emissionsgrenzwert für Schwefeldioxid bilde den Maßstab für den Stand der Vorsorge. Während man bis zur TA Luft 1974 noch keine Emissionsbegrenzung für Schwefeldioxid vorgeschrieben hatte, und man sich dann in der Vorschrift der Nr. 3.1.1.4 TA Luft 1974 mit einer relativ offenen Regelung begnügte, haben sich in der jüngeren Zeit Forderungen nach einer bestimmten Emissionsbegrenzung immer schneller überholt.

- Zunächst ist bei Anlagen ab einer Feuerungswärmeleistung von ca. 1 100 MW ein Grenzwert von 850 mg/m³ gefordert worden; so insbesondere durch einen nordrhein-westfälischen Rund-erlaß aus dem Jahre 1977. Dieser Grenzwert ist etwa unter folgenden Voraussetzungen sicher einzuhalten: Schwefelgehalt der eingesetzten Steinkohle bis 1,4%, Entschwefelung eines Abgasteilstroms von 80%, Wirkungsgrad der Entschwefelungsanlage von 92,5%.
- Die Umweltministerkonferenz empfahl den Ländern im Februar 1980, den Grenzwert auf 650 mg/m³ herabzusetzen, und zwar schon für Anlagen ab einer Feuerungswärmeleistung von ca. 440 MW. Unter der Voraussetzung eines 92,5%igen Wirkungsgrades der Entschwefelungsanlage setzt dies entweder einen Schwefelgehalt der Einsatzkohle von nicht mehr als 1,1% oder eine Heraufsetzung des entschwefelten Abgasteilstroms auf 85% voraus. Letzterenfalls würde die Mischtemperatur nur noch ca. 70° C betragen, so daß unter Berücksichtigung der Abkühlung im Schornstein bereits die Gefahr einer Taupunktunterschreitung im Kamin gegeben wäre. Jedenfalls bildet der Wert von 650 mg/m³ die äußerste Grenze dessen, was bei schwefel-

haltigerer Kohle ohne Wiederaufheizung des Abgases bzw. ohne Ableitung des Abgases über einen Kühlturm erreichbar ist.

- Schon vor dem Kabinettsbeschuß vom 1. 9. 1982 war unter den beteiligten Ressorts klar, daß die Emissionen an Schwefeldioxid bei größeren Anlagen in der Regel entsprechend der inzwischen teilweise praktizierten Empfehlung der Umweltministerkonferenz auf höchstens 650 mg/m^3 begrenzt werden sollten; der Bundesminister für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten verlangte sogar eine Festlegung „deutlich unterhalb des bereits heute praktizierten Wertes von 650 mg/m^3 “. Damit würde die Wiederaufheizung bzw. die Ableitung über einen Kühlturm bereits weithin unerlässlich.
- Der Kabinettsbeschuß vom 1. 9. 1982 führte überraschend zu einer weiteren Verschärfung: Er forderte für Anlagen mit einer Feuerungswärmeleistung von mehr als 400 MW einen Emissionsgrenzwert für Schwefeldioxid von 400 mg/m^3 . Dieser Wert sollte nur dann nicht eingehalten werden müssen, wenn dem Brennstoff oder der Feuerung mindestens 5% (bezogen auf die Brennstoffmenge) Sorptionsmittel beigegeben werden oder wenn durch eine Abgasreinigungsanlage mindestens 90% der Schwefeldioxid-Emissionen eliminiert werden. Beide Ausnahmen zielten darauf ab, auch den Einsatz schwefelreicher Kohle in Kraftwerken weiterhin zu ermöglichen.
- Diese Regelung ist durch den von der Bundesregierung im Februar des Jahres 1983 beschlossenen Verordnungsentwurf nochmals verschärft worden:

Für Anlagen mit einer Feuerungswärmeleistung von mehr als 400 MW soll nunmehr ein Emissionsgrenzwert von 400 mg/m^3 und zusätzlich eine Mindestreinigung von 85% gelten. Ist dies nach dem Stand der Technik nicht erfüllbar, muß die Behörde allerdings eine Ausnahme zulassen. In diesem Fall hat sie vorzuschreiben, daß die Entschwefelungsanlage ständig mit der höchstmöglichen Abscheideleistung zu betreiben ist und daß nicht mehr als 650 mg/m^3 emittiert werden dürfen. Dabei liegt hinsichtlich der Regelanforderung die Verschärfung in der geforderten Mindestreinigung von 85%, deren es bei sehr schwefelarmer Kohle nicht bedürfte, um 400 mg/m^3 einzuhalten. Dadurch ist sichergestellt, daß die Betreiber in jedem Fall die eine Vollstromentschwefelung ermöglichenden besonderen Maßnahmen zur Abgasableitung vorsehen und nicht auf den bloßen Einsatz schwefelarmer Kohle ausweichen, um den 400-mg/m^3 -Grenzwert einzuhalten. Bei der Ausnahmeregelung liegt die Verschärfung in der Begrenzung des maximal zulässigen Emissionswertes auf 650 mg/m^3 , dessen Einhaltung bei sehr schwefelreicher Kohle auch bei sehr hohen SO_2 -Abscheidegraden nicht stets zu erreichen ist.

Eine weitere Verschärfung gegenüber den bisherigen Entwürfen besteht darin, daß nun auch Anlagen mit einer Feuerungswärmeleistung

zwischen 200 MW und 400 MW entschwefelt werden müssen, und zwar um wenigstens 60%. Zusätzlich soll für sie weiterhin der bisher allein vorgesehene Emissionsgrenzwert von $2\,000 \text{ mg/m}^3$ gelten, der allerdings nur bei sehr schwefelreicher Kohle ein strengeres Limit bildet als die Mindestreinigungsforderung von 60%.

- Im Hinblick darauf, daß bei Wiederaufheizung der Gase durch Wärmetauscher oder deren Ableitung über einen Kühlturm und bei Einsatz von Kohle mit durchschnittlichen Schwefelgehalten sogar eine Emissionsbegrenzung bis zu etwa 300 mg/m^3 technisch möglich erscheint, kann es nicht verwundern, daß in der öffentlichen Diskussion auch bereits Forderungen laut werden, über den Regierungsentwurf vom Februar 1983 hinauszugehen. Dabei geht man von der Vorstellung aus, jeder Wert, der ohne Einsatz von Fremdenergie zur Abgasableitung erreicht werden könne, müsse auch als „Stand der Technik“ von neuen Großfeuerungsanlagen gefordert werden.

527. Diese Entwicklung kann aber nach der Überzeugung des Rates nicht dahin gedeutet werden, daß die Luftreinhaltepolitik der Bundesregierung auf diesem Feld ihre Orientierung an langfristig angelegten Vorsorgezielen und an ausgewogener Emissionsminderung für die gesamte umweltrelevante Schadstoffpalette aus dem Auge verloren hätte. Auch der Eindruck, daß man sich ausschließlich an technologischen Entwicklungen und der Erreichbarkeit von Abgasreinigungswerten orientiert hätte, wäre falsch. Zunächst darf der plakativ herausgestellte Emissionsgrenzwert von 400 mg/m^3 nicht als der allein entscheidende Maßstab betrachtet werden, weil die Reinigungsgradklauseln das betriebliche Geschehen mindestens in gleichem Maße mitbestimmen. Das angestrebte Vorsorgeziel, etwa im Laufe des nächsten Jahrzehnts den Jahresausstoß von Schwefeldioxid in der Bundesrepublik um 1 Mio Tonnen zu vermindern, ist nach wie vor maßgeblich; der neue Grenzwert hält sich durchaus noch im Rahmen dieser Zielsetzung. Das gilt auch dann, wenn man in Rechnung stellt, daß man sich diesem Vorsorgeziel nur in dem Maße nähert, in dem die Altanlagenanierung, d. h. die Umrüstung oder Ersetzung, durchgesetzt wird. Da den Betreibern die Option zwischen mehreren Handlungsmöglichkeiten eröffnet wird, läßt sich nicht verlässlich abschätzen, bis zu welchem Zeitpunkt alle Großfeuerungsanlagen einer bestimmten Größenordnung den für Neuanlagen geforderten Emissionsgrenzwerten entsprechen werden. Die Überzeugung, daß die Wiederaufheizung des Abgasstromes ohne Fremdenergieeinsatz Stand der Technik ist, hat sich auch erst nach und nach durchgesetzt. Darüber hinaus war bei allen Überlegungen zugleich zu berücksichtigen, daß der Einsatz der in der Bundesrepublik geförderten Kohle in Großfeuerungsanlagen sichergestellt werden sollte.

528. Danach kann keine Rede davon sein, daß die schrittweise Verschärfung der für die Emissionsbegrenzung gewählten Grenzwerte mit einer unkontrollierten Dynamik von Forderungsspiralen in

Zusammenhang gebracht werden müßte, deren Ende noch nicht abzusehen wäre. Die Kombination der Grenzwerte von 400 bzw. 650 mg/m³ mit Reinigungsgradklauseln stellt ein schlüssiges Beurteilungsergebnis dar, wenn man zugrunde legt, daß der Jahresausstoß um 1 Mio t Schwefeldioxid vermindert werden soll, daß zu diesem Zweck die Technik der Wiederaufheizung bzw. der Ableitung des Abgasstroms über einen Kühlturm durchgesetzt werden muß und daß der Einsatz auch der heimischen Kohle mit höheren Schwefelgehalten gewährleistet bleiben soll. Es besteht ferner Einigkeit darüber, daß der Einsatz von Fremdenergie zur Wiederaufheizung nicht in Betracht gezogen wird. Ungeachtet dessen, daß unter bestimmten Voraussetzungen auch niedrigere Emissionswerte als 400 mg/m³ erreichbar sind, stellen die jetzt angestrebten Grenzwerte also einen Maßstab dar, der den Anforderungen an eine langfristig angelegte Vorgesorgepolitik genügt.

529. Auch dem Gebot der Ausgewogenheit der Vermeidungsanstrengungen wird Rechnung getragen: Der Rat mißt dem Umstand umweltpolitisch größte Bedeutung zu, daß mit der Rauchgasentschwefelung nicht nur Schwefeloxide, sondern auch andere Schadstoffe eliminiert werden, die möglicherweise einen wesentlichen ursächlichen Beitrag zu bestimmten Waldschäden leisten oder zumindest als verstärkende Faktoren gelten können. Damit werden die in der Großfeuerungsanlagen-Verordnung festgeschriebenen Emissionsgrenzwerte auch eine verlässliche Grundlage für Investitionsentscheidungen der Unternehmen darstellen, die auf lange Sicht getroffen werden müssen.

530. Dem Betreiber stehen im übrigen mit der Wahl des Brennstoffs, der Wahl der Feuerungstechnik sowie der Auslegung der Entschwefelungsanlage erhebliche Spielräume technischer Gestaltung offen, um die Genehmigungsvoraussetzungen zu erfüllen.

6.2.1.2 Zum Einwand, die Anforderungen reichten nicht aus

531. Der Rat hat sich ferner mit dem Einwand auseinandergesetzt, daß die Regelungen für Neuanlagen nicht geeignet seien, das angestrebte Vorsorgeziel zu erreichen, weil die Anforderungen nicht streng genug seien. In diesem Zusammenhang ist auf den Anwendungsbereich der Großfeuerungsanlagen-Verordnung (a), die Ausnahmeklausel für Feuerungsanlagen bis 200 MW Feuerungswärmeleistung (b), die Ausnahmeklausel für Heizkraftwerke (c) und die Emissionsbegrenzung für Stickstoffoxide (d) einzugehen.

a) Anwendungsbereich

532. Der Rat mißt der Frage große Bedeutung zu, welcher Kreis von neuen Feuerungsanlagen von der Großfeuerungsanlagen-Verordnung erfaßt werden soll. Während im Vorentwurf 1980 die Regelung auf Anlagen ab 1 MW Feuerungswärmeleistung er-

streckt werden sollte, ist man später auf eine Größenordnung ab 50 MW Feuerungswärmeleistung gekommen. Dazwischen liegt eine Vielzahl von Anlagen, die über hohe Schornsteine von 80 bis 100 Meter am Ferntransport von Schadstoffen erheblichen Anteil haben; auch in Zukunft wird es so sein. Die Standorte dieser Anlagen werden wie bisher vielfach in größerer Nähe zu den ballungsgebietsfernen Waldschadensgebieten liegen.

533. Der Rat empfiehlt daher, die untere Geltungsbereichsgrenze wieder zu senken und sich dabei dem seinerzeit in der Diskussion des Vorentwurfs der Großfeuerungsanlagen-Verordnung vom Dezember 1980 favorisierten Wert von 10 MW Feuerungswärmeleistung zu nähern — jener Leistungsgrenze, bei der auch das Erfordernis eines förmlichen Genehmigungsverfahrens einsetzt. Dies würde für neue Anlagen die Anforderungen an die Schwefeldioxid-Emissionsbegrenzung gegenüber dem Standard der TA Luft nicht erhöhen. Die Anforderungen an die Staubbegrenzung würden dagegen erheblich verschärft, nämlich auf den Grenzwert von 50 mg/m³. So lange filternde Entstauber nicht auch im untersten Leistungsbereich mit Erfolg eingesetzt werden können, müßte man den Grenzwert dafür noch mildern. Die eigentliche Bedeutung der Einbeziehung dieser Anlagen in die Großfeuerungsanlagen-Verordnung liegt aber nicht in der Verschärfung der Emissionsbegrenzung, sondern darin, daß diese Anlagen damit den bis ins einzelne geregelten Verfahren der Messung und Überwachung unterworfen würden. Im untersten Leistungsbereich wären auch hier geeignete Vereinfachungen, z. B. bei der Ermittlung der Staubbemissionen, in Betracht zu ziehen.

Im letzten Jahrzehnt hat sich gezeigt, daß der Erfolg bei der Minderung der Staubbemissionen in hohem Maße auf die Intensivierung von Messung und Überwachung zurückzuführen ist. In gleicher Weise würden Messung und Überwachung auch entscheidend zur Minderung aller waldrelevanten Schadstoffemissionen aus den zahlreichen Feuerungsanlagen der Größenklasse 10 MW—50 MW Feuerungswärmeleistung beitragen.

b) Ausnahmeklausel für Feuerungsanlagen bis 200 MW Feuerungswärmeleistung

534. Der Regierungsentwurf der Großfeuerungsanlagen-Verordnung schreibt für neue, mit festen oder flüssigen Brennstoffen befeuerte Anlagen mit einer Feuerungswärmeleistung bis zu 200 MW eine Begrenzung der Schwefeldioxidemissionen auf 2 000 (bei Kohle) bzw. 1 700 mg/m³ (bei Heizöl) vor. Für den Fall, daß die zur Einhaltung dieser Grenzwerte erforderlichen schwefelarmen Brennstoffe nicht zur Verfügung stehen, kann die Genehmigungsbehörde für jeweils 1 Jahr bzw. 6 Monate auch 2 500 bzw. 3 400 mg/m³ zulassen; Verlängerungen sind unbeschränkt möglich.

535. Im Rat herrscht die Auffassung vor, daß diese Ausnahmeregelung entbehrlich ist; sie war in früheren Entwürfen der Verordnung auch nicht ent-

halten. Der Regelgrenzwert von 2 000 bzw. 1 700 mg/m³ ist nicht so streng bemessen, daß mit Versorgungsschwierigkeiten gerechnet werden müßte. Immerhin erlaubt dieser Regelgrenzwert Schwefelgehalte bis zu 1,25 bzw. 1%, die bereits von durchschnittlichen Kohle- bzw. Heizölqualitäten eingehalten werden. Um eine Versorgung der Betreiber mit schwefelarmer Kohle zu nicht überhöhten Preisen sicherzustellen, könnte ggf. auch das Kontingent für Importkohle vorübergehend erhöht werden. Für Härtefälle kommt im übrigen eine Ausnahmegenehmigung nach § 33 Ziff. 1 Reg.Entw. GFAVO in Betracht.

c) Kraft-Wärme-Kopplung

536. Der Rat hat in seinem Sondergutachten „Energie und Umwelt“ (1981) darauf hingewiesen, daß in der Kraft-Wärme-Kopplung ein noch unzureichend genutztes Einsparpotential an Primärenergie liegt, welches gerade aus umweltpolitischen Gründen, nämlich zur Verminderung der Schadstoffemissionen aus dem Energiebereich insgesamt, vorrangig ausgeschöpft werden sollte. Er hat daher eine Reihe von Vorkehrungen empfohlen, um eine bessere Nutzung der Kraft-Wärme-Kopplung in der Industrie bei der Erzeugung von Prozeßwärme und in der kommunalen Wärmeversorgung mittels des Baus von Heizkraftwerken zu ermöglichen. In diesem Zusammenhang hat der Rat auch die Besorgnis geäußert, daß die Einführung der Fernwärme schwieriger werden könnte, wenn Heizkraftwerke künftig mit Rauchgasentschwefelung betrieben werden sollen.

537. Auf der anderen Seite hat der Rat in seinem Sondergutachten hervorgehoben, daß auch umweltpolitische Grenzen der Ausnutzung der Kraft-Wärme-Kopplung auf der Basis von Kohle beachtet werden müssen. Er weist darauf hin, daß in Belastungsgebieten die Anwendung der Kraft-Wärme-Kopplung zwar als wirksame emissionsmindernde Maßnahme grundsätzlich geboten ist, die eingeleitete Sanierung dieser Gebiete aber nicht durch den Zubau neuer Kohlekraftwerkskapazitäten gefährdet, sondern durch Ersatz und Erneuerung vorhandener Kraftwerke — mit Rauchgasentschwefelung — gesichert werden sollte. In Reinluftgebieten kommt die Ansiedlung kleiner und mittlerer Kohlekraftwerke aus Gründen des Immissionsschutzes und wegen der Beeinträchtigung des Landschaftsbildes grundsätzlich nicht in Betracht. Auch in Gebieten, die weder Belastungs- noch Reinluftgebiete sind („Normalgebiete“), empfiehlt der Rat keine uneingeschränkte Ausnutzung der Kraft-Wärme-Kopplung auf Kohlebasis. Neue Anlagen sollten dort nur dann errichtet werden, wenn die verbleibende Immissionsbelastung hinter derjenigen zurückbleibt, die sich bisher aus der Vielzahl von Zentralheizungen und Einzelöfen ergab.

538. Soweit § 6 Abs. 2 Satz 2 und 3 Reg. Entw. GFAVO eine Sonderregelung für Heizkraftwerke trifft, geht dies über die Vorstellungen des Rates hinaus. Zunächst fehlt es an einer Abwägung zwischen Be- und Entlastungseffekten im Einzelfall,

obwohl nähere Untersuchungen des Umweltbundesamtes inzwischen ergeben haben, daß auch Feuerungsanlagen mit Kraft-Wärme-Kopplung durchaus eine ungünstige Gesamtbilanz haben können. Die weitere Ausnahmeklausel des § 6 Abs. 5 Ziff. 1 Reg.Entw. GFAVO könnte zudem eine Genehmigungspraxis nahelegen, die über lange Zeiträume hinweg den Einsatz schwefelreicherer Kohle ermöglicht.

539. Demgegenüber hebt der Rat mit Nachdruck hervor, daß die Kraft-Wärme-Kopplung allein aus energie- oder volkswirtschaftlichen Gründen Nachteile bei der Emissionsminderung nicht rechtfertigen kann. Zunächst sind die Beschränkungen zu beachten, die im Sondergutachten für Feuerungsanlagen in Belastungsgebieten oder in Reinluftgebieten genannt worden sind. Ferner muß die Handhabung der Ausnahmeklausel an ähnlichen Maßstäben orientiert werden, wie sie in 2.2.1.1 b) TA Luft 1983 ihren Niederschlag gefunden haben; nur eine wesentliche Entlastung in der Immissionsbilanz kann es rechtfertigen, auf die Rauchgasentschwefelung zu verzichten. Schwierigkeiten bereitet freilich die Abwägung der immissionsseitigen Verbesserung, die sich aus dem Wegfall der zahlreichen Gebäudeeinzelheizungen im Nahbereich — auch für Wälder — ergeben, gegen die zusätzlichen Belastungen, die sich über den Ferntransport bis in Reinluftgebiete hinein bemerkbar machen können. Gesichtspunkte der Entlastung der Ballungsgebiete wiegen jedoch nach wie vor schwer. Ob die Besserstellung der Heizkraftwerke auf lange Sicht, also über die schwierige Einführungsphase der Fernwärme hinaus, aufrecht erhalten werden soll, muß zu gegebener Zeit nochmals überprüft werden.

d) Regelung für Stickstoffoxide

540. Die Anforderungen an die Emissionsbegrenzung bei Stickstoffoxiden sind in den Entwürfen der Großfeuerungsanlagen-Verordnung zunächst auf einen Grenzwert von 800 mg/m³ (bzw. 1 800 mg/m³ bei Schmelzkammerfeuerungen) festgelegt worden. Im jetzigen Regierungsentwurf ist der Grenzwert auf 900 mg/m³ (bzw. 2 000 mg/m³) gemildert worden. Gleichzeitig wurden Beurteilungszeitraum und Perzentilwert verändert; dabei wirkte sich der Übergang von Halbstunden- auf Tagesmittelwerte ebenfalls als Milderung, dagegen die Heraufsetzung des Perzentilwertes von 97 auf 100 als Verschärfung aus. In der Gesamtbewertung kommt diesen jüngsten Änderungen keine erhebliche umweltpolitische Bedeutung zu.

541. Der Rat hält die Minderung des Ausstoßes von Stickstoffoxiden für eine dringliche Aufgabe der Zukunft; dazu gehören sowohl feuerungstechnische als auch abgasseitige Maßnahmen (vgl. Abschn. 5.4). Die Großfeuerungsanlagen-Verordnung schreibt bereits die fortlaufend registrierende Messung für Anlagen oberhalb 400 MW Feuerungswärmeleistung verbindlich vor; die Ausdehnung dieser Kontrolle auf Anlagen zwischen 200 MW—400 MW Feuerungswärmeleistung erscheint wünschenswert. Auch hier könnte die Intensivierung von Mes-

sung und Überwachung zu einer weiteren Minderung der Stickstoffoxide führen.

6.2.2 Bewertung der Regelung der Großfeuerungsanlagen-Verordnung für Altanlagen

6.2.2.1 Rechtslage

a) Änderung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (BImSchG)

542. Ein umweltpolitischer Schwerpunkt der Großfeuerungsanlagen-Verordnung liegt in der Bewältigung des Altanlagenproblems. Dabei sind Altanlagen im Sinne der Verordnung keineswegs nur Anlagen, die schon seit Jahrzehnten in Betrieb sind, vielmehr fallen darunter alle Anlagen, die im Zeitpunkt des Inkrafttretens der Verordnung bereits genehmigt sind, aber bis dahin u. U. noch nicht einmal errichtet oder in Betrieb gegangen sein werden.

543. Kernstück der rechtlichen Regelung gegenüber den Betreibern von Altanlagen ist die Regelung des § 20 Abs. 6 Reg.Entw. GFAVO, wonach der Betreiber die Restnutzung der Feuerungsanlage innerhalb eines Jahres nach Inkrafttreten der Verordnung durch schriftliche Erklärung gegenüber der zuständigen Behörde verbindlich festlegen kann. Bei großen Feuerungen bedeutet dies die Wahl zwischen Stilllegung oder Nachrüstung mit einer Rauchgasentschwefelungsanlage. Soweit der Betreiber einer Altanlage sich auf die Begrenzung der Restnutzung auf eine bestimmte Stundenzahl festgelegt hat, verzichtet er auf weitergehende Berechtigungen aus der Genehmigung. Die Behörde hat die Genehmigung entsprechend dem Verzicht abzuändern. Gibt der Betreiber keine Erklärung ab, so gelten bei größeren Feuerungen die strengen Anforderungen für Neuanlagen. Diese rechtliche Konstruktion ist dem deutschen Verwaltungsrecht bisher fremd. Sie führt zu einer Reihe von schwierigen Rechtsfragen, die den Vollzug und damit die Effizienz der vorgesehenen sog. Absterbeordnung auf längere Sicht in Frage stellen könnten.

544. Zunächst bereitet die Vereinbarkeit des § 20 Abs. 6 Reg.Entw. GFAVO mit dem Bundes-Immissionsschutzgesetz Schwierigkeiten, auf das diese Regelung gestützt ist. Das Gesetz kennt weder einen vollständigen noch einen partiellen Widerruf immissionsschutzrechtlicher Genehmigungen ohne Entschädigung; da sich jede nachträgliche Befristung einer Genehmigung als partieller Widerruf darstellt, ist klar, daß eine solche jedenfalls ohne förmliche Gesetzesänderung nicht vorgeschrieben werden könnte.

545. Nachträgliche Anordnungen gegenüber den Betreibern genehmigter Anlagen sind nach § 17 Abs. 2 BImSchG nicht zulässig, wenn die Anordnung für den Betreiber und für Anlagen der von ihm betriebenen Art wirtschaftlich nicht vertretbar oder nach dem Stand der Technik nicht erfüllbar ist. Ob die Verordnungsermächtigung nach § 7

Abs. 1 BImSchG es ermöglicht, generell-abstrakte Feststellungen darüber zu treffen, ob diese Voraussetzungen für bestimmte Fallgruppen zutreffen, ist umstritten. Jedenfalls ist der Einwand nicht leicht zu nehmen, die Nachrüstung müsse nach § 17 Abs. 2 BImSchG in jedem Einzelfall auf ihre wirtschaftliche Vertretbarkeit geprüft werden. Sicher ist jedenfalls, daß in die Großfeuerungsanlagen-Verordnung nach der bisherigen Gesetzeslage keine Fallgruppen oder Fälle von Altanlagen einbezogen werden dürften, in denen das Merkmal der wirtschaftlichen Vertretbarkeit für den Unternehmer und für Anlagen der genannten Art nicht erfüllt wäre. Nachrüstungsanforderungen unter Inkaufnahme wirtschaftlicher Unvertretbarkeit im Einzelfall wären gesetzeswidrig.

546. An dieser Gesetzeslage vermag auch die Option nichts zu ändern, die dem Betreiber eingeräumt ist: Er braucht sich weder auf eine entschädigungslose nachträgliche Befristung noch auf nachträgliche Anordnungen mit wirtschaftlich unverträglichen Belastungen festlegen zu lassen. Daher kann die Verordnung nur vollzogen werden, soweit die Verschärfung der Reinigungsanforderungen sich bei bestimmten Fallgruppen und in jedem Einzelfall als wirtschaftlich vertretbar darstellt; nur in diesem Rahmen ist es unbedenklich, dem Betreiber das Ausweichen auf verkürzte Betriebszeiten über einen Verzicht auf weitergehende Rechte aus der Genehmigung zu ermöglichen.

547. Alles hängt danach von der Auslegung des Begriffs der wirtschaftlichen Vertretbarkeit, in geringerem Maße auch noch von dem Merkmal der jeweiligen Erfüllbarkeit nach dem Stand der Technik ab. In der Rechtsprechung ist das Merkmal der wirtschaftlichen Vertretbarkeit bisher kaum aufgehellert worden. Im Schrifttum gehen die Meinungen weit auseinander; eine Klärung ist nicht in Sicht (siehe dazu: HOPPE, 1977, 1983; SOELL, 1980). Vor allem fehlt es an anerkannten Verfahren, in denen der Begriff betriebswirtschaftlich berechenbar gemacht würde (siehe dazu: SCHMIDT, 1982). Unter diesen Voraussetzungen könnte der Vollzug der Verordnung und damit die beabsichtigte Stilllegung bzw. Nachrüstung der Altanlagen auf längere Sicht einem ungewissen Schicksal überantwortet bleiben.

548. Es ist nicht auszuschließen, daß ein Betreiber die Abgabe einer Erklärung nach § 20 Abs. 6 Reg.Entw. GFAVO unter Hinweis auf ihre Unvereinbarkeit mit dem Gesetz verweigert. Es ist aber auch möglich, daß er eine entsprechende Erklärung „vorbehaltlich der Gültigkeit der Großfeuerungsanlagen-Verordnung“ abgibt; dann bleibt die Rechtsfolge der Erklärung u. U. in der Schwebe. Hilfsweise wird er eine Ausnahmegenehmigung nach §§ 33, 37 Abs. 3 Reg.Entw. GFAVO mit der Begründung verlangen, daß die Anforderung sonst für ihn wirtschaftlich nicht vertretbar sei. In jedem Fall ist mit Widerspruch und Klage und langwierigen verwaltungsgerichtlichen Verfahren zu rechnen.

549. Im Hinblick auf die Bedeutung, die gerade einer baldigen Ersetzung oder Nachrüstung der Alt-

anlagen im Rahmen der Umweltvorsorge zukommt, muß die Altanlagenregelung durch eine Novellierung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes selbst abgesichert werden. Der Gesetzgeber kann die Regelung entweder in das Gesetz übernehmen oder die Verordnungsermächtigung so ausgestalten, daß sie sowohl von dem Verfahren des § 17 BImSchG als auch von dem Merkmal der wirtschaftlichen Vertretbarkeit eindeutig losgelöst wird. In diesem Zusammenhang ist auch daran zu erinnern, daß der Gesetzgeber schon einmal Geltungsrisiken untergesetzlicher Regelungen — damals die Anwendung der TA Luft 1974 betreffend — durch eine kurzfristig vorgenommene geringfügige Änderung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes ausgeräumt hat (Einfügung von § 67 Abs. 5; siehe dazu auch Bundesverwaltungsgericht, BVerwGE 55, 250, 264). Ähnlich könnte der Gesetzgeber in bezug auf die Großfeuerungsanlagen-Verordnung verfahren. An der Bereitschaft des Bundestages, sich mit diesen Fragen zu befassen, ist um so weniger zu zweifeln, als bereits Hearings zu diesem Fragenkomplex durchgeführt worden sind. Es wäre abwegig, wenn trotzdem überflüssige rechtliche Geltungs- und Durchsetzungsrisiken in Kauf genommen würden.

550. Sofern der Gesetzgeber die weiter unten behandelte Ausgleichsabgabe einführt, muß er ohnehin eine die Großfeuerungsanlagen-Verordnung flankierende Regelung in Gesetzesform treffen. Eine punktuelle Ergänzung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes würde damit ohne weiteres verbunden werden können. Der Erlaß der Großfeuerungsanlagen-Verordnung selbst sollte nicht hinausgeschoben werden; eine Ergänzungs- oder Absicherungsklausel könnte unbedenklich mit Rückwirkung nachgeholt werden.

b) Bestandsschutz nach Art. 14 Grundgesetz

551. Verfassungsrechtliche Bedenken gegen § 20 Reg.Entw. GFAVO bestehen nicht. Der Gesetzgeber hat zwar Beschränkungen aus dem Grundsatz der Verhältnismäßigkeit und aus der Eigentumsgarantie nach Art. 14 Grundgesetz zu beachten. Mit der Beschränkung nachträglicher Anordnungen auf solche, die als wirtschaftlich vertretbar gelten, geht das Bundes-Immissionsschutzgesetz aber darüber hinaus; dies ist verfassungsrechtlich nicht geboten (SENDLER, 1983).

552. Daher begegnet eine Verpflichtung zur Stilllegung bzw. Nachrüstung von solchen Altanlagen keinen verfassungsrechtlichen Bedenken, die bereits beschrieben sind und darüber hinaus über längere Zeit hinweg mit Gewinn betrieben werden konnten. Soweit die Großfeuerungsanlagen-Verordnung sich auf Anlagen erstreckt, deren Errichtung und Betrieb zum Zeitpunkt des Inkrafttretens der Verordnung genehmigt sind, ohne daß die Bauarbeiten bereits fortgeschritten wären, ergeben sich keine verfassungsrechtlichen Probleme, weil eine Umplanung unter Berücksichtigung der Erfordernisse weitergehender Abgasreinigung grundsätzlich zumutbar ist. Anders könnten allenfalls Fälle zu beurteilen sein, in denen Altanlagen genehmigt, errichtet und in Betrieb genommen worden sind,

die noch nicht abgeschrieben sind oder erst eine relativ kurze Gewinnphase über die Abschreibung hinaus aufweisen. Der Verordnungs- bzw. Gesetzgeber sollte prüfen, in welchem Umfang gerade für diese Fallgruppe eine ausdrückliche Sonderregelung getroffen werden könnte; eine generelle Ermächtigung, Ausnahmen zuzulassen, läuft sonst Gefahr, in den Ländern weit über den Bereich des verfassungsrechtlich Gebotenen hinaus ausgeschöpft zu werden.

6.2.2.2 Anwendungsbereich, Fristen und Durchsetzungsrisiken der „Absterbeordnung“

a) Anwendungsbereich

553. Im Hinblick darauf, daß der weiträumige Transport von Luftschadstoffen überwiegend durch Emissionen aus hohen Schornsteinen bestimmt wird, sollte eine Großfeuerungsanlagen-Verordnung die für diese Belastung entscheidende Emittentengruppe möglichst vollständig erfassen; das muß für alte Anlagen ebenso gelten wie für neue. Wenn die Verordnung, wie vorgesehen, für Feuerungsanlagen mit einer Feuerungswärmeleistung von mindestens 50 MW — bei Anlagen, die ausschließlich mit gasförmigen Brennstoffen betrieben werden, 100 MW — gilt, werden ihr etwa 1 500 in Betrieb befindliche Anlagen unterliegen; davon entfallen ungefähr 150 auf den strenger geregelten Bereich von Feuerungswärmeleistungen über 400 MW. Der Vorentwurf vom Dezember 1980 grenzte den Geltungsbereich der Großfeuerungsanlagen-Verordnung für mit festen oder flüssigen Brennstoffen befeuerte Anlagen bei einer Feuerungswärmeleistung von 1 MW ab. Durch die Anhebung auf 50 MW sind zahlreiche öl- und kohlebefeuerte kleinere Anlagen (z. B. Feuerungen in Verwaltungsgebäuden, Krankenhäusern, Gärtnereien), aber auch Industriedampfkessel bis zu 75 t/h Dampfleistung, aus dem Geltungsbereich der Verordnung herausgenommen worden, obwohl gerade letztere Gruppe mit ihren Schornsteinen von etwa 80 bis 100 m Höhe auch für den weiträumigen Transport Bedeutung hat. Die herausgenommenen Anlagen würden somit weiterhin nur der TA Luft unterliegen. Ihre Anzahl kann aufgrund der vergleichsweise gut bekannten Verhältnisse bei den überwachungsbedürftigen Dampfkesselanlagen überschlägig auf die 10fache Anzahl der Feuerungsanlagen über 50 MW Feuerungswärmeleistung geschätzt werden.

554. Der Rat empfiehlt daher, den Anwendungsbereich der Verordnung auch auf Altanlagen unter 50 MW Feuerungswärmeleistung zu erstrecken und sich dabei der früher bereits diskutierten Größenklasse von 10 MW zu nähern. Damit werden die zahlreichen Feuerungsanlagen, die am Ferntransport von Luftschadstoffen Anteil haben, den strenger Vorschriften über Messung und Überwachung unterworfen. Die allein davon zu erwartende Minderung des Gesamtausstoßes ist beträchtlich.

b) Nachrüstung für Anlagen zwischen 200 MW bis 400 MW Feuerungswärmeleistung

555. Die in § 20 Reg.Entw. GFAVO vorgesehenen Restnutzungsfristen sind so bemessen, daß mit ei-

ner spürbaren Absenkung der Schwefeldioxid-Emissionen nicht vor Mitte der neunziger Jahre gerechnet werden kann.

556. Alle Altanlagen mit einer Restnutzungsdauer bis zu 15 000 sog. Vollastbetriebsstunden brauchen überhaupt nicht angepaßt zu werden, so daß sie auch weiterhin mit besonders schwefelreichen Brennstoffen betrieben werden können, wenn die alte Genehmigung dies gestattet. Nach der amtlichen Begründung des Regierungsentwurfs, die von einer durchschnittlichen jährlichen Betriebsdauer von 5 000 Stunden ausgeht, bedeutet dies eine Stilllegung innerhalb von etwa drei Jahren. Angesichts der überwiegenden Nutzung älterer Anlagen, jedenfalls solcher der Energiewirtschaft, im Bereich der Spitzenlast und Reservekapazität erscheint diese Annahme recht optimistisch. Der Rat rechnet hier eher mit ca. fünf Jahren.

557. Alle Altanlagen mit einer Restnutzungsdauer bis zu 40 000 Vollastbetriebsstunden müssen spätestens in zwei Jahren nach Inkrafttreten der Großfeuerungsanlagen-Verordnung einen Grenzwert von 2 500 mg/m³ einhalten; dies kann allein durch die Wahl des Brennstoffs erreicht werden. Dabei entsprechen 40 000 Stunden nach Schätzung der Bundesregierung etwa acht, nach Schätzung des Rates wenigstens zehn Betriebsjahren. Einen Restbetrieb über zehn Jahre hinaus will allerdings auch die Bundesregierung nicht zulassen, denn die Geltung der geschilderten Fristenregelung soll unabhängig vom Grad ihrer Ausschöpfung am 1. April 1993 enden.

558. Bei Anlagen, die länger als 40 000 Stunden betrieben werden sollen, wird nach der Größe unterschieden:

- Anlagen über 400 MW Feuerungswärmeleistung müssen innerhalb von fünf Jahren so nachgerüstet werden, daß sie den für Neuanlagen dieser Größenklasse geltenden Anforderungen genügen.
- Anlagen bis 400 MW Feuerungswärmeleistung können — unter Einhaltung des Grenzwertes von 2 500 mg/m³ — zeitlich unbegrenzt weiter betrieben werden.

Ein Großteil des vorhandenen Bestandes an Großfeuerungsanlagen wird also auch nach der Verordnung noch bis 1993 ohne technische Änderungen weiter betrieben werden, viele auch noch darüber hinaus.

559. Sicherlich soll die Absterbeordnung in erster Linie einen Anstoß geben, Altanlagen mit hohem Ausstoß von Schwefeldioxid in absehbarer Zeit durch neue Anlagen zu ersetzen. Es ist aber damit zu rechnen, daß die Absterbeordnung im Ganzen ausgeschöpft werden wird. Die Betreiber werden die vorgesehenen Restbetriebszeiten und Anpassungsfristen voll in Anspruch nehmen, weil sowohl der Neubau als auch die Nachrüstung mit hohen Investitions- und laufenden Betriebskosten verbunden sein wird.

560. Im Rat herrscht die Auffassung vor, daß auch die Altanlagen der Größenklasse von 200 MW bis 400 MW Feuerungswärmeleistung im Falle einer geplanten Restnutzung von über 40 000 Stunden den für Neuanlagen dieser Größenklasse geltenden Anforderungen unterworfen werden sollten. Sie müßten dann ebenfalls innerhalb von fünf Jahren nach Inkrafttreten der Verordnung nachgerüstet werden.

561. Die für Neuanlagen geltende Regelung ist erst in der Schlußphase der Beratungen des Regierungsentwurfs dahin ergänzt worden, daß die Rauchgasentschwefelung nicht erst bei Anlagen ab 400 MW Feuerungswärmeleistung, sondern bereits bei Anlagen ab 200 MW bis 400 MW vorgeschrieben ist. In dieser Größenklasse ist nur ein Grenzwert von 2 000 mg/m³ bei einem Reinigungsgrad von 60% vorgesehen. Es erscheint folgerichtig, diese Ergänzung auch auf Altanlagen mitzuerstrecken. Eine solche Erweiterung der Absterbeordnung würde verhindern, daß auch technisch längst überalterte Anlagen nur deswegen weit über ihre normale Lebensdauer hinaus betriebsstüchtig gehalten und betrieben werden, weil — wie es nach dem Regierungsentwurf der Fall ist — die für sie geltenden Anforderungen sehr viel schwächer sind als die für vergleichbare Neuanlagen.

562. Für die in Frage stehende Größenklasse von 200 MW bis 400 MW Feuerungswärmeleistung würde sich damit auch das Problem erledigen, daß die zur Einhaltung des für Altanlagen dieser Größenklasse vorgesehenen Grenzwertes von 2 500 mg/m³ erforderliche Brennstoffqualität möglicherweise — zu denken ist vor allem an Ballastkohlenfeuerungen — nicht immer zur Verfügung steht. Der für diesen Fall vorgesehenen Regelung, ausnahmsweise einen Emissionswert von 3 200 bzw. 3 400 mg/m³ zuzulassen, die der Rat im übrigen nicht anders beurteilt als die entsprechende Regelung für Neuanlagen (s. Abschn. 6.2.1.2), bedürfte es dann nicht mehr.

563. Diese Ausdehnung der Absterbeordnung würde einen erheblichen Entlastungseffekt haben, nicht nur was den SO₂-Ausstoß, sondern auch was den Ausstoß an vielen anderen waldrelevanten Schadstoffen angeht. Gleichwohl dürfte der Verordnungsgeber damit noch keineswegs wesentlich über das Vorsorgeziel hinausgehen. In der Abwicklung der Absterbeordnung stecken erhebliche Unsicherheiten; die zusätzlichen Rauchgasentschwefelungskapazitäten würden nicht mehr bewirken, als daß die Minderung des jährlichen Gesamtausstoßes von etwa einem Drittel nach einem Jahrzehnt mit größerer Wahrscheinlichkeit erreicht werden könnte.

Die Ausdehnung der Rauchgasentschwefelungsanforderung dürfte bei den Beratungen des Regierungsentwurfs vor allem deshalb nicht in Betracht gezogen worden sein, weil in dieser Größenklasse besonders häufig eingewendet werden dürfte, die Nachrüstung sei wirtschaftlich nicht vertretbar und daher mit dem Gesetz nicht vereinbar. Sollte die

Anregung aufgegriffen werden, würde daher eine begleitende Ergänzung des Bundes-Immissionschutzgesetzes noch notwendiger werden, als dies nach Auffassung des Rates auch schon nach dem bisherigen Entwurf der Fall ist.

c) Ausnahmeklausel für Altanlagen bis 400 MW Feuerungswärmeleistung

564. Die Ausnahmeklausel (§ 20 Abs. 4 Reg.Entw. GFAVO), nach der bei nicht nachrüstungspflichtigen Altanlagen ein Grenzwert von $3\,200\text{ mg/m}^3$ zugelassen werden kann, wenn schwefelarme Kohle zur Erfüllung der Anforderungen nicht zur Verfügung steht, ist ferner noch insoweit zu behandeln, als davon auch Altanlagen unter 200 MW Feuerungswärmeleistung erfaßt sind. Schon die Ausnahmegenehmigung für Neuanlagen, den Grenzwert von $2\,000\text{ mg/m}^3$ auf $2\,500\text{ mg/m}^3$ abzumildern, ist nach der im Rat vorherrschenden Meinung kritisch zu beurteilen (Abschn. 6.2.1.2). Die noch darüber hinausreichende Ausnahmeklausel für Altanlagen ist auch erst in der Schlußphase der Beratungen in den Regierungsentwurf übernommen worden; daß sie notwendig ist, erscheint nicht nachgewiesen.

565. Eine Sonderregelung könnte für alte Feuerungsanlagen in Betracht gezogen werden, die auf den Einsatz von Ballastkohle ausgelegt sind. Aber auch ein erheblicher Teil der verfügbaren Ballastkohle erlaubt es, den Regelgrenzwert von $2\,500\text{ mg/m}^3$ einzuhalten. Im übrigen würde die allgemeine Härteklausel (§ 33 Reg. Entw. GFAVO) ausreichen, besonderen Einzelfällen gerecht zu werden.

d) Gemeinsame Feuerungsanlagen

566. Die Absterbeordnung für Altanlagen ist auf Kritik gestoßen, soweit mehrere Feuerungen eine Anlage bilden. Nach § 20 Abs. 7 Reg.Entw. GFAVO ist dem Betreiber die Möglichkeit eingeräumt, jede Einzelfeuerung einer der Restnutzungsklassen zuzuordnen. Wie scharf die Reinigungsanforderungen sind, richtet sich nach der Summe der Feuerungswärmeleistung innerhalb jeder Restnutzungsklasse, also nicht nach der Summe der Feuerungswärmeleistung der Anlage insgesamt. Immerhin ist hervorzuheben, daß dem Wunsch der Industrie, die Anforderungen für jede Einzelfeuerung getrennt zu bestimmen, nicht entsprochen wurde.

567. Die Feuerungen weisen auch dann, wenn sie eine gemeinsame Anlage bilden, nach Größe, Alter, Abschreibung, technischer Ausstattung und innerbetrieblicher Ausnutzung erhebliche Unterschiede auf. Es erscheint daher im Rahmen der Absterbeordnung folgerichtig, dem Betreiber die Entscheidung zu überlassen, welche Einzelfeuerungen wie lange mit welcher Ausnutzung betrieben werden soll. Eine fiktive Zusammenfassung von Anlagen, die ganz unterschiedlich lange noch genutzt werden sollen, wäre nicht sinnvoll.

568. Die Rauchgasentschwefelung wird bei großen Anlagen mit mehreren Einzelfeuerungen erst in

dem Maße schrittweise durchgesetzt werden, als nach § 30 Reg.Entw. GFAVO im Zuge der Erneuerung einzelner Blöcke die Anforderungen an die neue Einzelfeuerung nicht etwa allein nach deren Feuerungswärmeleistung bestimmt werden, sondern nach der Gesamtfeuerungswärmeleistung der bestehenden Anlagen und des neuen Blocks.

569. Allerdings ist klar, daß große Anlagen mit mehreren Einzelfeuerungen nach dieser Regelung wesentlich länger zu den bisherigen Bedingungen weiterbetrieben werden können als Anlagen, die die gesamte Feuerungswärmeleistung in einem Block erbringen. Darin liegt aber keine Abschwächung gegenüber dem bisherigen Rechtszustand: wird eine bestehende Anlage um einen neuen Block erweitert, können daraus keine Nachrüstungsaufgaben für die bestehenden Feuerungen abgeleitet werden; nur beim Neubau einer Anlage, die sich von vornherein aus mehreren Blöcken zusammensetzt, richten sich die Anforderungen für alle Einzelfeuerungen nach der Gesamtfeuerungswärmeleistung.

570. Der Rat regt an, daß die Kriterien dafür, wann mehrere Einzelfeuerungen als eine Anlage behandelt werden, für die Länderpraxis ggf. präzisiert werden. Die verschärfende Regelung für gemeinsame Anlagen sollte auch in allen Fällen eingreifen, in denen die Einzelfeuerungen zwar nicht zu einem gemeinsamen Schornstein führen, ihre Abgase aber ohne unverhältnismäßigen technischen Aufwand über einen gemeinsamen Schornstein abgeleitet werden könnten.

571. Darüber hinaus herrscht im Rat die Auffassung vor, daß geeignete Maßnahmen in Erwägung gezogen werden sollten, um einem weiteren Betrieb solcher aus mehreren Einzelfeuerungen bestehenden Anlagen ohne Rauchgasentschwefelung weit über die für entsprechende Großkessel geltenden Fristen hinaus zu begegnen. So könnte es etwa in Betracht kommen, von einem bestimmten Zeitpunkt ab eine Ausgleichsabgabe bei solchen Anlagen zu erheben, um die wirtschaftlichen Vorteile abzuschöpfen, die sich aus der Handhabung der Einzeloptionen ergeben können.

Besondere Bedeutung würde der Regelung für Anlagen zukommen, die aus mehreren Einzelfeuerungen bestehen, wenn die Absterbeordnung die Rauchgasentschwefelung auch auf Feuerungsanlagen zwischen 200 MW und 400 MW Feuerungswärmeleistung bei einer Restnutzung über 40 000 Stunden ausdehnen sollte.

6.2.2.3 Absicherung der Altanlagenanierung durch eine Ausgleichsabgabe

572. Der Rat ist der Auffassung, daß die Erreichung des Vorsorgeziels nur in dem Maße näherücken wird, wie den zuständigen Behörden die Durchsetzung der Absterbeordnung für Altanlagen gelingt. Angesichts der hohen Investitions- und Betriebskosten, die mit der Rauchgasentschwefelung verbunden sind, werden die Betreiber alle Möglich-

keiten ausschöpfen, um die Stilllegung oder Nachrüstung oder auch die Änderung des Brennstoffeinsatzes hinauszuschieben. Soweit der Neubau von Feuerungsanlagen Schwierigkeiten im Genehmigungsverfahren begegnet oder Verzögerungen durch Nachbarklagen eintreten, können die Betreiber den für sie geltenden Fristen u. U. nicht einmal genügen. Bevor eine Reihe von Rechtsfragen eindeutig geklärt ist, ist auch damit zu rechnen, daß Ausnahmegenehmigungen in größerem Umfang als eigentlich vorgesehen, erteilt werden. Im übrigen ist eine großzügige Genehmigungspraxis nicht auszuschließen, wenn die wirtschaftliche Entwicklung stagniert und die Lage auf dem Arbeitsmarkt angespannt bleibt.

573. Daher empfiehlt der Rat, die Durchsetzung der sog. Absterbeordnung durch begleitende gesetzgeberische Maßnahmen sicherzustellen. In erster Linie bietet es sich an, ein Ausbrechen der Betriebe aus dem Sanierungskonzept durch ein System negativer Anreize wirtschaftlich unattraktiv zu machen. Über umweltbedingte Aspekte hinaus muß gewährleistet sein, daß ein Unternehmen, welches die Auflagen erfüllt hat, im nachhinein nicht schlechter dasteht, als ein Unternehmen, das seine Emissionsminderung aufgeschoben und seine Ausnahmegenehmigung erhalten hat.

574. Der Rat schlägt dem Gesetzgeber vor, für Anlagen, die die Fristen der Großfeuerungsanlagen-Verordnung überschreiten — gleichviel aus welchem Grunde, ob mit oder ohne Ausnahmegenehmigung —, eine Ausgleichsabgabe auf Schwefeldioxid einzuführen. Im Rat herrscht die Auffassung vor, daß auch die Einbeziehung weiterer Schadstoffe (Stickstoffoxide, Kohlenwasserstoffe, Schwermetalle) in die Bemessungsgrundlage geprüft werden könnte. Eine Ausgleichsabgabe auf Schwefeldioxid sollte höher als der eingesparte Vermeidungsaufwand ausfallen, um die Gleichstellung mit denjenigen Unternehmen zu sichern, die ihre Emissionen den Vorschriften entsprechend reduziert haben und folglich zusätzliche Kosten für Errichtung und Betrieb der Reinigungsanlagen tragen müssen.

575. Als Modell einer solchen Ausgleichsabgabe kann § 3a Benzinbleigesetz herangezogen werden. Danach hat derjenige, dem eine Ausnahme von dem Verbot bewilligt wird, Kraftstoffe mit einem Bleigehalt von mehr als 0,15 g/l herzustellen oder einzuführen (§ 2 Benzinbleigesetz), eine Abgabe von 1 Pf je Liter Kraftstoff mit einem Bleigehalt bis 0,25 g und von 2 Pf je Liter Kraftstoff mit einem höheren Bleigehalt zu entrichten.

576. Die wirtschaftlichen Anreize dieser Abgabe zielen darauf hin,

- die Erklärungsfrist von einem Jahr, die im Regierungsentwurf der Großfeuerungsanlagen-Verordnung vorgesehen ist, einzuhalten, also eine endgültige Entscheidung über Nachrüstung oder spätere Stilllegung innerhalb dieser Frist zu treffen; die erst später fällige Abgabe führt da-

durch schon im ersten Jahr nach Inkrafttreten der Großfeuerungsanlagen-Verordnung zu Anpassungsreaktionen;

- die Nachrüstung bzw. Stilllegung in der dafür jeweils vorgesehenen Frist vorzunehmen und
- mögliche Verzögerungen durch Inanspruchnahme des Rechtsweges damit ökonomisch unattraktiv zu machen.

577. Der Rat sieht es nicht als seine Aufgabe an, Einzelheiten einer solchen Ausgleichsabgabe oder ihrer Fortentwicklung zu einer allgemeinen Luftschadstoffabgabe im Rahmen dieses Gutachtens zu erörtern. Erfahrungen, die mit der Abwasserabgabe inzwischen gemacht werden konnten, lassen sich teilweise verwerten. Die Abwasserabgabe beschränkt sich freilich nicht nur darauf, die wirtschaftlichen Vorteile auszuschöpfen, die ein Abwassereinleiter dadurch behält, daß er seine Abwässer nicht reinigt; sie gibt auch Anreize, die Abwässer besser zu reinigen, als es das Gesetz vorschreibt.

578. Die Messung der abgabepflichtigen Emissionen würde kaum Schwierigkeiten bereiten, zumal nur ein überschaubarer Kreis von Altanlagen erfaßt würde. Der Einwand, eine solche Abgabe würde nicht vollziehbar sein oder einen unververtretbaren Verwaltungsaufwand erfordern, erscheint kaum stichhaltig. Der Rat hebt besonders hervor, daß das Aufkommen aus der Abgabe allein dafür verwendet werden soll, den Ausstoß an Schwefeldioxid über das in der Großfeuerungsanlagen-Verordnung vorgeschriebene Ausmaß hinaus zu mindern. Das ist auch im Hinblick auf finanzverfassungsrechtliche Probleme der Einführung einer solchen Abgabe sinnvoll.

579. Der Vorschlag des Rates, eine Ausgleichsabgabe nach dem Modell des § 3a des Benzinbleigesetzes zu erheben, bleibt weit hinter dem zurück, was mit dem von der Hessischen Landesregierung im Bundesrat eingebrachten Entwurf eines Schwefelabgabengesetzes beabsichtigt ist. Der Hessische Entwurf geht davon aus, daß die Großfeuerungsanlagen-Verordnung in der gegenwärtigen Situation nicht ausreicht, um politischen Forderungen nach einer raschen und spürbaren Herabsetzung des Ausstoßes von Schwefeldioxid aus Feuerungsanlagen gerecht zu werden. Er ist nicht mehr an dem Vorsorgeziel orientiert, den jährlichen Gesamtausstoß innerhalb des nächsten Jahrzehnts um bis zu einem Drittel zu reduzieren. Es wird offenbar vorausgesetzt, daß eine weit drastischere Minderung der Schwefelemissionen geeignet ist, die Entwicklung der beobachteten Waldschäden quantitativ wesentlich zu beeinflussen. Daher wird im Hessischen Entwurf, anders als im Vorschlag des Rates, eine vom Mechanismus der Großfeuerungsanlagen-Verordnung unabhängige Abgabe gefordert.

580. Der Rat weist darauf hin, daß die beiden Abgabekonzeptionen sich mithin schon im Ansatz grundlegend unterscheiden. Er sieht im übrigen davon ab, zu dem Hessischen Abgabenvorschlag im einzelnen Stellung zu nehmen.

6.3 Produktbezogene Emissionsbegrenzung und energiepolitische Möglichkeiten

6.3.1 Produktbezogene Emissionsbegrenzung

581. Lange Zeit hat man zur Begrenzung der Schwefeldioxid-Emission praktisch ausschließlich den Weg über den Schwefelgehalt im Brennstoff gewählt. In nicht genehmigungsbedürftigen Öl-Feuerungsanlagen darf nur Heizöl EL nach DIN 51603 verfeuert werden (§ 4 a 1. BImSchV). Für kleinere genehmigungsbedürftige Anlagen mit niedriger Schornsteinhöhe (unter 30 m) verlangt die TA Luft den Einsatz von Heizöl, das nicht mehr als 0,5% Schwefel enthält (Nr. 3.1.2.4aa); für Feuerungen in einem mittleren Bereich (unter 4 TJ/h Feuerungswärmeleistung), der praktisch alle Industrie-Feuerungen abdeckt, verlangt sie Heizöl von höchstens 1% Schwefelgehalt (Nr. 3.1.2.4bb). Die Regelung für den darüberliegenden Leistungsbereich ist nicht mehr von Bedeutung, da neue große Feuerungsanlagen auf der Basis von Heizöl, auf die sich die TA Luft erstrecken könnte, nicht mehr gebaut werden.

582. Der Schwefelgehalt von Heizöl EL, das in größtem Umfang zur Raumheizung verwendet wird oder unter der Bezeichnung Dieselöl in Motoren eingesetzt wird, ist durch Rechtsverordnung auf 0,3% begrenzt. Die Herabsetzung des zulässigen Schwefelgehalts von 0,5% auf diesen Wert war die wirksamste Maßnahme zur Verminderung der Schwefeldioxid-Emission in den 70er Jahren. Eine nochmalige Herabsetzung des Schwefelgehalts im Heizöl EL wird unter den heutigen von der Raffinerietechnik und vom Erdölmarkt gesetzten Bedingungen nicht ernsthaft erwogen.

583. Schweröl, Rückstandsöle und Schiffsöle haben einen viel höheren Schwefelanteil: Heizöl S hat nach DIN 51603 einen Schwefelgehalt von bis zu 2,8%, tatsächlich liegt er im Mittel bei 1,8%; Schiffsöle und Rückstandsöle enthalten zuweilen mehr als 5% Schwefel, sie enthalten ebenfalls höhere Anteile an Metallverbindungen. Infolge der allmählich vollständigen Verdrängung des Öls aus dem Kraftwerksbereich werden die höhersiedenden, schwefelhaltigeren Fraktionen zunehmend dem Hydrocracken zugeführt und auf diese Weise mittelbar entschwefelt.

584. Für kohlegefeuerte Anlagen eines unteren Leistungsbereichs (unter 4 TJ/h Feuerungswärmeleistung) schreibt die TA Luft die Verwendung von Kohle eines Schwefelgehalts unter 1% vor, um die Emission von Schwefeldioxid „soweit wie möglich zu begrenzen“. Der Entschwefelung des Brennstoffs Kohle sollte durch eine weitere Förderung des Fortschritts bei den Kohleaufbereitungsverfahren ein stärkerer Impuls gegeben werden.

6.3.2 Energieeinsparung und rationelle Energienutzung

585. Wie in Kapitel 2 ausgeführt, stammt der größte Teil der Emissionen an Schwefeldioxid und Stickstoffoxiden, den hauptsächlich Ausgangskomponenten der säurebildenden Substanzen in den trockenen und wässrigen Niederschlägen, aus dem Bereich der Energieumwandlung einschließlich des Kraftfahrzeugverkehrs. Zum Teil gilt das auch für die Emissionen an Metallverbindungen. Der Rat hat in seinem Sondergutachten „Energie und Umwelt“ vom März 1981 ausführlich die Verbindung von Energiepolitik und Umweltvorsorge dargelegt, die in der vereinfachten Formel zum Ausdruck kommt, daß ein geringerer Energieeinsatz auch geringere Umweltbelastung bedeutet.

586. Energieeinsparung läßt sich zum einen durch verminderte Nachfrage nach Energiedienstleistungen erreichen. Zum Teil wird — und wurde sie schon — auf dem Wege des Konsumverzichts durch den Energiepreis erzwungen. Eine größere Senkung des Bedarfs an Energiedienstleistungen läßt sich aber weder kurzfristig noch über Konsumverzichte verwirklichen: Siedlungs-, Verkehrs- und Industriestrukturen, die sich in der Zeit des billigen Öls gebildet haben, lassen sich nur auf längere Sicht durch planerische Entscheidungen und Infrastrukturinvestitionen wesentlich beeinflussen.

Kraft-Wärme-Kopplung

587. Zum anderen kann Energie gespart werden im Wege rationeller Energienutzung durch technische Verminderung der spezifischen Energieverbräuche. Im Hinblick auf weiträumige, für Wälder relevante Luftverunreinigungen gewinnen besonders die Einsparungsmöglichkeiten bei Großfeuerungsanlagen an Bedeutung. Hier ist das feuerungstechnische Einsparpotential ausgeschöpft, große Reserven bleiben nur beim Einsatz der Kraft-Wärme-Kopplung. Ihr Einsatz bei der Erzeugung von Prozeßwärme und Strom in der Industrie oder bei der Deckung des Heizwärmebedarfs für den privaten und öffentlichen Gebäudebestand in Verbindung mit der öffentlichen Stromversorgung kann den Einsatz von Primärenergie erheblich vermindern und dadurch auch zur Umweltentlastung beitragen (s. Abschn. 6.2.1.2).

Raumheizung

588. Vom gesamten Endenergieverbrauch der Bundesrepublik Deutschland entfallen etwa 35% auf die Raumheizung von Haushalten und Kleinverbrauchern. Neben einem energetisch günstigeren Dargebot der Wärme, das heißt der Fernwärmeversorgung, ist Energieeinsparung durch eine Minderung des Wärmebedarfs durch wärmetechnische Sanierung des Gebäudebestandes möglich. Sie wird nur im Zuge der allgemeinen Sanierung von Altbauten verwirklicht werden können.

Verbesserungen auf der Nutzungsseite verlangen in aller Regel sehr viel geringere Aufwendungen, sie

sind vielfach durch einfache Vorkehrungen möglich, nämlich durch eine Modernisierung der Heizungsanlage auf den Stand der Technik und durch ein vernünftiges Nutzungsverhalten entsprechend den einschlägigen technischen Regelwerken.

Kraftfahrzeugverkehr

589. 22 % des Endenergieverbrauchs der Bundesrepublik Deutschland entfallen auf den Verkehrsbe-
reich. Der Kraftfahrzeug-Verkehr trägt in steigendem Maße zu den Stickstoffoxid-Emissionen bei. Die Automobilindustrie erfüllt ihre Zusage, den Kraftstoffverbrauch der Neu-Fahrzeuge bis 1985 um 12—15 % zu senken, anscheinend schon vorher. Bei den im Verkehr befindlichen Kraftfahrzeugen ermöglicht die Einstellung der Zündanlage und der Gemischaufbereitungsanlage entsprechend der Herstellervorschrift Verminderungen des Kraftstoffverbrauchs im innerstädtischen Verkehr zwischen 3 und 10 %, bezogen auf den heutigen ungünstigen Zustand.

6.3.3 Substitution zwischen Energieträgern (Kernenergie, Erdgas, Kohle)

590. In bezug auf Säurebildner, Schwermetalle und einige andere toxische Spurenstoffe wie PAH ist unzweifelhaft Steinkohle der schadstoffreichste Energieträger, während zum Beispiel gereinigtes Erdgas bei der Verfeuerung praktisch nur Stickstoffoxide abgibt und Kernenergie diese Emissionen vollkommen vermeidet. Die erreichten Fortschritte in der Schwefeloxid-Emissionsminderung sind durch die höhere Steinkohle-Verstromung wettgemacht worden. Der Steinkohlen-Einsatz zur Stromerzeugung ist nämlich von etwa 30 Mio t Mitte der 70er Jahre — 1975 erreichter Tiefstand von 24,6 Mio t — auf 37,8 Mio t im Jahre 1981 gestiegen; der Steinkohle-Anteil an der gesamten Stromerzeugung stieg damit auf 31,9 %. Die Tendenz zu verstärktem Einsatz von Kohle in der Elektrizitätswirtschaft, und zwar zu Lasten des teureren Erdgases, hat sich 1982 fortgesetzt.

591. In Anbetracht der aus wirtschaftlichen und Versorgungsgründen notwendigen Rückkehr zur Kohle war der Rat daher schon in seinem Sondergutachten „Energie und Umwelt“ zu dem Schluß gekommen, daß der Wiederaufstieg der Kohle für die Umwelt nur mit dem Einsatz neuer emissionsmindernder Techniken zu verkraften sei. Solche Techniken und der Stand der geltenden und geplanten Normen sind in Abschnitt 6.1 dargestellt worden. Bei kaum einer anderen Schädwirkung bzw. kaum einem anderen Schadstoffkomplex drängen sich in der Tat Überlegungen, die Kohle zu substituieren, so auf, wie bei den unter dem Schlagwort „saure Niederschläge“ diskutierten, für Waldschäden bedeutsamen weiträumigen Luftverunreinigungen.

Kernenergie

592. Kernenergie trägt in keiner Weise zu den „sauren Niederschlägen“ bei. Anhaltspunkte, daß radioaktive Emissionen aus dem Normalbetrieb von Kernkraftwerken oder anderen kerntechnischen Einrichtungen innerhalb des Brennstoff-Kreislaufs zu ökologischen Schäden führen, liegen dem Rat nicht vor. Im Prinzip gelten bei der ökologischen Risikoabschätzung ähnliche Überlegungen wie bei der Abschätzung gesundheitlicher Risiken. Auch den hohen Abwärmeeintrag, dessen schadhafte Beseitigung aus ökologischer Sicht wesentlich ist, sieht der Rat als ein beherrschbares Problem und kein schwerwiegendes ökologisches Gefährdungspotential an. Insofern werden die Argumente für die Kernenergie von der Sorge um die Schäden an den Wäldern verstärkt.

Ob diese Gründe gegenüber dem in der Öffentlichkeit gegensätzlich bewerteten, wenn auch numerisch kleinen Risiko eines großen Reaktorunfalls mit schwersten gesundheitlichen und ökologischen Folgen und gegenüber den damit verknüpften politischen Akzeptanzproblemen letztlich den Ausschlag für den Einsatz der Kernenergie geben sollten, braucht vom Rat hier nicht beurteilt zu werden. Er hat dazu in seinem Sondergutachten „Energie und Umwelt“ (1981) ausführlich Stellung genommen.

Wichtig ist hier lediglich der Hinweis, daß Frankreich mit seinem Kernenergieprogramm eine erfolgreiche Strategie zur Minderung der relevanten Emissionen betreibt. Frankreich ist immerhin (nach der DDR) das Land, aus dem noch die meisten Schwefeldioxid-Importe auf das Gebiet der Bundesrepublik Deutschland gelangen (s. Abschn. 6.5.1).

593. Auch in der Bundesrepublik Deutschland hat die Stromerzeugung aus Kernenergie im vergangenen Jahrzehnt stetig zugenommen auf zuletzt (1981) 53,6 TWh, entsprechend einer Steigerung um 22,7 % gegenüber 1980 — zum Teil aufgrund gesteigener Auslastung der Kraftwerksleistung. Im Bau befinden sich zehn Kernkraftwerke mit einer elektrischen Leistung von 11,3 GW; bei vier weiteren Kernkraftwerksprojekten mit insgesamt 5,2 GW elektrischer Leistung sind die Genehmigungsverfahren so weit fortgeschritten, daß diese Blöcke bis 1990 den Betrieb aufnehmen könnten.

Erdgas

594. Erdgas ist von allen fossilen Energieträgern, was die Emissionen von Schwefeldioxid und Metallverbindungen betrifft, der umweltfreundlichste. Jedoch werden erhebliche Mengen von Stickstoffoxiden abgegeben. In Ländern, wo Erdgas der vorherrschende Brennstoff ist, wie zum Beispiel in den Niederlanden, treten daher Stickstoffoxide in den Mittelpunkt der Sorgen um die Belastung der Vegetation. Auch die Schadstoffimporte der Bundesrepublik aus den Niederlanden bestehen vorwiegend in Stickstoffoxiden und deren Folgeprodukten.

Dem Einsatz von Erdgas sind aus energiepolitischen Gründen gewisse Grenzen gezogen. Die optimale Umweltentlastung bei gegebener Verfügbarkeit von Erdgas läßt sich durch dessen Einsatz bei der Gebäudeheizung erzielen; für die Substitution von Brennstoffen in Kraftwerken steht Erdgas daher — auch aus Umweltgründen — praktisch nicht zur Verfügung. Tatsächlich ist die Erdgasverstromung in der Bundesrepublik Deutschland, die 1979 mit 61,0 TWh ihren Höchststand erreicht hatte, seither um 32,4% auf 47,0 TWh im Jahre 1981 gesunken. Es ist allerdings auch im Hinblick auf die Gebäudeheizung zu bemerken, daß ein verstärkter Einsatz von Erdgas auf dem Wärmemarkt geeignet ist, die vom Rat befürwortete Entwicklung in Richtung auf eine Deckung des Heizwärmebedarfs über Fernheizsysteme aus der Kraft-Wärme-Kopplung in weiten Bereichen zu unterlaufen.

Kohle

595. In Kraftwerken und Heizkraftwerken auf Steinkohlebasis mit einer elektrischen Leistung von insgesamt 29,4 GW sind 1981 für Stromerzeugung und Wärmeabgabe 41,1 Mio t Steinkohlen eingesetzt worden, davon 34,9 Mio t deutsche Steinkohle. Steinkohlenkraftwerkskapazität und Steinkohleeinsatz müssen auch dann noch in den kommenden Jahren deutlich ansteigen, wenn die tatsächliche Entwicklung von Stromverbrauch und Grundlastbedarf der niedrigen Variante C der im Auftrag des Bundesministers für Wirtschaft erstellten Prognose des Deutschen Instituts für Wirtschaftsforschung, des Energiewirtschaftlichen Instituts an der Universität Köln und des Rheinisch-Westfälischen Instituts für Wirtschaftsforschung folgen sollte (vgl. Dritte Fortschreibung des Energieprogramms der Bundesregierung, Bundestags-Drucksache 9/983). Nach ihrer Lage der Stromverbrauchszuwachs bis 1995 bei 2,7%/a, die benötigte Kapazität an Steinkohlenkraftwerken betrage 1990 37 GW und 1995 41 GW, die einzusetzenden Steinkohlemengen werden auf 55 Mio t im Jahre 1990 und 60 Mio t im Jahre 1995 geschätzt. Zur Zeit sind 5,7 GW Steinkohlenkraftwerkskapazität im Bau, darunter mehrere Heizkraftwerke, weitere 8,8 GW sind in der Planung und zum Teil bereits genehmigt. Auch unter Berücksichtigung der zu erwartenden Stilllegung von Altanlagen — bis 1990 rund 6 GW — wäre damit der Leistungsbedarf an Steinkohlenkraftwerken bis 1990 durch konkrete Vorhaben abgedeckt.

596. Die nach der genannten Prognose zu erwartenden Steinkohle-Einsatzmengen sind zu vergleichen mit den Mengen, die die Vereinigung deutscher Elektrizitätswerke (VDEW) in dem 15-Jahresvertrag mit dem Gesamtverband des deutschen Steinkohlenbergbaus abzunehmen sich verpflichtet hat. Nach dieser Verpflichtung steigt die Abnahmemenge von zur Zeit 35 Mio t SKE/a bis 1990 auf 45 Mio t SKE/a an und bleibt dann bis 1995 konstant, falls der Stromverbrauchszuwachs über eine gewisse Periode unter 3%/a bleibt, wie es die genannte Prognose annimmt. Der erwartete Steinkohleeinsatz liegt also selbst dann noch über der Ab-

nahmeverpflichtung für deutsche Steinkohle, wenn die tatsächlichen Zuwachsraten noch niedriger liegen sollten als in der Variante C der Institutsprognose angesetzt worden ist. Der voraussichtliche Ausbau der Kernenergiekapazität ist in diesen Zahlen berücksichtigt. Auch eine etwas stärkere — durch erhöhte Emissionsminderungsanforderungen an die Steinkohleverstromung ausgelöste — Substitution durch Kernenergie würde die im 15-Jahresvertrag festgeschriebenen Abnahmemengen für deutsche Steinkohle nicht gefährden.

597. Wie sich die durch erhöhte Emissionsminderungsanforderungen bedingte Erhöhung der Gesteungskosten von Steinkohlestrom und eine parallel dazu erfolgende verstärkte Substitution durch kostengünstigeren Kernenergiestrom insgesamt auf die Strompreise auswirken wird, bedarf eingehender Überlegungen. Zur Zeit rechnet man ohnehin mit einem weiteren Anstieg der deutschen Strompreise, die heute schon über denen anderer Industrieländer liegen.

Unabhängig von der volkswirtschaftlichen Bewertung der Verteuerung des Kohleeinsatzes muß folgende voraussehbare Entwicklung einer umweltpolitischen Bewertung unterzogen werden: Verschärfte Emissionsanforderungen müssen in mehr oder weniger großem Maße den Kohleeinsatz in Großfeuerungsanlagen verteuern und die Substitution durch andere Energieträger begünstigen. Der Schwefel- oder allgemeiner der Schadstoffgehalt der Steinkohle — könnte in Zukunft neben Kohleart und Heizwert mit zum preisbestimmenden Faktor werden — je nach dem, ob marktbestimmende Kunden die Emissionsanforderungen durch Einsatz schadstoffarmer Kohle oder durch Emissionsrückhaltemaßnahmen unter dann möglicher Verwendung schadstoffreicherer Kohle erfüllen werden. Die freiwerdenden und möglicherweise schadstoffreicheren Kohlemengen werden in den Bereich kleinerer Feuerungsanlagen drängen, wo sie mit einem ungleich geringeren Aufwand an Emissionsminderungsmaßnahmen verfeuert werden.

6.4 Ökonomische Aspekte

6.4.1 Ökonomische Konsequenzen einer Politik der Emissionsminderung im Kraftwerksbereich

598. Der Rat sieht es nicht als seine Aufgabe an, sich an der Diskussion um die Gesamtkostenabschätzung einer verschärften Emissionsminderung im Kraftwerksbereich zu beteiligen und eine umfassende Analyse der möglichen Konsequenzen auf wirtschaftliche Zielgrößen wie Wachstum, Beschäftigung oder Preisniveau vorzunehmen. Umgekehrt muß aber berücksichtigt werden, daß die Durchsetzung der hier angestrebten Emissionsminderung vor allem dann auf entschiedenem Widerstand stoßen wird, wenn sie mit kaum akzeptablen ökonomi-

schen Auswirkungen verbunden ist. Dies wird insbesondere dann der Fall sein, wenn die zusätzlichen Kosten der Emissionsminderung zu Energiepreissteigerungen führen, die den gegenwärtig begrenzten Wachstumsspielraum der Gesamtwirtschaft oder bevölkerungsreicher Regionen so stark einschränken, daß die damit verbundenen Beschäftigungseffekte das Arbeitslosigkeitsproblem noch verschärfen. Insofern erscheint es an dieser Stelle doch angebracht, in eine Grobeinschätzung der möglichen ökonomischen Folgen einer Politik der Emissionsminderung im Kraftwerksbereich einzutreten, wobei weniger die Steigerungen der Gesamtkosten als vielmehr die sich mit diesen Kosten verbindenden gesamtwirtschaftlichen Effekte interessieren.

599. Eine solche Grobbewertung verlangt zunächst eine knappe Aussage zu den auf die Emissionsminderungsmaßnahmen zurückzuführenden Kosten. Man kann sich hierbei auf die öffentliche Elektrizitätserzeugung beschränken, da sich die Mehrheit der geplanten bzw. hier diskutierten Maßnahmen auf diesen Bereich bezieht und hier unterstellt werden kann, daß die gestiegenen Kosten weitgehend in die Preise überwältzt werden. Bei einer Ausweitung des Geltungsbereiches der geplanten Großfeuerungsanlagen-Verordnung auf Anlagen auch unter 50 MW Feuerungswärmeleistung würde aber auch ein wachsender Teil der industriellen Anlagen berührt werden. Schätzungen hinsichtlich der dort zu erwartenden Kosteneffekte bzw. ihrer Auswirkungen auf die Absatzchancen in den hiervon betroffenen Produktionsbereichen sind ohne umfassende Detailanalysen jedoch nicht möglich. Aus diesem Grunde bleibt dieser Bereich aus der nachfolgenden Betrachtung ausgeschlossen. Offen bleibt auch die Frage, ob die Maßnahmen zu einem Preisgefälle zwischen schwefelarmer und schwefelreicher Kohle und damit zu Veränderungen der Einsatzstruktur der Kohlemengen führen werden.

600. Geht man, unter Berücksichtigung dieser Einschränkung des Analysegegenstandes, zunächst auf das Schwefeloxid ein, erscheint, wie in Abschnitt 6.1.2 dargelegt, der technologische Spielraum (beispielsweise in Form der Brennstoff- und insbesondere der Rauchgasentschwefelung) für eine Absenkung der Schwefeloxid-Emissionen aus Großkraftwerken sehr beachtlich (s. auch FORCK 1981). Wurden etwa bis vor kurzem untere Grenzwerte von 850 mg/m³ noch mit dem Argument verteidigt, daß bei Unterschreiten derselben ein energiepolitisch unerwünschter Energieeinsatz zur Wiederaufheizung der Abgase erforderlich sei, besteht heute kein solcher Grund mehr, den SO₂-Emissionsgrenzwert gerade bei 850 mg/m³ oder einem anderen Wert oberhalb einer verfahrensbedingten Obergrenze von etwa 300 mg/m³ festzusetzen.

601. Deutlich schwieriger ist es, die Frage zu beantworten, welche zusätzlichen Kosten sich mit der Emissionsminderung bei den Steinkohlenfeuerungen verbinden bzw. welche Kostenargumente evtl. der Ausschöpfung des technischen Handlungsspiel-

raums entgegenstehen. Geht man von der hier vor allem interessierenden Rauchgasentschwefelung aus, so werden die zu erwartenden Kostensteigerungen bei Neuanlagen nicht nur vom vorgegebenen SO₂-Emissionsgrenzwert, sondern z. B. auch von der Größe der Anlage, dem Umfang der jährlichen Vollastbetriebsstunden (3000—6000 Vbh/a), der Wahl des Sorptionsmittels (CaO, Ca(OH)₂ oder CaCO₃), der Festlegung der Abschreibungszeit, dem Zinssatz für das eingesetzte Kapital sowie dem Schwefelgehalt der Kohle bestimmt¹⁾. Dies macht deutlich, daß die Schätzung der zu erwartenden Kostensteigerungen auch von einer Reihe von Annahmen abhängt, für die unterschiedliche Festlegungen getroffen werden können. So wirken sich kürzere Abschreibungszeiten (10 bzw. 13 Jahre statt 20 Jahre) bzw. höhere Zinssätze (10% bzw. 8% statt 6%) als kostensteigernd aus. Je nach Festlegung dieser Annahmen schwanken die geschätzten Zusatzkosten für die Rauchgasentschwefelung wie in Tab. 6.2 dargestellt. Diese Schätzungen vom Umweltbundesamt (UBA 1980, 1982 b) einerseits und der Technischen Vereinigung der Großkraftwerksbetreiber (VGB) andererseits gehen noch von einem Emissionsgrenzwert von 850 bzw. 650 mg/m³ aus. Bei einer Absenkung des Grenzwertes auf 400 mg/m³ wären die Schätzungen um ca. 10% nach oben zu korrigieren. Jedenfalls kann man davon ausgehen, daß bei Ausschöpfung des technischen Handlungsspielraums bis zu etwa 300 mg/m³ die Kosten eher linear als progressiv ansteigen.

Tab. 6.2

Schätzung der durch Rauchgasentschwefelung bedingten Zusatzkosten der Stromerzeugung in Pfg/kWh

Anlagengröße	150 MW _{el}		750 MW _{el}	
	UBA	VGB	UBA	VGB
Jährliche Betriebsstunden				
3 000 Vh/a	1,9 – 2,5	3,4	1,3 – 1,8	2,3
6 000 Vh/a	1,2 – 1,5	1,9	0,9 – 1,1	1,3

Quelle: UBA (1980, 1982 b) und VGB (1982 unveröffentlicht)

602. Sehr viel schwieriger ist es, die Kosten der Altanlagenanierung zu bestimmen bzw. hier zu tragfähigen Durchschnittsaussagen zu gelangen (PETERSEN 1981). Hier müssen nämlich viele, nicht generalisierbare Faktoren wie standortspezifische Besonderheiten (spezielle Fundamente in Bergschadensgebieten, Schallschutzvorrichtungen, baukostenerhöhende Flächenengpässe) oder durch das Genehmigungsverfahren bzw. Einsprüche be-

¹⁾ Detaillierte Berechnungen für Kapitalbedarf und Kosten finden sich vor allem bei RENTZ, insbesondere in dem Forschungsbericht „Einbeziehung der Umweltbelastung in Energiemodelle vom Message-Typ“ der Projektgruppe Techno-Ökonomie und Umweltschutz der Universität (TH) Karlsruhe (RENTZ, HANICKE, HEMPELMANN 1981).

dingte Bauverzögerungen berücksichtigt werden (RENTZ 1979, 1976). Es ist jedenfalls davon auszugehen, daß der nachträgliche Einbau einer Rauchgasentschwefelungsanlage zu deutlich höheren Kosten führt als in jenen Fällen, wo die Entscheidung bereits bei der Kraftwerksplanung berücksichtigt werden kann (PATZAK und SCHÖLER, 1980). In Abhängigkeit von der Blockgröße der umzurüstenen Altanlagen wird auf der Grundlage eines 650 mg/m^3 -Grenzwertes auf seiten der Kraftwerksbetreiber von zusätzlichen Kosten pro kWh zwischen 3 und 4 Pf gesprochen. Allerdings liegen auch hier die Schätzungen der Bundesregierung deutlich niedriger, nämlich bei 1,3 bis 2,6 Pf, und zwar bereits auf einen 400 mg/m^3 -Grenzwert bezogen.

603. Ohne Detailinformation ist es kaum möglich, die Auswirkungen derartiger Emissionsminderungskosten auf die durchschnittlichen Stromerzeugungskosten und damit auf die Durchschnittstrompreise abzuschätzen. Die durchschnittlichen Strompreise sind nämlich das Ergebnis einer Mischkalkulation, in die die divergierenden Erzeugungskosten der den Kraftwerkpark bestimmenden Anlagen eingehen. Kostenunterschiede bei der Stromerzeugung ergeben sich u. a. aus den unterschiedlichen Brennstoffkosten, dem Fertigstellungszeitpunkt, den anlagenspezifischen Fixkosten, der Auslastungsdauer, dem Einsatzbereich (Grundlast, obere oder untere Mittellast oder Spitzenlast) und der Lage (Reviernähe oder -ferne). Insofern lassen sich höchstens grobe Trendaussagen hinsichtlich der möglichen Preiseffekte machen. Sie bewegen sich nach Angaben aus der Energiewirtschaft zwischen 1,8 und 3 Pf. Nach der amtlichen Begründung zum Regierungsentwurf der Großfeuerungsanlagen-Verordnung würden die Maßnahmen zur Entschwefelung und zur Beschränkung des Auswurfs von Staub und Stickstoffoxiden bei alten und neuen Feuerungsanlagen, bezogen auf das gesamte Strompreinsniveau zu Kostenerhöhungen von durchschnittlich 0,5 bis knapp 1 Pf/kWh führen.

604. Hinsichtlich der Kosten für die Staubabscheidung gilt, daß diese mit abnehmendem Reingasstaubgehalt exponentiell ansteigen, aber nur etwa 20 bis 30 v.H. der Gesamtkosten der Gasreinigung ausmachen. Insofern werden — zumindest bis zu einer gewissen Grenze — die Kosten der Emissionsminderung im Kraftwerksbereich primär von den Entschwefelungskosten bestimmt.

605. Die Abscheidung von NO_x aus Rauchgasen führt besonders dann zu erheblichen Mehrkosten, wenn NO_x und SO_2 in getrennten Reinigungsanlagen abgeschieden werden. Daher dürfte in Zukunft die Entwicklung geeigneter kombinierter Reinigungsverfahren in einem System im Vordergrund stehen, nachdem dies bislang nur beim trocken arbeitenden Verfahren der Bergbau-Forschung möglich ist, ein Reinigungsverfahren, welches allerdings erheblich teurer als die bekannten Kalkwaschverfahren zur SO_2 -Abscheidung ist. Bedingt durch diese Gegebenheiten toleriert der Entwurf der Großfeuerungsanlagen-Verordnung noch NO_x -Emissionswerte, die sich primär mittels feuerungs-

technischer Maßnahmen (z. B. Stufenverbrennung) realisieren lassen. Die hierdurch entstehenden Mehrkosten fallen bei Neuanlagen kaum ins Gewicht. Inwieweit Altanlagen entsprechend umgerüstet werden können, ist bisher noch nicht geklärt. Die Kosten derartiger Änderungen in der Feuerungstechnik werden sich aber, sollte eine entsprechende Maßnahme bei Altanlagen überhaupt technisch durchführbar sein, in engen Grenzen halten. Insofern kann man zusammenfassend festhalten, daß die Schwefeldioxidabscheidung als der wesentliche Kostenfaktor anzusehen ist.

606. Die ökonomische Bewertung einer Reduktion der SO_2 -Emissionswerte von Kraftwerken darf aber nicht auf der Stromerzeugungsseite stehen bleiben, sondern muß auch den Versuch enthalten, gesamtwirtschaftliche Effekte abzuschätzen. Letztere hängen in starkem Maße vom Ausmaß des für die Emissionsreduzierung erforderlichen Investitionsvolumens sowie von der Verteuerung des Produktionsfaktors Energie ab.

Es gibt bis jetzt nur wenige Modelle zur umfassenden Abschätzung der volkswirtschaftlichen Konsequenzen einer derartigen SO_2 -Minderungspolitik. Unter diesen erscheint das Energiemodell, das von der Programmgruppe „Systemforschung und Technologische Entwicklung“ der Kernforschungsanlage Jülich im Auftrage der Europäischen Gemeinschaft entwickelt wurde, noch am besten den Realitäten der Bundesrepublik Deutschland gerecht zu werden. Selbst wenn die in diesem Modell verarbeiteten Informationen vom Ende der siebziger Jahre stammen und noch nicht von SO_2 -Emissionsgrenzwerten von 650 bzw. 400 mg/m^3 ausgehen, sollen aber doch die wichtigsten Trendaussagen der Simulationsrechnungen hier verwendet werden (PATZAK und SCHÖLER 1980). Sie werden durch neuere Untersuchungen (GARNREITER, JOCHEM, LEGLER, MANNSBART 1982; LEGLER 1982) bestätigt.

607. Danach begünstigen die für die Emissionsreduzierung erforderlichen Investitionen vor allem die Wirtschaftsbereiche Maschinenbau (Verfahrenstechnik) und Bauhauptgewerbe. Diese Sektoren können im Gefolge der Umrüstung und Neuanlagenanpassung eine beachtliche Nachfragesteigerung in Höhe von mehreren Milliarden DM erfahren, die nach ca. fünf bis zehn Jahren zwar wieder zurückgehen wird, insgesamt aber eine längerfristige Nachfrageverbesserung in diesen Investitionsgüterbereichen bewirkt. Berücksichtigt man die Konzentration der Kraftwerke im weiteren Ruhrgebiet, wird sich vor allem hier ein größerer Umrüstungsbedarf bemerkbar machen, der Investitionen auslösen wird, an denen der Maschinenbau und die Bauwirtschaft des Reviers teilhaben können.

Diesem wachstumsfördernden Effekt stehen die Auswirkungen einer energiepreisbedingten Reduzierung der Endnachfrage gegenüber. Die zu erwartende, aber nicht genau zu präzisierende Verteuerung der Elektrizität wird eine Gesamtkostensteigerung herbeiführen, die etwa zur Hälfte auf den privaten Verbrauch, zu einem Drittel auf den Ex-

port und danach vor allem auf die Investitionsgüter-nachfrage abgewälzt wird.

608. Da die Stromabnehmer die gestiegenen Stromkosten über die Preise weitergeben, sind Nachfragerückgänge und in Abhängigkeit von der Preiselastizität der Nachfrage sowie dem Stromkostenanteil am Bruttoproduktionswert sektorale Verschiebungen zu erwarten. Die Stromkosten je DM Bruttoproduktionswert schwanken hierbei sektoral zwischen 17 und 1 Pf (Stromverbrauchsquote 1979 bewertet mit Preisen Stand 1. 1. 1982, VEW-Bereich) und werden vor allem die NE-Metallerzeugung, die Zellstoff-, Holzschliff-, Papier- und Pappeerzeugung, den Bergbau, die eisenschaffende Industrie sowie die chemische Industrie treffen (Minister für Wirtschaft, Mittelstand und Verkehr NW 1982). In der eisenschaffenden Industrie und der Industrie der Steine und Erden werden sich die absatzfördernden und -dämpfenden Effekte der Emissionsminderungsvorschriften daher weitgehend aufheben. Hinsichtlich der Bereiche Chemie und Dienstleistungen muß mit einer leichten Verringerung der Nachfrage gerechnet werden. Für die restlichen Industriebereiche wird eine zeitverzögerte Nachfragereduktion erwartet, die sich gemäß den Modellaussagen aber in engeren Grenzen halten soll.

609. Die mit einer Politik der Emissionsminderung im Kraftwerksbereich verbundenen Strompreiserhöhungen bedrohen somit nur begrenzt die internationale Wettbewerbsfähigkeit der westdeutschen Industrie. Neuere Untersuchungen (LEGLER, 1982) zeigen sogar, daß selbst bei den stromintensiven Bereichen nur wenige Fälle geminderter Wettbewerbsfähigkeit erwartet werden müssen. Sie beziehen sich auf Teile der Eisen- und Stahlerzeugnisse (z. B. Ferrolegierungen), der NE-Metall- und NE-Halbzeugproduktion (z. B. Hüttenaluminium und Herstellung von Nickel) sowie der Produktion von Papierhalbstoffen. Nicht auszuschließen sind Absatzeinbußen noch bei der einfachen Holzbearbeitung sowie der Herstellung von Papier und Pappe. Aber in allen Fällen kommt der Verfügbarkeit von Rohstoffen bzw. dem Vorhandensein von qualifizierten Arbeitskräften zumindest eine ebenso hohe Bedeutung wie den Stromkosten zu. Daneben darf auch nicht übersehen werden, daß bei manchen der stromintensiven Industriezweige der Protektionswettbewerb den Marktwettbewerb (Eisen- und Stahlerzeugung) bereits ersetzt hat und es sich außerdem vielfach um Produktionszweige mit eher unterdurchschnittlichen Zukunftschancen handelt.

610. Faßt man zusammen, erscheint der wachstums- und damit beschäftigungslimitierende Effekt angesichts des erhofften Umweltentlastungseffekts unter normalen wirtschaftlichen Verhältnissen durchaus vertretbar. Hierbei muß gegenüber der Wohnbevölkerung auch betont werden, daß Umweltschutz nicht zum Nulltarif verwirklicht werden kann und die maßnahmebedingte Anhebung des volkswirtschaftlichen Preisniveaus nicht als inflationärer Vorgang gedeutet werden darf, sondern vielmehr die immer knapper werdende Umwelt offenbart. Hinzu kommt, daß die Strompreise der

Bundesrepublik Deutschland in starkem Maße von einer sicherungsmotivierten Kohlevorrangpolitik bestimmt werden, was dazu führte, daß hier die höchsten Kohlepreise der Welt gezahlt werden müssen. Stellt man die Berechtigung einer mit derartig hohen volkswirtschaftlichen Kosten verbundenen Kohlevorrangpolitik, wie es z. B. der Sachverständigenrat zur Begutachtung der gesamtwirtschaftlichen Entwicklung in seinem neuesten Jahresgutachten 1982/83 tut, in Frage, kann man auch prüfen, inwieweit man durch eine Umgestaltung der Energiepolitik (etwa Lockerung des Kohleimports) nicht Kostensenkungsspielräume für eine Emissionsminderungspolitik schafft. Es verbleibt schließlich nur noch das Problem der richtigen Wahl des Einführungszeitpunkts einer derartigen Emissionsminderungspolitik.

6.4.2 Ökonomische Anreize innerhalb einer auflagenorientierten Luftreinhaltepolitik

Die Bedeutung ökonomischer Anreize

611. Nicht zuletzt unter dem Eindruck der Diskussion um den „Sauren Regen“ führen die neuen Rechtsvorschriften zur Luftreinhaltepolitik zu einer deutlichen Verschärfung der Auflagen für die Emittenten. Wenn auch ein Gutachten über den speziellen Zusammenhang von „Waldschäden und Luftverunreinigungen“ nicht der Ort sein kann, eine umfassende Bewertung der deutschen Luftreinhaltepolitik zu versuchen, so sind die Verschärfungen doch Anlaß genug, daß eine größere Beachtung der an sich selbstverständlichen Regel erforderlich wird, die beabsichtigten umweltpolitischen Verbesserungen so ökonomisch wie möglich zu bewirken, d. h. die erforderlichen Kosten zu minimieren. Dadurch wird die Forderung nach schärferen Umweltnormen wirtschaftspolitisch sehr viel leichter vertretbar und die Chance der politischen Durchsetzbarkeit und damit einer Verbesserung der Umweltsituation erhöht.

612. Die Forderung nach der Einfügung sog. ökonomischer Anreize leitet sich aus der Kritik an einer Luftreinhaltepolitik her, die ausschließlich mit Auflagen arbeitet, d. h. mit Vorschriften vom Typ der TA Luft und der Großfeuerungsanlagenverordnung, die bei der einzelnen emittierenden Anlage die Obergrenze der Emission und oft auch die Vermeidungstechnik festlegen (Zur Gegenüberstellung von Auflagenpolitik und anderen Instrumenten vgl. Umweltgutachten 1978). Einige wichtige Kritikpunkte lassen sich wie folgt umschreiben:

1. Bei unterschiedlichen Kosten der Emissionsminderung in verschiedenen Anlagen (nach Größe, Alter, technischen Besonderheiten, Energieträger, Einfallsreichtum des Betreibers usw.) sollte die Luftreinhaltepolitik die Emittenten mit den niedrigsten Beseitigungskosten je Schadstoffeinheit, also etwa je Tonne SO₂ her-

ausfiltern. Versucht sie das nicht, sondern erläßt für sehr viele Emittenten den gleichen Emissionsgrenzwert, so erzielt sie die *Verbesserung der Emissionssituation mit höheren als den notwendigen Kosten*. Da diese Kosten in der Realität stark variieren (s. Abschn. 6.4.1; RENTZ, 1979; U.S. General Accounting Office 1982), ist dieser Kritikpunkt von besonderem Gewicht.

2. Es besteht für den Anlagenbetreiber über den Punkt hinaus, an dem die Emissionsgrenzwerte eingehalten werden, *kein Anreiz, neue Vermeidungsverfahren zu entwickeln*, also bessere Reinigungsverfahren zu fördern, den Reinigungsgrad durch technische Umstellung, geschicktes „Fahren“ der Anlage usf. zu verbessern. Die zusätzlich verminderte Emission hat keinen betriebswirtschaftlichen Wert, obwohl sie umweltschonend wäre.
3. Betreiber alter wie neuer Anlagen erhalten durch das heute praktizierte, allein mit Auflagen arbeitende Genehmigungsverfahren de facto Emissionsrechte („Verschmutzungsrechte“) kostenlos zugewiesen; auf diesen Tatbestand ist vor jeder Diskussion um Instrumente, die an diese Rechte anknüpfen, ausdrücklich hinzuweisen. Soweit Altanlagenbetreiber in den Vorschriften und in der Durchführung der Genehmigungsverfahren günstiger gestellt werden als Betreiber neu zu genehmigender Anlagen, erhalten sie explizit größere „Rechte“ dieser Art als Betreiber neu zu erstellender Anlagen. Diese von der Auflagenpolitik früher und heute gewährten Rechte stellen für jeden Anlagenbetreiber als im Genehmigungsverfahren verbriefte Eigentumsrechte große Werte dar, die den Gewinn erhöhen (oder Verlust mindern), damit den Geschäftswert steigern usf. In diesem Sinne sind beispielsweise die Regelungen im Regierungsentwurf der Großfeuerungsanlagen-Verordnung, nach denen Altanlagen bis zu einer bestimmten Gesamtstundenzahl ohne Emissionsbegrenzung betrieben werden dürfen, kostenlos gewährte und nur durch Ausnutzung realisierbare Rechte. Den höchsten Wert haben diese Rechte für Altanlagenbetreiber in Belastungsgebieten. Zum einen erhält der Altanlagenbetreiber höhere Emissionswerte zugestanden, und zum anderen würden im Belastungsgebiet diese Emissionsmengen bei der Beantragung von Betriebsgenehmigungen wegen der Immissionssituation besonders schwer genehmigt. Diese bisher gewährten Emissionsrechte haben aber den großen Nachteil, daß der Betreiber sie nur durch Ausnutzung, d. h. durch eigene Emission, realisieren kann. *Der Altanlagenbetreiber im Belastungsgebiet ist durch diese Konstruktion also ökonomisch angehalten, seine Emission auch selbst auszunutzen*. Dadurch kommen auch beim Vorliegen und Durchsetzen von Sanierungsklauseln (wie in der TA Luft) andere Unternehmen nicht oder nur unzureichend zum Zuge, die dieselbe Emissionsmenge zur Produktion einer größeren und dringlicher benötigten Gütermenge an diesem auch für sie günstigen Standort verwenden würden, aber wegen der regiona-

len Belastungssituation vor Genehmigungsproblemen stehen.

Typen ökonomischer Anreize

613. Um dieser Kritik zu begegnen, sind in der ökonomischen Theorie und z. T. auch schon in der Praxis verschiedene ökonomische Anreizinstrumente entwickelt worden. Sie lassen sich nach zwei verfolgten Zielen gruppieren.

Das eine Ziel lautet, *umweltpolitische Ziele*, also etwa die gewünschte Immissionssituation bei einem Schadstoff in einer Region, *bei gleichzeitig maximaler ökonomischer Effizienz* mit einem Instrument zu *erreichen*. Das meistdiskutierte Beispiel bildet eine Emissionsabgabe, etwa auf SO₂, die ohne Emissionsgrenzwerte arbeitet. Der Abgabesatz wird so hoch angesetzt, daß durch die Emissionsminderung, die die Unternehmen im Bemühen um Vermeidung dieser Abgabe vornehmen, die gewünschte Immissionsbegrenzung resultiert. Ist der Effekt zu niedrig (hoch), wird der Abgabesatz erhöht (gesenkt).

Einer der wichtigsten Kritikpunkte bei diesem Instrument lautet, daß sich erst im nachhinein als Folge der Anpassungen, die erhebliche Zeit erfordern können, die gewünschte Verbesserung der Immissionssituation (bzw. die gewünschte Reduzierung der Gesamtemission) ergibt.

614. Daher lautet das andere mögliche Ziel bei der Entwicklung von ökonomischen Anreizinstrumenten, das *umweltpolitische Ziel vorab zu sichern*, also Auflagen des in der Bundesrepublik üblichen Typs zu erlassen und dann Anreize so zu setzen, daß die Erfüllung dieser Auflagen möglichst ökonomisch erfolgt. Dazu zählen die in den USA vorwiegend unter Präsident Carter entwickelten Instrumente (Zimmermann, 1982; U.S. EPA, 1982) und der im folgenden erläuterte Vorschlag.

615. Zu den Zwischenformen zwischen diesen beiden Typen gehören Instrumente, die zwar die Einhaltung von Emissionsgrenzwerten durch Auflagen zu sichern suchen, aber für Teilbereiche der Anpassung eine Emissionsabgabe vorsehen. Zu diesem Zwischentyp von Instrumenten gehört die weiter oben vorgeschlagene Ausgleichsabgabe auf Schwefeldioxid (s. Abschn. 6.2.2.3) auf die Emissionen, die das von der Absterbeordnung der Großfeuerungsanlagen-Verordnung geforderte Maß überschreiten.

Ein instrumenteller Vorschlag: Austauschbarkeit von Emissionsgenehmigungen

616. Wenn in einem System von Auflagen wie der TA Luft und der Großfeuerungsanlagen-Verordnung die ökonomische Anpassungsflexibilität vergrößert werden soll, so kann dies — unter voller Sicherung des umweltschonenden Ziels (!) — dadurch geschehen, daß die im bisher üblichen Verfahren ohnehin zugewiesenen Emissionsgenehmigungen zwischen Emissionsquellen ausgetauscht werden dürfen. Die Diskussion um die Auflagen,

also die Emissions- und Immissionsgrenzwerte, kann dazu unverändert fortgeführt werden. Erst wenn die entsprechenden Vorschriften zu (neuen) Genehmigungen geführt haben, tritt die Austauschmöglichkeit hinzu, d. h. die Erreichung des ökologischen Ziels ist vorab gesichert.

Der Austausch kann unternehmensintern erfolgen, beispielsweise zwischen den SO₂-emittierenden Quellen eines Unternehmens. Er kann aber auch zwischen verschiedenen Unternehmen der gleichen Region bei Quellen gleichen Schadstoffs zulässig sein.

617. Die eine Folge solcher Regelungen wäre, daß Altanlagenbetreiber den Wert ihrer Genehmigung nicht länger nur durch eigene Emission, sondern auch durch (Teil-)Stilllegung oder zusätzliche Reinigung bei gleichzeitiger entgeltlicher Weitergabe der (Teil-)Emissionsrechte an andere Unternehmen realisieren könnten. Die Bedeutung einer solchen „Auflockerung“ des Altanlagenbestandes für Ausweitung und Neuansiedlung moderner Produktionen in Belastungsgebieten liegt auf der Hand, vor allem dann, wenn „Sanierungsklauseln“, wie in Nr. 2.2.1.1 b TA Luft 1983, gelten und greifen. Ein zusätzlicher Vermögenswert fließt dabei den Altanlagenbetreibern nur in dem Maße zu, wie der Erlös einer Veräußerung der Genehmigung über dem beschriebenen Wert der Nutzung durch eigene Emission liegt.

Eine weitere Folge könnte sein, daß für ein oder mehrere Unternehmen für alle Emissionsquellen in einer Region die genehmigten Emissionen addiert

werden und es dann der unternehmerischen Entscheidung überlassen bleibt, welche Emissionsquelle wie stark reduziert wird, solange nur die Gesamtemission eingehalten wird. Die Unternehmen haben dann einen Anreiz, die Produktionen mit den geringsten Vermeidungskosten zu verstärken, umweltfreundliche Produktionen und effizientere Reinigungsverfahren zu entwickeln usf.

618. Solche Möglichkeiten, die ökonomische Effizienz einer auf Auflagen beruhenden Luftreinhaltepolitik zu steigern, sind in den USA vor einigen Jahren gesetzlich eingeräumt und in begrenztem Umfang bereits erprobt worden (ZIMMERMANN, 1982). Angesichts der hohen Kosten, die mit der anstehenden Absenkung der Emissionsgrenzwerte verbunden sind, ist der Einbau solcher Möglichkeiten in die Luftreinhaltepolitik der Bundesrepublik seitens der mit der Novellierung befaßten Stellen genau zu prüfen, da hierin eine Möglichkeit liegt, Ökologie und Ökonomie zumindest teilweise miteinander zu vereinbaren.

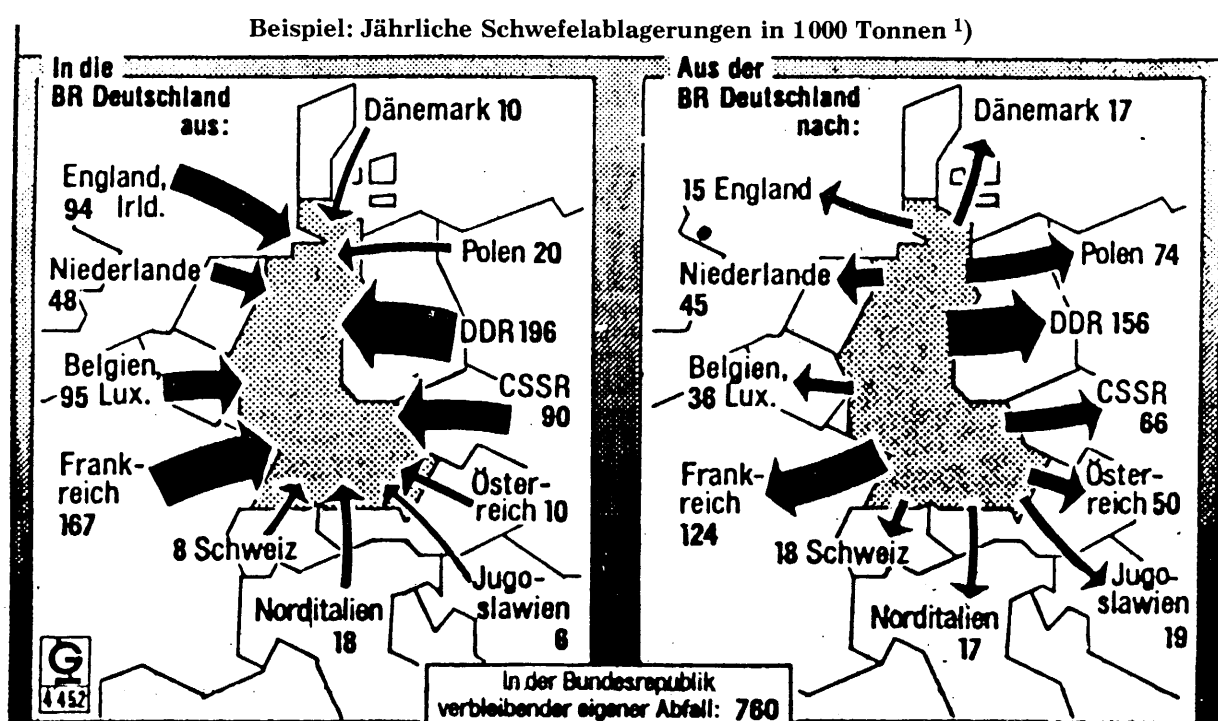
6.5 Internationale Aspekte

6.5.1 Abgestimmte Emissionsminderung

619. In Kapitel 2 wurde dargelegt, daß die Bundesrepublik Deutschland erhebliche Mengen von Schadstoffen importiert und auch exportiert. Dieser grenzüberschreitende Transport erfordert eine Darstellung der Emissionen und Immissionen im euro-

Abb. 6.1:

Beitrag anderer Staaten zur Schwefeldeposition in der Bundesrepublik und Beitrag der Bundesrepublik zur Schwefeldeposition in anderen Staaten



¹⁾ 1 t Schwefel entspricht 2 t Schwefeldioxid
Quelle: Darstellung GLOBUS; Zahlen UBA Jahresbericht 1981

päischen Maßstab sowie eine internationale Abstimmung der Luftreinhaltepolitik. In bezug auf die hier besonders interessierenden Säurebildner geht man davon aus, daß die Bundesrepublik Deutschland etwa die Hälfte der Emissionen ins Ausland exportiert und daß andererseits etwa die Hälfte der hier niedergehenden Mengen aus dem Ausland stammen. Abb. 6.1 verdeutlicht die Stellung der Bundesrepublik Deutschland als Empfänger und Emittent beim grenzüberschreitenden Transport von Schwefeldioxid. Dies bedeutet, daß — global betrachtet — alle Anstrengungen um Emissionsminderung in der Bundesrepublik Deutschland dieser nur etwa zur Hälfte zugute kommen. Die in den Abschnitten 6.1 bis 6.3 beschriebenen und geforderten umweltpolitischen Maßnahmen müssen daher durch eine offensive Strategie ergänzt werden, die zumindest die europäischen Staaten zu gleichgerichteten Schritten der Emissionsminderung veranlaßt.

620. Stellt man die Ziele des Umweltschutzes in den Vordergrund, müssen dabei vorrangig die westlichen und östlichen Nachbarstaaten der Bundesrepublik Deutschland angesprochen werden; legt man den Schwerpunkt auf die Harmonisierung der Wettbewerbsbedingungen, so muß der Adressatenkreis sehr viel weiter gezogen werden. Die Angleichung der Wettbewerbsbedingungen durch gemeinsame Mindeststandards für die Emissionsminderung kann und muß in erster Linie im Rahmen der EG verfolgt werden, da gemäß Artikel 100 des EWG-Vertrags die Harmonisierung der Wettbewerbsbedingungen zu den Hauptzielen der EG gehört. Aber auch die OECD bietet einen Rahmen für die Verfolgung dieses Ziels; für Initiativen in der OECD sprechen folgende Erwägungen: Die in der Rauchgasentschwefelung führenden Länder, insbesondere Japan, sind Mitglieder; die OECD umfaßt mehr Wettbewerber der Bundesrepublik Deutschland als die EG; durch die OECD würden auch weitere Nachbarn der Bundesrepublik eingebunden (Schweiz, Österreich). Große Hoffnungen sollten jedoch auf Vereinbarungen im Rahmen der OECD nicht gesetzt werden, da diese internationale Organisation die verbindliche Festsetzung von Normen für die wirtschaftlichen Tätigkeiten in ihren Mitgliedstaaten nicht als ihre Aufgabe betrachtet. Die Bundesregierung hat bei der Diskussion über das Jahresprogramm der OECD für 1983 mehrfach vorgeschlagen, daß die Entwicklung international gültiger Emissionsstandards für Luftschadstoffe, insbesondere SO_2 , zu den vorrangigen Aufgaben gehören sollte. Maßstab der Anforderungen sollte der Stand der Technik sein.

621. Stellt man bei der internationalen Abstimmung der Emissionsminderung die Ziele des Umweltschutzes und besonders den Schutz der Wälder in den Vordergrund, so bietet sich als Rahmen die Wirtschaftskommission der Vereinten Nationen für Europa (ECE) an. Die ECE umfaßt alle Nachbarstaaten der Bundesrepublik Deutschland, auch die DDR und CSSR mit ihren hohen Emissionen und großen Waldschäden. Die ECE ist auch verantwortlich für das Übereinkommen über weiträumige

grenzüberschreitende Luftverunreinigung vom 13. November 1979 (Genfer Luftreinhaltekonvention): Dies Übereinkommen wurde im Rahmen der ECE erarbeitet; das Sekretariat der ECE (in Genf) nimmt auch die Sekretariatsaufgaben beim Vollzug der Konvention wahr.

622. Aus der Sicht des Rates muß gefordert werden, daß die europäischen und sonstigen vergleichbaren Staaten eine ähnlich strenge Politik der Emissionsminderung für Luftschadstoffe, insbesondere Säurebildner, betreiben, wie sie in der Bundesrepublik aufgrund der bestehenden und geplanten rechtlichen Vorschriften zu erwarten ist. Die wichtigste Grundlage für eine solche Strategie ist die genannte Genfer Luftreinhaltekonvention:

Das Übereinkommen über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung vom 13. November 1979 hat als Hauptziel die Verminderung des grenzüberschreitenden Transports von Luftverunreinigungen, insbesondere Schwefeldioxid. Die Bestimmungen dieser Konvention zur Emissionsminderung sind nicht sehr streng, bekanntlich gibt es darin nur die „Bemühensklausel“. Durch die grundsätzliche Anerkennung von internationalen Pflichten in diesem Bereich und durch den Einbau von Meß- und Berichtspflichten ist allerdings eine gewisse Grundlage für weitere Fortschritte geschaffen worden. Diese Konvention ist am 16. 3. 1983 in Kraft getreten. Sie gilt für alle europäischen Staaten (außer Albanien) und für die USA und Kanada. Von den Vorschriften werden daher alle Nachbarstaaten der Bundesrepublik Deutschland und darüber hinaus die meisten Industrieländer erfaßt.

623. Für die internationale Abstimmung der Emissionsnormen ist der Art. 6 wesentlich, der die Vertragsparteien verpflichtet, „die bestmöglichen Politiken und Strategien einschließlich der Systeme der Luftreinhaltung und der dazugehörigen Kontrollmaßnahmen (engl. control measures, d. h. Emissionsminderungsmaßnahmen) zu erarbeiten, die mit einer ausgewogenen Entwicklung vereinbar sind, vor allem durch den Einsatz der besten verfügbaren Technologie ...“ Durch die Formeln „bestmöglich“, „besten verfügbaren“ und „mit einer ausgewogenen Entwicklung vereinbar“ wird hier die Verpflichtung so weit relativiert, daß die Literatur zu Recht nur von einer „Bemühensklausel“ spricht.

624. Der Rat möchte jedoch auch auf andere — eher implizite — Einschränkungen in diesem Artikel hinweisen. Die Emissionen können — grob gesprochen — durch folgende Strategien gesenkt werden:

- Durch Einsatz von Kernenergie
- Durch Rauchgasentschwefelung
- Durch geeignete Verbrennungstechniken (Additivverfahren)
- Durch Brennstoffentschwefelung
- Durch die Wahl schwefelarmer Brennstoffe.

Der Text der Klausel deckt deutlich nur die Strategien der Rauchgasentschwefelung, der Additivver-

fahren und der Brennstoffentschwefelung ab. Angesichts der Tatsache, daß in der DDR und CSSR stark salz- und schwefelhaltige Braunkohle verwendet wird (mit Schwefelgehalten bis über 10 % in der CSSR!) und angesichts des begründeten Verdachts, daß die in diesen Staaten dadurch verursachten Waldschäden sich bis auf das Gebiet der Bundesrepublik Deutschland erstrecken, liegt eine Forderung zur Weiterentwicklung und Präzisierung der Genfer Luftreinhaltekonvention auf der Hand: Die Verpflichtung nach § 6 muß sich auch auf die Brennstoffwahl erstrecken.

625. Die Bundesregierung verfolgt mit Nachdruck den Vollzug der Genfer Luftreinhaltekonvention. Sie betrachtet die Novellierung der TA Luft und die Verschärfung der Emissionsnormen durch die Großfeuerungsanlagen-Verordnung (vgl. 6.1 und 6.2) nicht zuletzt als Erfüllung ihrer Verpflichtungen aus dieser Konvention. Die Bundesregierung hat erklärt, daß sie darauf dringen wird, daß die Bestimmungen der Konvention, insbesondere was die Einhaltung des Standes der Technik bei der Emissionsminderung angeht, durchgeführt werden. Nach der Auffassung des Rates ist die Zeit reif zur Präzisierung der Konvention durch Mindestanforderungen an die Emissionen von Luftschadstoffen. Angesichts der Teilung der ECE in eine westliche und östliche Gruppe wäre es sinnvoll, wenn solche Mindestanforderungen zunächst von den westlichen Staaten, z. B. im Rahmen der OECD, entwickelt würden. Bei einer solchen Strategie sollte hervorgehoben werden, daß die Emissionsminderung beim SO_2 und NO_x nicht nur mit dem Schutz der Wälder zu begründen ist.

626. Eine weitere rechtliche Grundlage für eine abgestimmte Emissionsminderung kann auch in der Richtlinie des Rates (der EG) vom 15. Juli 1980 über Grenzwerte und Leitwerte der Luftqualität für Schwefeldioxid und Schwebstaub (SO_2 -Richtlinie) gesehen werden. Diese Richtlinie ist nicht auf Emissionsminderung angelegt und verwendet auch nicht den Stand der Technik o. ä. als Maßstab. Die darin festgelegten Qualitätsziele erfüllt die Bundesrepublik Deutschland bereits mit ihren Immissionschutzvorkehrungen. Die Bemühungen um die Erreichung der darin festgelegten Qualitätsziele werden aber auch emissionsmindernde Maßnahmen umfassen müssen. Die inzwischen fälligen Berichte der Mitgliedstaaten über die Umsetzung dieser Richtlinie werden daraufhin zu prüfen sein. Die Bundesregierung drängt auf eine allgemeine Umsetzung dieser Richtlinie in den Mitgliedstaaten.

Da diese SO_2 -Richtlinie gänzlich immissionsorientiert ist, enthält sie keine Emissionsstandards; sie ließen sich auch nicht daraus ableiten. Daher kann von diesem rechtlichen Instrument weder eine allgemeine Emissionsminderung noch eine Harmonisierung der Wettbewerbsbedingungen erwartet werden. Diese Ziele müssen daher mit anderen Richtlinien verfolgt werden.

627. Daher empfiehlt der Rat, daß die Bundesregierung der EG einen Plan für EG-einheitliche Mindestanforderungen an die Emission von Luftschadstoffen unterbreitet. Die EG-Kommission hat — nicht zuletzt auf Anregungen von deutscher Seite hin — den Vorentwurf einer „Grundsatzrichtlinie Luftreinhaltung“ erarbeitet. In dieser Richtlinie sollen Anforderungen an die Genehmigung von Anlagen, inhaltliche Schutzmaßstäbe, Standards für die Emissionsminderung nach dem Stand der Technik und Regeln für die Aufstellung von Luftreinhalteplänen enthalten sein. Da es sich um einen internen Vorentwurf handelt, vermag der Rat nicht zu beurteilen, inwieweit in dieser Richtlinie allgemeine und EG-einheitliche Emissionsbegrenzungen vorgesehen sind. Falls eine solche EG-weite Harmonisierung im Rahmen dieser Grundsatzrichtlinie zu schwierig wird, empfiehlt der Rat, solche Anforderungen in einer besonderen Richtlinie zur Emissionsbegrenzung von Luftschadstoffen zu fassen.

6.5.2 Prinzipien und Maßnahmen der Schwefeldioxid-Minderung im internationalen Vergleich

628. Im Zusammenhang mit einem wachsenden Umweltbewußtsein und infolge der Entwicklung geeigneter Gasreinigungs-, Meß- und Analyseverfahren wurden etwa Mitte der 70er Jahre in vielen Ländern detaillierte gesetzliche Grundlagen zur Luftreinhaltung entwickelt und ständig erweitert. Dabei stand die Verminderung von Feststoffen und Schwefeldioxid im Vordergrund (s. Tab. 6.3).

Ein Vergleich des Instrumentariums in den europäischen Vergleichsländern führt zu dem Ergebnis, daß die Bundesrepublik Deutschland sowohl über das umfassendste und detaillierteste gesetzliche Regelungswerk als auch über das ausgebaute Verwaltungssystem verfügt. Durch den Einsatz dieses vergleichsweise besseren Instrumentariums wurden nennenswerte Erfolge in der Luftreinhaltungspolitik erzielt; ob mit ihm auch eine hohe Effizienz verbunden war, sei hier offen gelassen.

Tab. 6.3

Übersicht über die Luftreinhaltungsgesetzgebung einiger europäischer Länder

Länder	Altrechtliche Grundlagengesetzgebung (Industrie- u. Gewerbebereich)	Spezialrechtliche Luftreinhaltungsgesetzgebung	Wichtigste Verordnungen
Belgien	Allgemeine Arbeitsschutzgesetzgebung vom 11. 2. 1946/27. 9. 1947 („Règlement Général pour la Protection de Travail, RGPT“)	Gesetz gegen Luftverschmutzung vom 28. 12. 1964 („Loi relative à la lutte contre la Pollution Atmosphérique“)	VO vom 26. 7. 1971/ 29. 1. 1974 (Schutzzonen) VO vom 8. 8. 1975 (Industriebetriebe/ SO ₂ -VO) VO vom 6. 1. 1978 (Hausbrand)
Luxemburg	Gesetz über Arbeits- und Umweltschutz in industriellen und gewerblichen Anlagen vom 16. 4. 1979 („Loi relative aux établissements dangereux, insalubres ou incommodes“) ersetzt die Gesetzgebung vom 17. 6. 1872.	Gesetz gegen die Luftverschmutzung vom 21. 6. 1976 („Loi relative à la Lutte contre la Pollution d'atmosphère“)	VO vom 12. 7. 1978 (S-Gehalt Gasöl) VO vom 18. 5. 1979 (Hausbrand)
Dänemark		Umweltschutzgesetz vom 13. 6. 1973 / 26. 7. 1975 / 29. 3. 1978 („Lov om miljøbeskyttelse“) und Schwefelgehaltsgesetz vom 26. 4. 1972 / 25. 6. 1976 („Lov om begrænsning af svovlindhold m.v. i brændsel“)	VO Nr. 176 vom 29. 3. 1974 (Genehmigung Industriebetriebe) VO Nr. 170 vom 29. 3. 1974 (nicht klassierte Betriebe) VO Nr. 436 vom 25. 8. 1976 (Schwefelgehalt)
Bundesrepublik Deutschland	Gewerbeordnung für das Deutsche Reich vom 21. 6. 1869, Ref. am 1. 1. 1978 (praktisch bedeutungslos).	Bundes-Immissionsschutzgesetz vom 15. 3. 1974 / 14. 12. 1976 („Gesetz zum Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen durch Luftverunreinigungen, Geräusche, Erschütterungen und ähnliche Vorgänge“)	VO vom 28. 8. 1974/ 5. 2. 1976 (1. BImSchV Feuerungsanlagen) VO vom 15. 1. 1975 (3. BImSchV S-Gehalt Heizöl L, Dieselöl) VO v. 14. 2. 1975 (4. BImSchV genehmigungsbedürftige Anlagen VwV TA-Luft vom 28. 8. 1974
England	Gesundheitsgesetzgebung von 1936 / 1961 („Public Health Acts“)	Luftreinhaltungsgesetze von 1956/1968 („Clean Air Acts“) Anlagengesetz von 1906 (Alkali & c. Works Regulation Act) Umweltschutzgesetz von 1974 („Control of Pollution Act“) Arbeitsschutzgesetzgebung von 1974 („Health and Safety at Work etc. Act“)	VO von 1976 (S-Gehalt in Gasöl)

Übersicht über die Luftreinigungsgesetzgebung einiger europäischer Länder

Länder	Altrechtliche Grundlagengesetzgebung (Industrie- u. Gewerbebereich)	Spezialrechtliche Luftreinhaltegesetzgebung	Wichtigste Verordnungen
Frankreich	Gesetz über klassierte Anlagen vom 19. 7. 1976 Nr. 76/663 („Loi du 1976 relative aux installations classées ou la protection d'environnement“) – ersetzt das Gesetz von 1917	Gesetz gegen Luftverschmutzung vom 2. 8. 1961 – Nr. 61/842 („Loi du 2 août 1961 relative à la Lutte contre les Pollutions Atmosphériques et odeurs“)	Dekret Nr. 74/415 vom 13. 5. 1974 (Alle Bereiche) VO vom 20. 6. 1975 (Hausbrand) VO vom 5. 2. 1975 (Wirkungsgrade) VO vom 5. 7. 1975 (Großfeuerungskontrollen)
Irland	Gesundheitsgesetzgebung von 1878 („Public Health Act“) Allgemeines Hygiene-gesetz 1962 (Local Government „Sanitary Services“ Act)	Anlagengesetz von 1906 (Alkali & c. Works Regulation Act)	Luftreinhalteverordnung von 1970 (Alle Bereiche) und VO Nr. 361/1977 (S-Gehalt Gasöl)
Italien	Nationale Gesundheits-gesetzgebung von 1934 („Testo unico delle leggi sanitarie – n. 1265 del 27. 7. 1934“)	Antismoggesetz vom 13. 7. 1966 Nr. 615 („Legge Antismog“)	Präsidentialdekret vom 22. 12. 1970 Nr. 1391 (Hausbrand) und Präsidentialdekret vom 15. 4. 1971, Nr. 322 (Industrieanlagen)
Niederlande	Bälastigungsgesetz vom 15. 5. 1952 („Hinderwet“)	Luftreinhaltegesetz vom 26. 11. 1970 („Wet inzake de luchtverontreiniging“)	VO vom 23. 5. 1972 / 28. 12. 1977 (Genehmigungspflichtige Anlagen) VO vom 6. 9. 1972 (Genehmigungsverfahren) VO vom 27. 9. 1974 / 1. 9. 1979 (S-Gehalt Brennstoffe) VO vom 21. 1. 1972 (Sanierung Rhein-mündungsgebiet)
Schweiz	Arbeitsgesetz vom 13. 3. 1964	(Umweltschutzgesetz voraussichtlich ab 1980)	VO Nr. 1 vom 14. 1. 1966 (Verfahren) VO vom 26. 3. 1969 (Industrieanlagen)

Quelle: KNOEPFEL, WEIDNER (1980)

629. Vorrangige Zielsetzung der SO₂-Luftreinhaltepolitik war die Immissionsreduktion. Auf nationaler und internationaler Ebene wurden SO₂-Immissionsnormen mittels kostenaufwendiger Meßprogramme erarbeitet und erlassen (Tab. 6.4). Wegen unterschiedlicher Meßmethoden sind diese Qualitätsnormen allerdings nur eingeschränkt vergleichbar.

630. Neben diesen Immissionsnormen wurden in den Ländern einzelne Ziele für die nationale Luftreinhaltepolitik postuliert. In einigen Staaten wird lediglich Kontrolle bzw. Stabilisierung der Emissionszuwachsrate angestrebt, dagegen beinhalten die Zielsetzungen der Staaten Frankreich, Niederlande, Schweiz, Dänemark und Bundesrepublik Deutschland die Stabilisierung bzw. Reduktion der SO₂-Gesamtemission. Immissionsreduktionen in Belastungsgebieten werden außer in der Bundesrepublik auch in Italien, Frankreich und der Schweiz postuliert. Die Zielsetzung der Bundesrepublik beinhaltet außerdem ein Verschlechterungsverbot hinsichtlich der Immissionsbelastung in relativ gering belasteten Gebieten (Vgl. KNOEPFEL, WEIDNER 1980).

631. Zur Realisierung der Zielsetzungen werden in den Vergleichsländern unterschiedliche Strategien wie z. B. Brennstoffregulierungen, Steuerung der

Produktionstechnologien, Substitution der Energieträger und Transmissionssteuerung verfolgt. Während die Brennstoffregulierung und die Transmissionssteuerung (über Festlegung der Kaminhöhe) in nahezu allen Ländern in das strategische Konzept einbezogen sind, ist das z. B. für die Steuerung der Produktionstechnologie mittels Immissions- und Emissionsnormen nur vereinzelt der Fall (z. B. Bundesrepublik Deutschland, Belgien). In den osteuropäischen Ländern, die zu den großen SO₂-Emittenten zählen, sind Strategien nur ansatzweise bekannt. Die Bundesrepublik und andere westeuropäische Staaten sollten daher diese Länder an ihre Informationspflichten gemäß Art. 4 und 8 der Genfer Luftreinhaltekonvention erinnern.

632. Im Vergleich der emissionsseitigen Zielsetzungen und Strategien zeigt sich, daß die Bundesrepublik im Bestreben um die Reduktion der SO₂-Belastung im europäischen Raum eine Vorreiterrolle spielt, und zwar sowohl bei der Festlegung von Emissionsgrenzwerten als auch beim Einsatz der Rauchgasentschwefelung. Von den weltweit größten Produzenten elektrischer Energie setzen lediglich noch Japan und die USA Entschwefelungsanlagen ein (Tab. 6.5).

Alle anderen europäischen Länder haben höchstens Absichtserklärungen dahingehend abgegeben, daß

Tab. 6.4

Immissionsnormen verschiedener Staaten, der EG und der Weltgesundheitsorganisation

Land/Organisation	mittlere SO ₂ -Konzentration in mg/m ³				Bemerkungen
	30 min	1 h	Mittelungszeitraum 24 h 1 Jahr		
Belgien			0,15		50 %-Wert der Jahresmeßperiode für geschützte Gebiete
Bundesrepublik Deutschland	0,4			0,14	
DDR	0,5		0,15		
EG, WHO				0,08 . . . 0,12	50 %-Wert der Jahresmeßperiode
			0,25 . . . 0,35		98 %-Wert
		Winterhalbjahr (1. 10.–31. 3.)	0,13 . . . 0,18		50 %-Wert der Winterperiode (die Werte variieren in Abhängigkeit von der Staubbelastung)
			0,1 . . . 0,15	0,4 . . . 0,06	Leitwerte
Holland			0,075 0,200 0,250		50 %-Wert der Jahresmeßperiode 95 %-Wert 98 %-Wert
Japan		0,26	0,1		
USA			0,365	0,08	
UdSSR	0,5		0,05		

Quelle: KNOEPFEL, WEIDNER (1980)

Tab. 6.5

Kraftwerksleistung und Energieverteilung einiger Wirtschaftsräume

Länder	Kraftwerksnettoleistung 1980 – 1982 (MW)				Entschwefelte Kraftwerksleistung	
	insgesamt	herkömmliche Wärmekraft	Kernenergie	Wasserkraft	(MW)	% ¹⁾
Bundesrepublik Deutschland . . .	82 108	67 000	8 708	6 400	4 040	7,8
EG	310 191	230 096	33 209	46 886	4 040	2,1
Ostblock	353 690	276 250	17 130	60 310	—	—
Japan	144 780	97 907	17 535	29 338	15 000	ca. 20
USA	630 782	496 600	57 531	76 651	32 700	9,5

¹⁾ Bezogen auf herkömmliche Wärmekraft außer Gas

Quelle: SRV, eigene Zusammenstellung (1983)

sie bereit sind, neuerstellte Kohlekraftwerke mit Entschwefelungsanlagen auszurüsten, oder aber sie haben überhaupt keine Stellungnahme zur Rauchgasentschwefelung im nationalen Bereich abgegeben. In Österreich, den Niederlanden und in Schweden sind einzelne Projekte im Bau bzw. in Planung. In Frankreich, wo man besonders auf Kernenergie setzt, wird derzeit die Kohlekraftwerkskapazität insgesamt reduziert, was den Neubau einzelner Kohlekraftwerke mit Rauchgasentschwefelung nicht völlig ausschließt. In Großbritannien ist höchstens daran gedacht, in absehbarer Zeit versuchs-technisch die Entschwefelung durchzuführen.

6.5.3 Grenzüberschreitende regionale Zusammenarbeit

633. Die Verteilung der Waldschäden in der Bundesrepublik Deutschland ergibt ein Bild, das für die Bemühungen um internationale Abstimmung Konsequenzen haben muß. Die größten der neuartigen Schadensgebiete liegen nahe den Grenzen:

- Die Schäden im Schwarzwald liegen etwa 20 bis 80 km von der französischen Grenze und bis 120 km von der schweizerischen Grenze entfernt.
- Die Schadensgebiete im Bayerischen Wald, Oberpfälzer Wald, Fichtelgebirge und Frankenwald liegen in einem Band von ca. 50 km Breite entlang der Grenze der CSSR; Fichtelgebirge und Frankenwald reichen auch an die DDR heran; den Bayerischen Wald trennen nur etwa 40 bis 100 km von der österreichischen Grenze.
- Die Schäden im Harz liegen etwa bis 30 km von der Grenze der DDR entfernt.

Diese Grenznähe ist deshalb interessant, da sich in den Regionen, die jenseits der Grenze der Bundesrepublik Deutschland in einer mittleren Entfernung von den Schadensgebieten liegen, z. T. große Industriegebiete befinden, deren Emissionen sicher zur

Immissionsbelastung in den Schadensgebieten beitragen:

- Das mitteldeutsche Industriegebiet in bezug auf Harz, Frankenwald und Fichtelgebirge, Entfernung vom Harz 70 bis 170 km, vom Fichtelgebirge 30 bis 80 km;
- Das nordböhmische Industriegebiet in bezug auf Fichtelgebirge, Frankenwald und Bayerischen Wald, Entfernung vom Fichtelgebirge 30 bis 80 km, vom Bayerischen Wald 100 bis 200 km;
- Die elsässischen und lothringischen Industriegebiete in bezug auf den Schwarzwald, Entfernung der elsässischen 30 bis 100 km, der lothringischen 150 bis 200 km.

Die Entfernungen zwischen den Hauptschadensgebieten und diesen Industrieregionen außerhalb der Bundesrepublik Deutschland sind durchweg kürzer als die zum rheinisch-westfälischen Industriegebiet, das vom Harz 150 bis 300 km, vom Fichtelgebirge rund 300 km, vom Bayerischen Wald 400 km und mehr und vom Schwarzwald 280 km und mehr entfernt ist. In allen genannten Industrieregionen werden erhebliche Mengen jener Schadstoffe emittiert, die im Verdacht stehen, zu den Waldschäden beizutragen. Am klarsten ist der Einfluß des nordböhmischen Industriegebietes auf das Fichtelgebirge.

634. Der Verdacht, daß die großen Waldschäden an der östlichen Grenze der Bundesrepublik durch Immissionen mitverursacht sind und der Verdacht, daß diese auch auf Emissionen in der DDR und CSSR zurückzuführen sind, erhärtet sich, wenn man die Belastungsverhältnisse und Schäden in diesen Staaten betrachtet. Im Vergleich zur Bundesrepublik Deutschland zeigt es sich, daß die Emissionen und Immissionen von SO₂ z. B. auf die Fläche bezogen erheblich, teilweise um mehr als das Doppelte höher liegen (vgl. 2.5.4.).

Für die Waldschäden in diesen Staaten lassen sich keine genauen Angaben machen. Dies geht zum Teil auf die definitorischen und erhebungstechni-

schen Probleme zurück, wie sie auch in der Bundesrepublik aufgetreten sind (s. Kap. 3). Zum größeren Teil aber sind die Kenntnisse mangelhaft, weil diese Staaten aus politischen Gründen Umweltschäden verschweigen oder herunterspielen. Die besten verfügbaren Informationen ergeben mehrere 100 000 ha Schadensfläche in der CSSR. In der DDR betragen die Schadflächen nach dortigen Angaben mindestens 100 000 ha, westliche Schätzungen vermuten das Doppelte. Aufgrund von Reisen und Gesprächen kommen Fachleute zu dem Schluß, daß im Erzgebirge (Grenze DDR/CSSR) sowie im Iser- und Riesengebirge (Grenze Polen/CSSR) keine Waldfläche mehr als ungeschädigt anzusehen sei. Die Waldschäden in der DDR und CSSR sind angesichts der hohen Emissionen auf hohe Immissionen von SO₂ zurückzuführen und entsprechen damit den klassischen Rauchschäden. Der Grund für die hohen Emissionen liegt wiederum darin, daß dort z. T. hochschwefelhaltige Braunkohle (in der DDR bis zu 3 %, in der CSSR bis über 10 % S-Gehalt) ohne Entschwefelungsmaßnahmen verbrannt oder anderweitig verarbeitet wird.

635. In bezug auf den Schwarzwald ist der Verdacht auf die Beteiligung importierter Belastungen weniger klar. Es kommen dort aber neben den aus dem Ferntransport und aus regionalen deutschen Quellen stammenden Immissionen auch die Emissionsquellen der Basler Industriezone, des Elsaß und als mittelferne Quelle das lothringische Industriegebiet in Frage. Von Waldschäden vergleichbar denen im Schwarzwald liegen aus den Vogesen keine Berichte vor, es scheinen dort aber auch erste Schäden neuer Art beobachtet zu werden.

636. Daher liegt es nahe, bei allen Bemühungen zur Erklärung der Waldschäden sowie zur Erfassung und Minderung der Luftverunreinigungen die Zusammenarbeit mit den benachbarten Emittentenstaaten anzustreben. Darüber hinaus wäre es sachlich und politisch zweckmäßig, jeweils die Schweiz und Österreich in diese Bemühungen einzubeziehen. Zwar kommen diese Länder als relevante Großemittenten kaum in Frage, sie können jedoch bei der Erfassung der Luftverunreinigungen und deren Transportwegen wertvolle Hilfe leisten und darüber hinaus als (potentiell) Betroffene die Position der Bundesrepublik Deutschland gegenüber den Emittentenstaaten stärken.

Für solche Initiativen der Bundesrepublik Deutschland kämen speziell folgende Rechtsgrundlagen für eine Zusammenarbeit in Frage:

637. Die Genfer Luftreinhaltkonvention von 1979 umfaßt alle genannten Staaten. Sie tritt am 16. 3. 1983 in Kraft, ist aber aufgrund eines einhelligen Beschlusses der beteiligten Staaten schon vorher anwendbar gewesen. Zwar sind die Verpflichtungen zur Emissionsminderung in dieser Konvention nicht sehr streng (s. oben 6.5.1), die Informationspflichten jedoch sind detailliert und ohne escape clauses festgelegt. Die Bundesrepublik Deutschland kann aufgrund dieses Abkommens an ihre Nachbarstaaten herantreten und folgende Informationen verlangen:

- Darstellungen der Politik zur Emissionsminderung (Art. 4),
- Daten über die Emissionen oder die grenzüberschreitenden Schadstoffströme (Art. 8, Abs. a),
- meteorologische u. a. Daten über den Transport der Schadstoffe und deren Wirkungen (Art. 8, Abs. e und f),
- Informationen auch über regionale und örtliche Strategien zur Bekämpfung der Luftverunreinigungen, insbesondere SO₂ (Art. 8, Abs. g).

Da sich die Ursachen der Waldschäden auf deutscher Seite und die Herkunft der möglicherweise beteiligten Luftschadstoffe noch nicht hinreichend genau bestimmen lassen, kommt gerade den Informationen über Schadstoffströme und Wirkungen eine große Bedeutung zu.

Darüber hinaus hält die Konvention in Art. 5 die Staaten zu Konsultationen an, wenn einer oder mehrere Staaten von weiträumigen grenzüberschreitenden Luftverunreinigungen aus einem oder mehreren anderen Staaten betroffen sind. Bereits die Möglichkeit einer Schädigung oder eines erheblichen Risikos kann Anlaß für diese Konsultationen sein. Gegenstand dieser Beratungen sind „Tätigkeiten, die dort durchgeführt oder in Aussicht genommen werden“. Die verbindliche englische Fassung dieses gelegentlich mißverstandenen Artikels formuliert im übrigen die Konsultationspflicht deutlicher „consultations shall be held“ als die deutsche Fassung „werden ... Konsultationen abgehalten“.

Da sich die Staaten nur dazu verpflichtet haben, sich um eine allgemeine Emissionsminderung zu „bemühen“, und da die Pflicht dazu durch wirtschaftliche und technische Vorbehalte relativiert ist, kann die Bundesrepublik auch bei verbesserter Beweislage nicht bestimmte Minderungsmaßnahmen an bestimmten Quellen einklagen. Dennoch muß festgehalten werden, daß das Übereinkommen nicht nur die überhaupt nicht mehr zuzuordnenden weiträumigen Luftverschmutzungen und damit die allgemeine Emissionsminderung betrifft, sondern auch auf regionale Probleme anwendbar ist und Möglichkeiten zur bilateralen Beratung bei deutlichen oder vermuteten Quellen-Wirkungs-Beziehungen eröffnet.

638. Die Bundesregierung hat die CSSR und die DDR wiederholt auf die von ihnen im nordbayerischen Grenzgebiet verursachten Belästigungen und Schäden durch grenzüberschreitende Schadstofftransporte hingewiesen und auf die Reduzierung aller Emissionen gedrängt. Diese Bemühungen hatten bisher nur begrenzten Erfolg: Die CSSR hat Ende 1982 zugesagt, daß der aus ihren Industrieanlagen stammende „Katzendreckgestank“, der die Bevölkerung von Nordost-Bayern belästigt, bis 1985 verschwinden wird. Technisch geht es hierbei um die Minderung der Emissionen von Schwefelwasserstoff und Merkaptanen, nicht um SO₂. Angesichts der meist wenig aufgeschlossenen Haltung der Verursacher grenzüberschreitender Belastungen ist dies ein ermutigendes Ergebnis.

Die Bemühungen um Minderung der waldschadensrelevanten Emissionen sollten fortgesetzt werden, da für die Bundesrepublik hier Aussichten auf Verhandlungserfolge bestehen; denn auch diesen Staaten könnten die Schäden auf ihrem eigenen Gebiet bald gravierender erscheinen als die Vorteile einer ungehemmten Verwertung schwefelhaltiger Kohle ohne jede Entschwefelungstechnik. Im Hinblick auf die Verhandlungen mit der DDR ist darauf hinzuweisen, daß für das an der innerdeutschen Grenze gelegene Braunkohlenkraftwerk Buschhaus nach der Großfeuerungsanlagen-Verordnung grundsätzlich die Ausrüstung mit einer Rauchgasentschwefelungsanlage zu erwarten ist; diese Leistung sollte gegenüber der DDR mit ihren zahlreichen unentschwefelten Braunkohlekraftwerken hervorgehoben werden.

639. Die SO₂-Richtlinie der EG ist ganz auf Immissionsniveaus abgestellt. Dennoch setzt die Richtlinie keine besonderen Grenzwerte für empfindliche Naturräume oder Wälder fest. Lediglich die — nicht verbindlichen — Leitwerte geben allgemeine Qualitätsstandards vor, die deutlich unter den Grenzwerten liegen und insoweit auch den Schutz der Wälder verbessern könnten. Den Staaten wird jedoch die Möglichkeit gegeben, in besonders schützenswerten Gebieten Werte festzulegen, die noch unter den Leitwerten liegen. Wenn dies in Grenzgebieten geschieht, so müssen sich die Mitgliedstaaten konsultieren. Besteht die Gefahr einer Überschreitung solcher Grenzwerte durch Schadstoffe, die aus einem anderen Mitgliedsland stammen, so „konsultieren die Mitgliedstaaten einander, um Abhilfe zu schaffen“ (Art. 11).

Im Zusammenhang mit den Waldschäden ist von Interesse, daß bei der Erarbeitung dieser Richtlinie erwogen wurde, besondere Immissionswerte zum Schutze empfindlicher Pflanzen festzusetzen bzw. den Mitgliedstaaten die Festsetzung solcher Werte nahezulagen. Seitens des BML wurden entsprechende Vorschläge unterbreitet. In der EG und auch in der Bundesregierung setzte sich die Auffassung durch, daß diese Richtlinie allein den Schutz der menschlichen Gesundheit als Maßstab haben sollte. Die Bestrebungen, besondere Bestimmungen zum Schutz von Pflanzen und Tieren zu formulieren, fanden jedoch noch Niederschlag in einer Protokollnotiz anlässlich der Verabschiedung der SO₂-Richtlinie durch den Rat der EG: „... , daß die Kommission so rasch wie möglich prüfen wird, ob sie dem Rat geeignete spezifische Vorschläge, die die Qualität der Luft in bezug auf Schwefeldioxid und Schwebeteilchen betreffen, vorlegen kann, die den weitergehenden Schutz der Tier- und Pflanzenwelt zum Ziel haben.“

In der SO₂-Richtlinie ist aber die Möglichkeit geblieben, gewisse Gebiete mit strengeren Immissionswerten zu schützen und — falls wegen der Grenznahe erforderlich — darüber mit dem Nachbarstaat zu sprechen. Somit kann die Bundesrepublik an Frankreich auch aufgrund der SO₂-Richtlinie herantreten, vorausgesetzt, für den Schwarzwald würde ein Immissionswert festgesetzt, der unter der tatsächlichen Belastung liegt.

640. Die Landesregierung von Baden-Württemberg hat das Problem der Waldschäden wegen der vermuteten Beteiligung von grenzüberschreitenden Luftverunreinigungen bereits im Rahmen der regionalen Zusammenarbeit mit Frankreich und der Schweiz zur Sprache gebracht.

6.5.4 Weitere Schritte im internationalen Bereich

641. Je deutlicher Anfang 1983 die Aussichten auf eine einschneidende Minderung der Emissionen in der Bundesrepublik Deutschland aufgrund der Novellierung der TA Luft und des vorliegenden Regierungsentwurfs einer Großfeuerungsanlagen-Verordnung wurden, desto klarer wurde auch die Einsicht, daß den eigenen Anstrengungen auch gleichgerichtete Schritte im Ausland folgen müßten. Auch bei der Analyse des Beitrags der Luftverunreinigungen zu den Waldschäden hat sich herausgestellt, daß Informationsaustausch und Zusammenarbeit mit Nachbarstaaten erforderlich ist. Nach Ansicht des Rates gibt es hier bei aller gebotenen Skepsis einigen Anlaß zur Hoffnung: Durch die Genfer Luftreinhaltekonvention sind die grenzüberschreitenden Luftverunreinigungen als internationales Problem anerkannt; kein Staat kann sich auf die Position zurückziehen, daß Emissionen auf seinem Gebiet die Nachbarn nichts angingen. Dazu kommt, daß es sich hier nicht um die klassischen Unterlieger-Oberlieger-Verhältnisse handelt; vielmehr ist jeder Staat sowohl Empfänger, als auch Emittent, so daß das Interesse der Nachbarn an einer Emissionsminderung immer auf ein parallel laufendes Eigeninteresse stößt.

642. Für die internationalen Initiativen der Bundesregierung sind folgende sachliche und politische Voraussetzungen zu schaffen:

- Verabschiedung der Großfeuerungsanlagen-Verordnung
- Waldschadensspezifische Immissionserfassung
Die Schadstoffgehalte der Luft außerhalb der Ballungsgebiete, die Transportwege und Herkunft der Schadstoffe müssen — soweit dies auf der gegenwärtigen Datenbasis möglich ist — zusammenfassend dargestellt werden.

Ansprüche an die Nachbarstaaten können sachlich und z. T. juristisch erst dann überzeugend begründet werden, wenn die grenznahen Schadensgebiete einer besonderen Immissionsüberwachung unterliegen. Die vermutete Beteiligung von Luftverunreinigungen an den Waldschäden legt ohnehin den Gedanken nahe, die Hauptschadensgebiete im Hinblick auf die Luftqualität mit besonderer Aufmerksamkeit zu behandeln. Mit einer Ausweisung solcher Gebiete könnten folgende Ziele verfolgt werden:

- a) Durch die Ermittlung der Immissionsdaten in Verbindung mit genaueren meteorologischen Messungen können die vermuteten Belastungen

nachgeprüft werden und Hinweise auf deren Herkunft gewonnen werden.

- b) Durch eine genaue Erfassung der Konzentration von Luftschadstoffen und deren Deposition kann — in Verbindung mit der genauen Schadenserfassung — ein Beitrag zur Ursachenanalyse geleistet werden.

Solche Untersuchungsprogramme können und sollten die jeweiligen Landesregierungen in Angriff nehmen; z. T. haben sie bereits damit begonnen, Monitoring-Systeme aufzubauen. Eine Zusammenarbeit mit anderen Bundesländern wäre wegen der Lage der Hauptschadensgebiete nicht erforderlich. Falls die Untersuchungen ergeben, daß auch Quellen im Nahbereich in erheblichem Ausmaß an den bedenklichen Immissionen beteiligt sind, müßte auf die besonderen Möglichkeiten zur Ausweisung von Gebieten zurückgegriffen werden, die das Bundes-Immissionsschutzgesetz zur Verfügung stellt.

643. Ein erster Schritt zur Ergänzung der oben aufgezeigten Möglichkeiten der internationalen Zusammenarbeit wäre nach Ansicht des Rates die Einladung zu einer europäischen Fachkonferenz über die Waldschäden und deren Ursachen durch die Bundesregierung. Angesichts der Tatsache, daß die wissenschaftliche Diskussion in der Bundesrepublik noch kein klares Bild und keine unumstrittenen Ursachen erbracht hat, erscheint gerade durch eine Beteiligung der Nachbarländer mit ähnlichen Problemen und wissenschaftlicher Tradition auf den Gebieten Immissionsforschung und Forstwissenschaft nützlich. Hauptziel einer solchen Konferenz sollte die Verbesserung der Ursachenerkenntnis, insbesondere im Hinblick auf die Luftverunreinigungen sein. Daneben wäre auch ein Austausch über die Gegenmaßnahmen, insbesondere forstlicher Art, anzustreben. Einzuladen wären Fachleute zumindest aus den Nachbarstaaten der Bundesrepublik.

644. Der zweite Schritt auf dem internationalen Feld wäre die Verbesserung der Informationsgrundlagen. Daher sollte die Bundesregierung auf die Erfüllung der allgemeinen Berichtspflichten drängen, die sich aus der Genfer Luftreinhaltkonvention und der SO₂-Richtlinie ergeben. Darüber hinaus wären Ersuchen um spezielle Auskünfte über die grenzüberschreitenden Luftverunreinigungen an die DDR, CSSR, Österreich, Schweiz und Frankreich zu richten.

645. Der dritte Schritt müßte eine nachdrückliche Forderung nach allgemeiner Emissionsminderung in den Nachbarstaaten der Bundesrepublik und darüber hinaus in allen vergleichbaren Industriestaaten sein. Anzustreben wären allgemeine Emissionsstandards in der EG — sei es in der Form einer besonderen Richtlinie oder im Rahmen der Grundsatzrichtlinie Luftreinhaltung. Anzustreben wären auch Mindestanforderungen bezüglich der Emissionen in der Luft aufgrund der Genfer Luftreinhaltkonvention. Sowohl zur Definition des Standes der Technik wie auch zur Harmonisierung

der Anforderungen wären Initiativen in der OECD nützlich.

6.6 Möglichkeiten der Forstwirtschaft zur Vorbeugung und Linderung von Waldschäden

646. Wie bereits in Kap. 5 angesprochen, hält es der Rat für erforderlich, daß in Zukunft alle Möglichkeiten einer Abstimmung zwischen industrieller Entwicklung und Forstwirtschaft ausgeschöpft werden. Von Ausnahmesituationen wie im Ruhrgebiet abgesehen, war von der Notwendigkeit einer solchen Abstimmung bisher keine Rede. Seitdem zunehmende Beeinträchtigungen und Schäden an Wäldern und naturnahen Ökosystemen erkennen lassen, daß die mit der industriellen Entwicklung verbundene Umweltbelastung über die Grenze des Tragbaren hinausgegangen ist, wird die allgemeine Herabsetzung der Emissionen gefordert und stillschweigend vorausgesetzt, daß nach Erreichung dieses — stets eher vage umschriebenen — Zieles die Wälder und die naturnahen Ökosysteme wieder schadensfrei werden und wie bisher weiter gedeihen würden.

Ein belastungsfreier Zustand ist jedoch eine Utopie, und auch die sog. Grundbelastung an bestimmten Stoffen wird trotz weitgehender Emissionsbeschränkungen höher sein als z. B. am Ende der vorindustriellen Zeit. Diese Erkenntnis macht es notwendig, die Pflege und Bewirtschaftung der Wälder bewußter als bisher darauf einzustellen. Dabei betont der Rat erneut, daß die Forstwirtschaft bisher — abgesehen von ausgesprochenen Belastungsgebieten — keinen Anlaß hatte, die Waldbewirtschaftung generell an langfristig wirkende Veränderungen industriegesellschaftlicher Rahmenbedingungen, d. h. an die Zwänge und Folgen industrieller Umweltbelastung anzupassen. Wenn er nunmehr eine derartige Anpassung empfiehlt, so darf dies keineswegs in dem Sinne aufgefaßt werden, daß die Forstwirtschaft für die Fehler anderer Wirtschaftszweige aufkommen müsse. Die jüngste Waldschadens-Kalamität zeigt deutlich genug, daß das biologische System dem technischen System in vielfältiger Weise unterlegen ist und daher eine weitaus größere Rücksichtnahme benötigt. Die bisherige technisch-industrielle Entwicklung kann daher nicht mehr, wie es über 100 Jahre geschehen ist, ohne besondere Rücksicht auf Naturgüter weitergeführt werden, die man in geradezu leichtfertiger Weise für anpassungsfähig und anpaßbar gehalten hat. Daß man sich an diese unterlassene Rücksicht gewöhnt und sie beinahe als Bestandteil des raschen technisch-zivilisatorischen Fortschritts betrachtet hatte, erschwert seinen Trägern die Akzeptanz der nunmehr erforderlichen verstärkten Rücksichtnahme auf die Naturgüter erheblich.

647. Die Forstwirtschaft der letzten 100 Jahre hat es verstanden, sich mit ihren Methoden immer besser an den naturgegebenen Standort anzupassen und die waldbaulichen Maßnahmen einschließlich

der Baumartenwahl möglichst sorgfältig darauf abzustimmen. Die dabei gesammelten Erfahrungen im Umgang mit dem Wald, auch wenn sie sich erst auf höchstens zwei Waldgenerationen erstrecken, bieten eine günstige Voraussetzung für die Anpassung der Forstwirtschaft an die Rahmenbedingungen eines umweltschutzorientierten Industriestaates. Die neuartige Waldschadens-Kalamität erzeugt die notwendige Aufgeschlossenheit, um entsprechende Maßnahmen unverzüglich in Angriff zu nehmen.

648. Ziel der empfohlenen Anpassung der Forstwirtschaft ist die Schaffung und Erhaltung möglichst widerstandsfähiger Waldbestände in einem Industriestaat, die sowohl Holz für dessen Wirtschaft nachhaltig produzieren als auch die Wohlfahrtswirkungen für dessen Bürger (Klima- und Bodenschutz, Wasserspenden, Lärminderung und Erholung) erbringen. Die zur Erreichung dieses Zieles nötigen langfristigen Maßnahmen zur Stärkung der Widerstandskraft der Wälder sind durch kurz- und mittelfristige Maßnahmen zu ergänzen, die soweit möglich eine Minderung oder Heilung der neuartigen Waldschäden herbeiführen und deren weitere Ausbreitung verhindern sollen.

649. Der Rat weist darauf hin, daß die personelle und finanzielle Ausstattung der Forstbetriebe den zusätzlichen Aufgaben angepaßt werden muß, die sich aus der Bewältigung der neuen Waldschäden und der zukünftig erforderlichen intensivierten Waldpflege ergeben.

6.6.1 Kurz- und mittelfristige Maßnahmen¹⁾

650. Die Beseitigung oder Heilung von Schäden an einem Organismus erfordert zunächst, dem „Patienten“ gesündere Umweltbedingungen zu schaffen. Hinsichtlich der atmosphärischen Umwelt sind die notwendigen Maßnahmen in Abschnitt 6.1 bis 6.5 dargestellt und diskutiert worden; allein der Umfang dieses Kapitels im Vergleich zu dem vorliegenden zeigt das erheblich größere Gewicht der Maßnahmen auf der Emittentenseite. In Anknüpfung an die Ausführungen in Abschn. 4.2.7 bis 4.2.9 sollen aber auch Maßnahmen zur möglichen Verbesserung der „zweiten Umwelt“ der Bäume, d. h. der Bodenumwelt, angesprochen werden. Von vielen Seiten wird die Verbesserung des Bodenzustandes und eine gezieltere Nährstoffversorgung des Waldes als Schadenstherapie empfohlen; nach den gängigen Erfahrungen der Landwirtschaft, wo eine ständige Bodenbearbeitung mit Stoffzufuhr allgemeine Praxis darstellt, wird eine Walddüngung und — zur Bekämpfung der Bodenversauerung — eine regelmäßige Kalkung der Wälder für richtig gehalten.

¹⁾ Bei diesem und dem folgenden Abschnitt stützt sich der Rat auf zwei externe Gutachten: „Möglichkeiten der Forstbetriebe, sich Immissionsbelastungen waldbaulich anzupassen bzw. deren Schädwirkungen zu mildern“ von Prof. Dr. D. Müller, Göttingen; und „Die Praxis der Kalkung im Walde der Bundesrepublik Deutschland“ von Prof. Dr. H. A. Gussone, Göttingen.

651. *Düngung*, d. h. Zufuhr von Nährstoffen wie Stickstoff, Phosphat oder Kalium war und ist im Wald kaum üblich. Die Forstwirtschaft folgt dem Erfahrungssatz: „Der Wald schafft sich seinen Boden selbst“. Die Bäume bieten Schutz gegen den Aufprall von Niederschlägen, gegen Abschwemmung, Aushagerung und Austrocknung des Bodens, fördern durch regelmäßigen und reichen Bestandesabfall die Humusbildung und durch tiefe und vielseitige Durchwurzelung die Bodenstruktur und die Verwitterung des Grundgesteins. Waldböden bleiben im Gegensatz zu landwirtschaftlich genutzten Böden jahrzehntelang völlig ungestört, so daß sich ein Gleichmaß zwischen Nährstoffentnahme auf der einen, Verwitterung, Streuabbau und Nährstoffeintrag aus der Luft auf der anderen Seite herausbilden kann und so eine Düngung der Wälder im allgemeinen entbehrlich wird. Außerdem beträgt der Nährstoffentzug aus dem Boden durch die Bäume im Mittel nur 1 % des Nährstoffentzuges landwirtschaftlicher Kulturpflanzen.

Die Forstwirtschaft kann demnach mit der gegebenen stofflichen Ausstattung der Waldböden auskommen. Die Verbesserung der Wuchsleistungen der Wälder — selbst auf degradierten Böden — seit der Einführung der planmäßigen Forstwirtschaft ist ein Beweis dafür. Daher brauchte Düngung nicht als wichtiger Produktionsfaktor betrachtet zu werden. Lediglich von Natur aus äußerst nährstoffarme oder durch Mißwirtschaft an Nährstoffen verarmte Waldböden werden hier und da gedüngt. Der Sinn einer solchen Walddüngung liegt in der Ergänzung der im Boden fehlenden Nährstoffe und nicht, wie in der Landwirtschaft, im regelmäßigen Ersatz der durch die Ernte entzogenen Stoffe.

652. In größerem Umfange als Düngung, aber auch nur auf höchstens 10 % der Waldfläche der Bundesrepublik Deutschland, ist eine *Kalkung* von Waldböden, d. h. eine Zufuhr von Calcium in verschiedenen chemischen Verbindungen, vorgenommen worden. Sie diente vor allem dem Ziel, die in den meistens dicht aufgewachsenen Wäldern, besonders in Nadelholzbeständen, angesammelte Streu, vielfach Rohhumus, rasch abzubauen und die darin enthaltenen Nährstoffe wieder in den Kreislauf zu bringen. Daher wurden auch relativ hohe Kalkgaben (Branntkalk, kohlenaurer Kalk oder Hüttenkalk) bis zu 20 t CaO/ha verwendet. Es handelte sich hierbei also um eine Bodenverbesserung (Melioration) und weniger um eine Düngung, obwohl die freigesetzten Nährstoffe auch eine Düngewirkung entfalteten. Eine allgemeine Zunahme des Holzzuwachses, die von der Kalkung erwartet wurde, blieb jedoch aus, so daß sich die Kalkung der Wälder nicht allgemein durchsetzte. Dabei waren auch finanzielle und technische Probleme maßgebend. So wurden die Kalkungen mit der sich gegen Ende der 60er Jahre verschlechternden Holzmarktlage stark eingeschränkt. Der Personalabbau in den Forstbetrieben trug zum Verzicht auf die arbeitsaufwendige Kalkausbringung in den Wäldern bei, andererseits boten die geringen Kalkungs-Anforderungen den mit einem geeigneten Gerätepark ausgestatteten Auftragsunternehmen für die Walddüngung keine ausreichende Geschäftsgrundlage.

Bodenuntersuchungen in gekalkten Wäldern haben darüber hinaus ergeben, daß eine Kalkung, insbesondere mit hohen Gaben von 10 t CaO/ha und mehr, durch die Beschleunigung des Streu- bzw. Rohhumus-Abbaus mehr Stickstoff freisetzt als der Wald braucht. Es wurden Stickstoff-Verluste bis 800 kg/ha oder bis zu 75 % des leicht mineralisierbaren Stickstoffes ermittelt. Auch das zugeführte Calcium wird stark ausgewaschen; es wurde über Verluste bis zu 60 % nach 14 bis 25 Jahren berichtet. Tatsächlich ist die Kalkung ein beträchtlicher Eingriff in die Ökologie der in der Regel schwach sauren Waldböden, weil sie einen unerwünschten raschen Humusabbau bewirken kann. Schwer abschätzbar ist die Auswirkung auf die für den Wald so wichtige Mykorrhiza (Tz. 280). Was die Bodenversauerung angeht, so löst das Ausstreuen oder Ausblasen von Kalk nur das Säureproblem der obersten Bodenschicht, erzielt dadurch allerdings eine zeitlich begrenzte Abschirmung gegen weiteren Säureeintrag aus der Luft. Eine Einbringung des Kalkes in den Boden, wie in Äckern üblich, ist im Walde aus technischen Gründen und wegen der Gefahr von Wurzelverletzungen der Bäume nicht möglich. Infolgedessen profitiert die krautige Waldbodenvegetation von der Kalkung mehr als die Bäume.

653. Aus diesen Gründen raten Waldernährungs-Fachleute heute von einer reinen Kalkung der Waldböden vielfach ab. Wo eine Bodenverbesserung überhaupt in Frage kommt, empfehlen sie eine maßvolle Kalk-Phosphat-Magnesium-Düngung in gestaffelten Gaben, mit der auf den meisten Waldstandorten der Bundesrepublik in normal aufgebauten Waldbeständen eine Mehrung des Holzvorrates von durchschnittlich 1 Festmeter je ha und Jahr erzielt werden könnte. Mit dieser Kombination von Kalkung und Düngung, die auch viele Nachteile reiner Kalkung vermeidet, könnten viele Waldbestände auf längere Sicht wuchskräftiger und zugleich auch immissionsresistenter gemacht werden. Die tatsächlichen Erfahrungen mit einer solchen Stoffzufuhr in die Wälder sind aber noch begrenzt und auch in ihrer Wirtschaftlichkeit nicht abschließend beurteilt.

Eine kurzfristige wirksame Gesundung deutlich geschädigter Waldbestände, insbesondere von Altbeständen, durch eine Kalk-Phosphat-Magnesium-Zufuhr hält der Rat für unwahrscheinlich. Die Nährstoffe wirken dafür zu langsam und gelangen im Falle von Feinwurzel- oder Mykorrhiza-Schäden auch nur teilweise in die Bäume. Allerdings konnte ZECH (1983) bei mäßig geschädigten Tannen und Fichten in Nordbayern durch eine sog. Kopfdüngung mit 10 bis 15 kg Kalimagnesia (Kalium-Magnesium-Sulfat) je Baum, bei Fichten außerdem durch ein Besprühen mit Magnesiumsulfat-Lösung eine Wiederergrünung erzielen. Dagegen hatte in den gleichen Beständen eine Zufuhr von 4 000 kg magnesiumhaltigem Kalk je ha keine Gesundungswirkung.

654. Die vor allem aufgrund landwirtschaftlicher Erfahrungen vielfach empfohlene Kalkung zur Kompensation saurer Depositionen kann erhebliche

che Nachteile für die gesamte Ernährungssituation der Wälder bringen. Wenn große geschlossene Waldgebiete eine Zufuhr von nur 2 000 kg CaO/ha erhalten, ist die Gefahr einer neuartigen Umweltbelastung der Böden und des Grundwassers nicht auszuschließen. Hierbei weist der Rat vor allem auf die Bedeutung der Wälder, gerade der Bergwälder, für die Neubildung qualitativ hochwertigen Grundwassers und damit für die Trinkwasserversorgung hin. Diese Bedeutung steigt etwa im gleichen Maße wie die Gefahr der Grundwasserbelastung in landwirtschaftlich und städtisch-industriell genutzten Gebieten. Ein schonender Umgang mit wertvollen Naturgütern gebietet daher, auf den 28 % mit Wäldern bestandenen Flächen der Bundesrepublik Deutschland jede Gefahr zusätzlicher stofflicher Bodenbelastung zu vermeiden. Allein dieses Gebot steht einer allgemeinen Kalkungs-Empfehlung für die Wälder entgegen. In Naturwaldgebieten, Naturschutzgebieten und Nationalparks (Bayerischer Wald!) wäre die Kalkung außerdem ein nur schwer verantwortbarer oder unzulässiger Eingriff.

655. Die unzureichenden Kenntnisse über die an einem gegebenen Waldstandort zu erwartenden Vor- oder Nachteile einer Kalkung veranlassen den Rat daher, von der allgemeinen Empfehlung einer kurzfristigen Kalkung oder mit Kalkung verbundenen Düngung der Waldschadensgebiete abzusehen. Dabei fällt auch ins Gewicht,

- daß eine solche Kalkung mit über 1 000,— DM/ha erhebliche finanzielle Aufwendungen bedeuten würde, die zumindest von den Privatwaldbesitzern nicht aufgebracht werden könnten;
- daß die Kalkung vor allem in Gebirgswäldern große technische Probleme aufwirft, und
- daß wegen personeller und gerätebedingter Engpässe eine Kalkung erst in 3 bis 5 Jahren überhaupt anlaufen könnte.

Die Möglichkeiten, durch Eingriffe in den Boden den neuartigen Waldschäden entgegenzuwirken, sind demnach sehr beschränkt. Nur bei Neuanpflanzungen von Waldbeständen auf versauerten oder durch Deposition anderweitig geschädigten Böden ist vorher eine Kalk-Phosphat-Magnesium-Düngung, sozusagen als eine Art Bodenmelioration, zu empfehlen; dabei sollte der Dünger in den Boden eingearbeitet werden.

Um dringend erforderliche weitere Erfahrungen mit Kalkdüngungen zu sammeln, sind in größerem Umfang entsprechende Betriebsversuche wünschenswert. Es wäre zweckmäßig, nach allgemeinen Richtlinien der forstlichen Forschungsanstalten in jedem Forstamt 10 bis 20 jeweils 0,25 ha große Kalkungsversuchspartellen einzurichten und langfristig zu beobachten. Die Ergebnisse müßten von den Forschungsanstalten regelmäßig ausgewertet werden.

656. Die von einigen Seiten gegen die Forstwirtschaft geäußerten Vorwürfe, durch unterlassene Düngung und mangelnde Bodenpflege den neuartigen Waldschäden Vorschub geleistet zu haben, sind

in der Regel unhaltbar und zeugen von mangelnder Kenntnis über den Nährstoffumsatz und -kreislauf in Wäldern. Andererseits weist der Rat auch an dieser Stelle darauf hin, daß Bodenversauerungen und Holzzuwachs-Minderungen in Wäldern auch andere Ursachen als Einwirkung von Luftverunreinigungen haben können und keineswegs nur diesen zugeschrieben werden dürfen.

657. Wo die geschädigten Bäume sich nicht wieder regenerieren oder zur Gesundung gebracht werden können, sind sie — außer auf Demonstrationsflächen, in Naturwaldparzellen, Naturschutzgebieten und Nationalparks — unverzüglich zu entfernen. Der außerordentlich großen Gefahr von Sekundärschäden wie z. B. Borkenkäfer-Befall ist soweit möglich vorzubeugen. Damit kommt eine in diesem Umfang wohl beispiellose Aufgabe auf die Forstbetriebe zu, auf die sie vermutlich weder personell noch finanziell vorbereitet sind, und bei der sich der jüngste Rationalisierungsbedingte Personalabbau in der Forstverwaltung nachteilig auswirken dürfte. Denn der nunmehr notwendige Holzeinschlag geht über weit größere Flächen als bisher üblich, weil die Auswahl der einzuschlagenden und der zu erhaltenden Bäume ihrem Schädigungsgrad anzupassen ist. Das bedeutet praktisch die Aufgabe der bisherigen Umtriebsplanung, wenn nicht sogar die Aufgabe der gesamten Forsteinrichtungs-Planung. Maßgebend ist nur noch der Schädigungsgrad der Bäume. Um ihn zu kennen, müssen alle Bäume in Schadensbeständen unverzüglich einzeln überprüft und z. B. grob in drei Schadensstufen (nicht oder weniger geschädigt; mäßig geschädigt; stark geschädigt bis abgestorben) eingeordnet werden; das Ergebnis ist forstüblich durch Zeichen auf dem Stamm zu vermerken.

Der Umfang dieser Aufgabe sei am Beispiel einer Waldfläche von 1 000 ha mit einem jährlichen Einschlag von 7 000 Festmetern (fm) erläutert. Während dafür unter normalen Umständen eine Durchforstungsfläche von etwa 175 ha mit einem mittleren Anfall von 40 fm/ha auszuzeichnen ist, wird bei dem jetzt notwendigen Verfahren auf einer Fläche von 350 ha mit einem Anfall von je 20 fm/ha, oder auch noch stärker verstreut, zu rechnen sein. Dies erfordert eine vollständige Umstellung der Auszeichnungspraxis und eine starke Vermehrung des Arbeitsumfanges. Es geht ja nicht mehr darum, bestimmte, nach bisherigen Grundsätzen zur Fällung vorgesehene Bestände auszuzeichnen, statt dessen müssen alle Bestände wie beschrieben gemustert werden, um erst danach die Reihenfolge der Hiebe festzulegen und über die Eingriffsstärke in den einzelnen Beständen zu entscheiden, z. B. darüber, ob nur die am meisten geschädigten oder auch die mittelstark geschädigten Bäume eingeschlagen werden sollen. Wird die individuelle Prüfung der Bäume mit einer Zählung verbunden, so erhält man objektive Maßstäbe für die Einschätzung der Schädigungsgrade der Bestände. Darüber hinaus ergibt eine Kartierung mehr Klarheit über Alter der Bestände, Bestandsdichte bei Beginn der Schädigung, Höhenlage, Exposition, geologisches Substrat bzw. Bodentyp und frühere Kalkung. Eine solche Aus-

wertung der Ergebnisse der ja ohnehin zwingend erforderlichen individuellen Musterung der Bestände wird den Betrieben für die Organisation ihrer Arbeit unentbehrliche Informationen liefern und dürfte auch den mit der Kausalforschung befaßten Institutionen hoch willkommen sein (vgl. Abschn. 3.5.1 und 5.5). Diese haben zwar auch schon von sich aus ein Netz von Beobachtungsflächen ausgelegt, sind aber bei dessen Weitmaschigkeit auf zusätzliche Informationen aus den Betrieben angewiesen.

658. Neben diesen Maßnahmen ist für eine qualitätserhaltende Lagerung des angefallenen Schadholzes und vor allem für eine umfassende Verjüngung der Waldbestände zu sorgen, die keine Verzögerung duldet. Ihr muß mit einer stärkstmöglichen Wildbestandsverminderung und großzügiger Zäunung zu sicherem Erfolg verholfen werden.

6.6.2 Langfristige Maßnahmen

659. Aufgrund der Erfahrungen mit den Wäldern des Ruhrgebietes wird für die Neubegründung geschädigter Bestände von manchen Seiten eine Änderung der Baumartenzusammensetzung empfohlen. Die dafür bestehenden Möglichkeiten sind jedoch begrenzt. In den Hochlagen-Gebirgswäldern sind Tanne und Fichte ersetzbar. Es muß jedoch aufmerksam verfolgt werden, wie die tschechoslowakische Forstwirtschaft bei der Wiederaufforstung der zerstörten Wälder im Erzgebirge verfährt, wo an die Anpflanzung ausländischer Fichtenarten oder zunächst von Ebereschen, die aber nur als Vor- und Bodenschutzwald dienen können, gedacht wird. In den tieferen Lagen der Gebirge, d. h. von 800 m ü. M. abwärts, sowie im Hügel- und Tiefland könnten unter günstigen Standortverhältnissen wieder mehr Laubwälder an die Stelle geschädigter Nadelwälder treten. Auf den Standorten des Bergmischwaldes kommen dafür die Rotbuche und der Bergahorn in Frage, sofern sie von weiteren Schäden verschont bleiben, von ausländischen Baumarten insbesondere die Douglasie, die sich an vielen Stellen als ziemlich schadensresistent erwiesen hat und gute Wuchsleistungen erbringt. Auch an schneefeste und relativ rauchharte Weymouths-Kiefer (*Pinus strobus*) ist zu denken, in einzelnen Lagen auch an Lärchen und Schwarzkiefern. Insgesamt sind die Möglichkeiten eines Baumartenwechsels beschränkt, doch sollten sie in vollem Umfang ausgeschöpft werden.

660. Wo man bei den gewohnten Baumarten bleiben muß oder will, kann nur die Auslese relativ immissionsresistenter Rassen oder Ökotypen weiterhelfen. Die dazu gegebenen Möglichkeiten sind freilich sehr gering und wohl nur in langen Zeiträumen zu verwirklichen. Zunächst müssen ja unterschiedliche Resistenzen gegen Immissionen herausgefunden werden. Ansatzpunkte dafür bieten die in Kap. 3 angedeutete genaue Waldschadenserfassung sowie die eben erwähnte, von den Forstbetrieben durchzuführende genaue Bestandskontrolle vor dem Einschlag der geschädigten Bäume. Resi-

stent erscheinende Individuen müssen einige Jahre genau beobachtet werden, ehe man von ihnen Samen gewinnt und Nachwuchs heranzieht. Die Mindestversuchsdauer für eine solche Auslesezucht beträgt 25 bis 30 Jahre. Bevor jedoch derart ausgelesene Ökotypen überhaupt forstlich angebaut werden können, bedarf es einer weiteren jahrzehntelangen Erprobung auf kleinen Flächen. Dennoch sollten die Forstbetriebe mit dieser Auslese unverzüglich beginnen. Die Forschung sollte individuelle Unterschiede im Schädigungsgrad zum Anlaß neh-

men, um aufgrund genauer Untersuchungen, z. B. anhand physiologischer oder biochemischer Merkmale, die Grundlagen einer möglichen Immissionsresistenz zu erforschen und die Selektion wissenschaftlich abzusichern. Auch diese langfristigen Maßnahmen zur weiteren Anpassung der Forstwirtschaft an industriestaatliche Rahmenbedingungen bedeuten einen beträchtlichen, z. Z. aber nicht einmal grob abschätzbaren Kostenaufwand für die Forstbetriebe und kommen daher zunächst nur für den Staatswald in Frage.

ANHANG

**Erlaß über die Einrichtung eines Rates von Sachverständigen für
Umweltfragen bei dem Bundesminister des Innern
Vom 28. Dezember 1971
(GMBL. 1972, Nr. 3, Seite 27)**

§ 1

Zur periodischen Begutachtung der Umweltsituation und der Umweltbedingungen in der Bundesrepublik Deutschland und zur Erleichterung der Urteilsbildung bei allen umweltpolitisch verantwortlichen Instanzen sowie in der Öffentlichkeit wird im Einvernehmen mit den im Kabinettausschuß für Umweltfragen vertretenen Bundesministern ein Rat von Sachverständigen für Umweltfragen gebildet.

§ 2

(1) Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen soll die jeweilige Situation der Umwelt und deren Entwicklungstendenzen darstellen sowie Fehlentwicklungen und Möglichkeiten zu deren Vermeidung oder zu deren Beseitigung aufzeigen.

(2) Der Bundesminister des Innern kann im Einvernehmen mit den im Kabinettausschuß für Umweltfragen vertretenen Bundesministern Gutachten zu bestimmten Themen erbitten.

§ 3

Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen ist nur an den durch diesen Erlaß begründeten Auftrag gebunden und in seiner Tätigkeit unabhängig.

§ 4

(1) Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen besteht aus 12 Mitgliedern.

(2) Die Mitglieder sollen die Hauptgebiete des Umweltschutzes repräsentieren.

(3) Die Mitglieder des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen dürfen weder der Regierung oder einer gesetzgebenden Körperschaft des Bundes oder eines Landes noch dem öffentlichen Dienst des Bundes, eines Landes oder einer sonstigen juristischen Person des öffentlichen Rechts, es sei denn als Hochschullehrer oder als Mitarbeiter eines wissenschaftlichen Instituts angehören. Sie dürfen ferner nicht Repräsentant eines Wirtschaftsverbandes oder einer Organisation der Arbeitgeber oder Arbeitnehmer sein oder zu diesen in einem ständigen Dienst- oder Geschäftsbesorgungsverhältnis stehen; sie dürfen auch nicht während des letzten Jahres vor der Berufung zum Mitglied des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen eine derartige Stellung innegehabt haben.

§ 5

Die Mitglieder des Rates werden vom Bundesminister des Innern im Einvernehmen mit den im Kabinettausschuß für Umweltfragen vertretenen Bundesministern für die Dauer von drei Jahren berufen. Die Mitgliedschaft ist auf die Person bezogen. Wiederberufung ist höchstens zweimal möglich. Die Mitglieder können jederzeit schriftlich dem Bundesminister des Innern gegenüber ihr Ausscheiden aus dem Rat erklären.

§ 6

(1) Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen wählt in geheimer Wahl aus seiner Mitte für die Dauer von drei Jahren einen Vorsitzenden und einen stellvertretenden Vorsitzenden mit der Mehrheit der Mitglieder. Einmalige Wiederwahl ist möglich.

(2) Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen gibt sich eine Geschäftsordnung. Sie bedarf der Genehmigung des Bundesministers des Innern im Einvernehmen mit den im Kabinettausschuß für Umweltfragen vertretenen Bundesministern.

§ 7

(1) Der Vorsitzende beruft schriftlich den Rat zu Sitzungen ein; er teilt dabei die Tagesordnung mit. Den Wünschen der im Kabinettausschuß für Umweltfragen vertretenen Bundesminister auf Beratung bestimmter Themen ist Rechnung zu tragen.

(2) Auf Wunsch des Bundesministers des Innern hat der Vorsitzende den Rat einzuberufen.

(3) Die Beratungen sind nicht öffentlich.

§ 8

Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen kann im Einvernehmen mit dem Bundesminister des Innern zu einzelnen Beratungsthemen andere Sachverständige hinzuziehen.

§ 9

Die im Kabinettausschuß für Umweltfragen vertretenen Bundesminister sind von den Sitzungen des Rates und den Tagesordnungen zu unterrichten; sie und ihre Beauftragten können jederzeit an den Sitzungen des Rates teilnehmen. Auf Verlangen ist ihnen das Wort zu erteilen.

§ 10

(1) Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen legt die Ergebnisse seiner Beratungen in schriftlichen Berichten nieder, die er über den Bundesminister des Innern den im Kabinettausschuß für Umweltfragen vertretenen Bundesministern zu-leitet.

(2) Wird eine einheitliche Auffassung nicht erzielt, so sollen in dem schriftlichen Bericht die unterschiedlichen Meinungen dargelegt werden.

(3) Die schriftlichen Berichte werden grundsätzlich veröffentlicht. Den Zeitpunkt der Veröffentlichung bestimmt der Bundesminister des Innern.

§ 11

Die Mitglieder des Rates und die von ihm nach § 8 hinzugezogenen Sachverständigen sind verpflich-

tet, über die Beratungen und über den Inhalt der dem Rat gegebenen Informationen, soweit diese ihrer Natur und Bedeutung nach geheimzuhalten sind, Verschwiegenheit zu bewahren.

§ 12

Die Mitglieder des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen erhalten pauschale Entschädigungen sowie Ersatz ihrer Reisekosten. Diese werden vom Bundesminister des Innern im Einvernehmen mit dem Bundesminister für Wirtschaft und Finanzen festgesetzt.

§ 13

Das Statistische Bundesamt nimmt die Aufgaben einer Geschäftsstelle des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen wahr.

Bonn, den 28. Dezember 1971

Der Bundesminister des Innern
Genscher

Verzeichnis der Abkürzungen

a	Jahr	MAGS	Ministerium für Arbeit, Gesundheit und Soziales des Landes Nordrhein-Westfalen
BMI	Bundesminister des Innern	MIK	Maximale Immissionskonzentration
BML	Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten	ng	10 ⁻⁹ g
BMWi	Bundesministerium für Wirtschaft	OECD	Organisation für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung
BNL	Brookhaven National Laboratory	ppm	parts per million (Teile auf eine Million Teile)
d	Tag	ppb	parts per billion (Teile auf 1 Milliarde Teile)
DIW	Deutsches Institut für Wirtschaftsforschung	ph-Wert	Maß für Säuregrad
ECE	Economic Commission for Europe (Wirtschaftskommission der Vereinten Nationen für Europa)	PAH	Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe
EMEP	ECE-Cooperative Programme for Monitoring and Evaluation of Long-Range Transmission of Air-Pollution in Europe	PAN	Peroxiacetylnitrat
g	Gramm	RWI	Rheinisch-Westfälisches Institut für Wirtschaftsforschung
h	Stunde	SR-U	Sachverständigenrat für Umweltfragen
ha	Hektar	t	Tonne
IW1	Immissionswert der TA Luft für Dauerbelastung	Tz.	Textziffer
IW2	Immissionswert der TA Luft für Kurzzeitbelastung	TNO	Niederländische Forschungseinrichtung
kt	10 ³ t	TA Luft	Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft
l	Liter	UBA	Umweltbundesamt
LAI	Länderausschuß für Immissionsschutz	µm	10 ⁻⁶ m
LIS	Landesanstalt für Immissionsschutz des Landes Nordrhein-Westfalen	µg	10 ⁻⁶ g
mm	10 ⁻³ m	vD	Depositionsgeschwindigkeit
mg	10 ⁻³ g	λ	Wellenlänge

Gutachten und veröffentlichte Stellungnahmen des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen

Auto und Umwelt

Gutachten September 1973
Stuttgart, Mainz: W. Kohlhammer
1973, 104 S., kart.
vergriffen

Die Abwasserabgabe

Wassergütwirtschaftliche und gesamtökonomi-
sche Wirkungen
2. Sondergutachten Februar 1974
Stuttgart, Mainz: W. Kohlhammer
1974, VI, 90 S., kart.
vergriffen

Umweltgutachten 1974

Stuttgart, Mainz: W. Kohlhammer¹⁾
1974, XV, 320 S., Plast.
Best.-Nr. 7800201-74902; DM 28,—
vergriffen

auch als Bundestags-Drucksache 7/2802
veröffentlicht²⁾

Umweltprobleme des Rheins

3. Sondergutachten März 1976
Stuttgart, Mainz: W. Kohlhammer¹⁾
1976, 258 S., 9 farb. Ktn., Plast.
Best.-Nr. 7800103-76901; DM 20,—

auch als Bundestags-Drucksache 7/5014
veröffentlicht²⁾

Umweltgutachten 1978

Stuttgart, Mainz: W. Kohlhammer¹⁾
1978, 638 S., Plast.
ISBN 3-17-003173-2
Best.-Nr. 7800202-78904; DM 33,—
vergriffen

auch als Bundestags-Drucksache 8/1938
veröffentlicht²⁾

Umweltchemikalien

Entwurf eines Gesetzes zum Schutz vor gefährli-
chen Stoffen
Stellungnahme des Rates
hrsg. vom Bundesministerium des Innern³⁾
Bonn 1979, 74 S.
= Umweltbrief Nr. 19
ISSN 0343-1312

Umweltprobleme der Nordsee

Sondergutachten Juni 1980
Stuttgart, Mainz: W. Kohlhammer¹⁾
508 S., 3 farb. Karten, Plast.
ISBN 3-17-003214-3
Best.-Nr. 7800104-80902; DM 23,—
vergriffen

auch als Bundestags-Drucksache 9/692
veröffentlicht²⁾

Energie und Umwelt

Sondergutachten März 1981
Stuttgart, Mainz: W. Kohlhammer¹⁾
190 S., Plast.
ISBN 3-17-003238-0
Best.-Nr. 7800105-81901; DM 19,—

auch als Bundestags-Drucksache 9/872
veröffentlicht²⁾

Flüssiggas als Kraftstoff

Umweltentlastung, Sicherheit und Wirtschaftlichkeit
von flüssiggasgetriebenen Kraftfahrzeugen
Stellungnahme des Rates
hrsg. vom Bundesministerium des Innern³⁾
Bonn 1982, 32 S.
= Umweltbrief Nr. 25
ISSN 0343-1312

¹⁾ Zu beziehen im Buchhandel oder vom Verlag W. Kohlhammer, Postfach 42 11 20, 6500 Mainz 42

²⁾ Zu beziehen vom Verlag Dr. H. Heger, Postfach 20 08 21, 5300 Bonn-Bad Godesberg 2

³⁾ Erhältlich beim Bundesministerium des Innern, Referat Öffentlichkeitsarbeit, Graurheindorfer Str. 198, 5300 Bonn

Materialien zur Umweltforschung

herausgegeben vom Rat von Sachverständigen für
Umweltfragen, zu beziehen im Buchhandel oder
vom Verlag W. Kohlhammer, Postfach 42 11 20,
6500 Mainz 42

Nr. 1:

Prof. Dr. Günther Steffen und Dr. Ernst Berg
Einfluß von Begrenzungen beim Einsatz von Um-
weltchemikalien auf den Gewinn landwirtschaftli-
cher Unternehmen

1977, 93 S., kart., ISBN 3-17-003141-4
Best.-Nr. 7800301-77901; DM 20,—

Nr. 2:

Dipl.-Ing. Klaus Welzel und Dr.-Ing. Peter Davids
Die Kohlenmonoxidemissionen in der Bundesrepu-
blik Deutschland in den Jahren 1965, 1970, 1973 und
1974 und im Lande Nordrhein-Westfalen in den Jah-
ren 1973 und 1974

1978, 323 S., kart., ISBN 3-17-003142-2
Best.-Nr. 7800302-78901; DM 25,—

Nr. 3:

Dipl.-Ing. Horst Schade und Ing. (grad.) Horst
Gliwa

Die Feststoffemissionen in der Bundesrepublik
Deutschland und im Lande Nordrhein-Westfalen in
den Jahren 1965, 1970, 1973 und 1974

1978, 374 S., kart., ISBN 3-17-003143-0
Best.-Nr. 7800303-78902; DM 25,—

Nr. 4:

Prof. Dr. Renate Mayntz u. a.

Vollzugsprobleme der Umweltpolitik
Empirische Untersuchung der Implementation von
Gesetzen im Bereich der Luftreinhaltung und des
Gewässerschutzes

1978, 815 S., kart., ISBN 3-17-003144-9
Best.-Nr. 7800304-78903; DM 42,—
vergriffen

Nr. 5:

Prof. Dr. Hans J. Queisser und Dr. Peter Wagner
Photoelektrische Solarenergienutzung
Technischer Stand, Wirtschaftlichkeit, Umweltver-
träglichkeit

1980, 90 S., kart., ISBN 3-17-003209-7
Best.-Nr. 7800305-80901; DM 18,—

Nr. 6:

Materialien zu „Energie und Umwelt“
1982, 450 S., kart., ISBN 3-17-003242-9
Best.-Nr. 7800306-82901; DM 38,—

Literaturverzeichnis

Literatur zu Kapitel 1

BML/LAI (1982): Waldschäden durch Luftverunreinigungen. — Münster-Hiltrup (Landwirtschaftsverl.). — Schriftenreihe d. Bundesministeriums f. Ernährung, Landwirtschaft u. Forsten, Reihe A: Angewandte Wissenschaft 273.

DREYHAUPT, F. J. (1972): Grundsätze des Luftreinhaltprogramms des Landes Nordrhein-Westfalen, in: Wirkungen von Luftverunreinigungen auf Waldbäume. 7. Intern. Arbeitstagung Forstlicher Rauchschadensachverständiger. Bd. I, 89—97. — Wien (Österr. Agrarverl.) — Mitt. der Forstl. Bundesversuchsanstalt Wien H. 97.

ODÉN, S. (1968): The acidification of air precipitation and its consequences in the natural environment. — Ecology Committee Bulletin 1. — Swedish National Science Research Council. — Stockholm.

OECD (Organisation for Economic Co-Operation and Development) (1977): Long Range Transport of Air Pollutants: Measurements and Findings. — Paris.

Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (1981): Energie und Umwelt. Sondergutachten. — Stuttgart, Mainz (Kohlhammer).

Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (1978): Umweltgutachten 1978. — Stuttgart, Mainz (Kohlhammer).

SMITH, R. A. (1852): On the air and rain of Manchester. — Memoirs Manchester Literary and Philosophical Society Series 2, No. 10.

SNSF (-Project) (1980 a): Ecological impact of acid precipitation. — Proceedings of an international Conference. — Sandefjord. — (D. Drablos and A. Tollan, eds.). — Oslo — As.

SNSF (-Project) (1980 b): Acid Precipitation-Effects on Forest and Fish. Final Report of the SNSF-Project 1972—1980. Ed. by L. N. Overrein, Seip H. M., Tollan, A. — Oslo. — Research Report FR 19/80.

STÖCKHARDT, J. A. (1850): Über die Einwirkung des Rauches von Silberhütten auf die benachbarte Vegetation. — Polyt. Centr. Bl. 16 (5), 257—278.

UBA (Umweltbundesamt) (1978): Medizinische, biologische und ökologische Grundlagen zur Bewertung schädlicher Luftverunreinigungen. — Sachverständigenanhörung, Berlin. — UBA im Auftrag des BMI.

ULRICH, B., MAYER, R., KHANNA, P. K. (1979): Deposition von Luftverunreinigungen und ihre Auswirkungen in Waldökosystemen im Solling. — Schriften a. d. Forstl. Fakultät d. Univ. Göttingen u.

d. Nieders. Forstl. Versuchsanstalt. — Frankfurt/M. (J. D. Sauerländer).

Literatur zu Kapitel 2

ARNDT, U., SEUFERT, G., NOBEL, W. (1982): Die Beteiligung von Ozon an der Komplexkrankheit der Tanne (*Abies alba* Mill.), eine prüfenswerte Hypothese. — Staub-Reinh. Luft 42 (6), 243—247.

ATTMANNSPACHER, W. (1982): Vortrag bei der Gesellschaft für Strahlen- und Umweltforschung (GSF). — Neuherberg.

BATTELLE-INSTITUT Frankfurt/Main (1976): Räumliche Erfassung der Emissionen ausgewählter luftverunreinigender Stoffe aus Industrie, Haushalt und Verkehr in der Bundesrepublik Deutschland 1960—1980. — i. A. des BMI.

Bayerische Staatsforstverwaltung (Hrsg.) (1982 a): Baumsterben in Bayern. — Information 10 (3) Sonderh., S. 12.

Bayerische Staatsforstverwaltung (Hrsg.) (1982 b): Baumsterben in Bayern. — Information 10 (3) Sonderh., S. 2.

BECKER, K.-H. et al. (1976): Untersuchungen über Smogbildung, insbesondere über die Ausbildung von Photooxidantien ... — Jahresbericht Inst. für Physikal. Chemie Univ. Bonn.

BMI (Bundesminister des Innern) (1981): Grenzüberschreitender Transport von Schwefeldioxid in Europa. — Umwelt 86, 34 f. (Die 2. Tabelle dort ist fehlerhaft; ihre Berichtigung findet sich in GVST [1982]).

BMI (1982 a): ECE-Programm zur Überwachung und Bewertung des weiträumigen Transports von Luftverunreinigungen in Europa (EMEP). — Umwelt 87, 40.

BMI (1982 b): Grenzüberschreitender und weiträumiger Transport von Luftverunreinigungen. — Umwelt 88, 40 f.

BMI (Febr. 1982 c): Zweiter Immissionsschutzbericht der Bundesregierung. — Bonn.

BMI (1982 d): Immissionsmeßnetze zur Feststellung von Luftverunreinigungen in der Bundesrepublik Deutschland. — Umwelt 90, 22 f.

BMI (1982 e): Beeinflussung der Bundesrepublik Deutschland durch grenzüberschreitende Luftverunreinigungen. — Umwelt 90, 23 f.

BMI (1982 f): Das EURMAP-Modell zur Berechnung der weiträumigen grenzüberschreitenden Luftverschmutzung. — Umwelt 90, 40 f.

- BMI (1982g): Grenzüberschreitende Luftverunreinigungen aus DDR und CSSR. — Umwelt 89, 40.
- BMI (1982h): Luftverunreinigung, saurer Regen und Waldsterben — Antwort der Bundesregierung vom 7. 9. 1982 auf die Große Anfrage der CDU/CSU-Fraktion. — BT-Drs. 9/1955.
- BML/LAI (Bundesminister für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten/Länderausschuß für Immissionsschutz) (1982): Waldschäden durch Luftverunreinigungen. Bericht des BML, BMI, LAI aufgrund des Beschlusses der Umweltministerkonferenz vom 27. 11. 1981. — Münster-Hiltrup (Landwirtschaftsverl.). — Schriftenreihe des BML, Reihe A: Angewandte Wissenschaft 273.
- BMWi (Bundesminister für Wirtschaft) (1981): Dritte Fortschreibung des Energieprogramms vom 4. 11. 1981.
- BRADOW, F. V. P. (May 1981): Transfer of Nitrogen Oxides from the Atmosphere to Other Media. — Research Triangle Park N.C., USA (Environmental Criteria und Assessment Office, Environmental Protection Agency — Arbeitspapier für die NATO-CCMS Pilotstudie Luftreinhalteung).
- BRUCKMANN, P., ELLERMANN, K., IXFELD, H. (1982): Die Ozonbelastung im Köln-Bonner Raum in den Meßjahren 1977—1980. — Schriftenreihe der Landesanstalt für Immissionsschutz des Landes NW 55, 14—20.
- BRUCKMANN, P., EYNCK, P. (1979): Messung von Photooxidantien (Ozon und PAN) im Rhein-Ruhr-Gebiet, in: Photochemische Luftverunreinigungen in der Bundesrepublik Deutschland. VDI-Tagungsbericht. — Düsseldorf, 92—107.
- BRUCKMANN, P., MÜLDER, W. (1979): Die Messung von PAN in der Außenluft. Verfahren und erste Ergebnisse. — Schriftenreihe der Landesanstalt für Immissionsschutz des Landes NW 47, 30—41.
- BUCHENAU, F. (1983): Die düngende Wirkung des aus den Baumkronen niederträufelnden Wassers. — Bericht der Deutschen Botanischen Gesellschaft 1, 108—109.
- BUCK, M., IXFELD, H., ELLERMANN, K. (1982a): Die Veränderung der Immissionsbelastung in den letzten 15 Jahren im Rhein-Ruhr-Gebiet. — Staub-Reinh. Luft 42 (2), 51—58.
- BUCK, M., IXFELD, H., ELLERMANN, K. (1982b): Die Entwicklung der Immissionsbelastung in der Rhein-Ruhr-Region seit 1965. — LIS Bericht der Landesanstalt für Immissionsschutz des Landes NW 18, 1—56.
- BHUMRALKAR, Ch. M., ENDLICH, R. M., BRODZINSKY, R., NITZ, K., JOHNSON, W. B. (March 1982): Further Studies to Develop and Apply Long- and Short-Term Models to Calculate Regional Patterns and Transfrontier Exchanges of Airborne Pollution in Europe. Final Report. Prepared for Umweltbundesamt. — Menlo Park, Calif. (SRI International).
- CHARLSON, R. J., RODHE, H. (1982): Factors Controlling the Acidity of Natural Rainwaters. — Nature 295 (5851), 683—685.
- CULLIS, C. F., HIRSCHLER, M. M. (1979): Emissions of Sulfur into the Atmosphere. — Proc. Int. Symposium: Sulfur Emissions and the Environment. — London, 158—165.
- DAVIDS, P., GÜTHNER, G., LANGE, M., LOHRER, W., VAHRENHOLT, F. (1980): Stand und Perspektiven der Luftreinhalte-technik. — Staub-Reinhaltg. Luft 40, 392—402.
- DIW (Deutsches Institut für Wirtschaftsforschung), EWI (Energiewirtschaftliches Institut an der Universität Köln), RWI (Rheinisch-Westfälisches Institut für Wirtschaftsforschung, Essen) (1981): Der Energieverbrauch in der Bundesrepublik Deutschland und seine Deckung bis zum Jahre 1995. — Essen (Glückauf).
- EICKELPASCH, D. (1981): Stellungnahme auf der Sachverständigenanhörung zu Cadmium, 2. 11.—4. 11. 1981, Berlin. — Hier zitiert nach FhG-ISI (1981).
- EPA (Environmental Protection Agency) (1978): Air Quality Criteria for Ozone and other Photochemical Oxidants. EPA, Office of Research and Development. — Washington, D.C. 20460.
- FhG-ISI (Fraunhofer-Gesellschaft, Institut für Systemtechnik und Innovationsforschung) (1981): Zusammenfassung der Anhörung zum Thema Cadmium vom 2. 11.—4. 11. 1981 im Berliner Reichstagsgebäude. — Karlsruhe. — UBA-Forschungsvorhaben 10101039; ISI-Projekt Nr. 103136.
- FLEISCHER, M., MARTIN, M. (1980): Untersuchung zur Ermittlung der Vorbelastung durch Blei im grenznahen Bereich des Bliesgaaues. — Minister für Arbeit, Gesundheit und Sozialordnung des Saarlandes: Schriftenreihe 13.
- FVA-BW (Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg) (1982): Schreiben von Dr. König, FVA-Abteilung Waldschutz, vom 2. 7. 1982 an MR Weidenbach, Ministerialforstabteilung, Az. 393—1404.
- FRICKE, W. (1979): Einfluß eines Belastungsgebietes auf die Vertikalverteilung von Oxidantien, in: Photochemische Luftverunreinigungen in der Bundesrepublik Deutschland. VDI-Tagungsbericht. — Düsseldorf, 208—226.
- GEORGII, H.-W. (1978): Die Verteilung von Schwefelverbindungen in der nicht verunreinigten Atmosphäre, in: Sauerstoffhaltige Schwefelverbindungen. Kolloquium Augsburg 30. 5.—1. 6. 1978. — Düsseldorf (VDI-Verlag). — VDI-Berichte, 314, 57—62.
- GEORGII, H.-W. (1980): Luftchemische Umsetzungen und Verweildauer von Luftverunreinigungen beim regionalen Transport, in: MAGS-NW (Hrsg.): Hohe Schornsteine als Element der Luftreinhaltepolitik in Nordrhein-Westfalen: Ergebnis eines vom MAGS des Landes NW veranstalteten Kolloquiums

am 11. 12. 1980 in Düsseldorf. — Düsseldorf, Februar 1981.

GEORGII, H.-W. (1982): persönliche Mitteilung vom 14. 6. 1982 — Vermerk Dr. Dieffenbach-Fries und Dr. Schödel vom 16. 6. 1982.

GEORGII, H.-W., PERSEKE, C., ROHBOCK, E. (März 1982): Feststellung der Deposition von sauren und langzeitwirksamen Luftverunreinigungen aus Belastungsgebieten. Abschlußbericht. — Universitätsinstitut für Meteorologie und Geophysik Frankfurt/M., i. A. des Umweltbundesamtes. — BMI-UFOPLAN Forschungsprojekt 104 02 600.

GLOBAL 2000, Report to the President (1980): Entering the Twenty-First Century. Prep. by the Council on Environmental Quality and the Department of State. — Washington, D.C. (U.S. Government Printing Office). (Dtsche Übers.: Global 2000: Der Bericht an den Präsidenten. — Frankfurt Zweitausendeins).

GUDERIAN, R. (1977): Air Pollution. Phytotoxicity of Acidic Gases and Its Significance in Air Pollution Control. — Berlin, Heidelberg, New York (Springer). — Ecological Studies vol. 22 (Ed. Billings, Golley, Lange, Olson).

GVST (Gesamtverband des Deutschen Steinkohlenbergbaus) (1982): Saurer Regen und Forstschäden — eine Dokumentation. T. 1. — Essen.

HIDY, G. M. (1973): Removal Processes of Gaseous and Particulate Pollutants — Chapt. 3, in: RASOOL, S. I. (Ed.): Chemistry of the Lower Atmosphere. — New York, London (Plenum Pr.).

HÖFKEN, K.-D., GEORGII, H.-W., GRAVENHORST, G. (1981): Untersuchungen über die Deposition atmosphärischer Spurenstoffe an Buchen- und Fichtenwald. — Frankfurt/M. — Bericht des Instituts für Meteorologie und Geophysik der Universität Frankfurt/M. 46.

HORNBECK, J. W. (1981): Acid Rain: Facts and Fallacies. — Journal of Forestry, 79, 438—443.

HUTCHINSON, G. E. (1954): The Biochemistry of the Terrestrial Atmosphere, in: Kuiper, G. P. (Ed.): The Solar System. II: The Earth as a Planet. — Chicago (Univ. of Chicago Pr.).

HUTZINGER, O. (Ed.) (1982): The Handbook of Environmental Chemistry. Bd. 2. — Berlin (Springer).

ISRAEL, H., ISRAEL, G. W. (1973): Spurenstoffe in der Atmosphäre. — Stuttgart (Wiss. Verlagsges.).

IUFRO (International Union of Forestry Research Organisations) (1980): Bekräftigung der Resolution der Fachgruppe S 2.09 (Luftreinhalte) über maximale Immissionswerte zum Schutz der Wälder. — XI. Int. Tagung forstlicher Immissions-Sachverständiger, 6. 9. 1980, Kitzbühel i. S./Steiermark, Österreich.

IXFELD, H., ELLERMANN, K., BUCK, M. (1981): Bericht über die Ergebnisse des III. und IV. Meßprogramms des Landes Nordrhein-Westfalen (Schwefeldioxid- und Mehrkomponentenmessun-

gen). — Schriftenreihe der Landesanstalt für Immissionsschutz des Landes NW 54, 58—111.

JANSSEN-SCHMIDT, TH., RÖTH, E. P., VARHELYI, G., GRAVENHORST, G. (Juli 1981): Anthropogene Anteile am atmosphärischen Schwefel- und Stickstoffkreislauf und mögliche globale Auswirkungen auf chemische Umsetzungen in der Atmosphäre. — Berichte der Kernforschungsanlage Jülich 1722.

JOCKEL, W., HARTJE, J., KÖRBER, D. (1982): Blei-Emissionsquellen: Stand der Minderungsmaßnahmen und der Meßtechnik, i. A. des BMFT, Forschungsbericht 01 VQ 200, Umweltschutztechnik; Institut für Umweltschutz, TÜV Rheinland.

JOHNSON, W. B. (1982): Schreiben des SRI International, Menlo Park CA, USA, vom 31. 8. 1982 an Dr. L. Kropp, TÜV Rheinland, Köln.

KAYSER, K., JESSEL, U., KÖHLER, A., RÖNICKE, G. (1974): Die pH-Werte des Niederschlages in der Bundesrepublik Deutschland 1967—1972. — Bonn-Bad Godesberg (Deutsche Forschungsgemeinschaft). — Mitteilung IX der Kommission zur Erforschung der Luftverunreinigung.

KLOKE, A. (1981): Stellungnahme auf der Sachverständigenanhörung zu Cadmium, 2. 11.—4. 11. 1981, Berlin. — Hier zitiert nach FhG-ISI (1981).

KNABE, W. (1982): Immissionsökologische Waldzustandserfassung, in: Immissionsbelastungen von Waldökosystemen. — Mitteilungen d. Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung u. Forstplanung Nordrhein-Westfalen, Sonderh., S. 43—57.

KOENIS, H. (1982): Über die Eigenart der Mikrostandorte im Fußbereich der Altbuchen unter besonderer Berücksichtigung der Schwermetallgehalte in der organischen Auflage und im Oberboden. Eine vegetations- und landschaftsökologische Studie. — Dissertation d. FB Biologie u. Chemie d. Gesamthochschule Kassel. — Kassel.

LAHMANN, E. (1981 a). Cadmium in Staubbiederschlägen. — Berlin. Schriftenreihe des Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene 52, 63—72.

LAHMANN (1981 b): Stellungnahme auf der Sachverständigenanhörung zu Cadmium, 2. 11.—4. 11. 1981, Berlin. — Hier zitiert nach FhG-ISI (1981).

LAHMANN, E., SEIFERT, B. (1981): Blei in Staubbiederschlägen. — Gesundh.-Ing. 102, 200—207.

LAU-BW (Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg), (Sept. 1981): Zwischenbericht über SO₂-Immissionsmessungen im Schwarzwald. August 1980 bis Juli 1981. — Mannheim. — Bericht 83/81.

LIKENS, G. W., WRIGHT, R. F., GALLOWAY, J. N., BUTLER, Th. J. (1979): Saurer Regen. — Spektrum der Wissenschaft, 73—78.

LIS (1982): Monatsberichte über die Luftqualität an Rhein und Ruhr 5/82 bis 9/82.

MAGS-NW (Der Minister für Arbeit, Gesundheit und Soziales des Landes Nordrhein-Westfalen)

- (1975): Umweltprobleme im Raum Stolberg. — Düsseldorf.
- MAGS-NW (1977): Luftreinhalteplan Rheinschiene Süd (Köln), 1977—1982. — Düsseldorf.
- MAGS-NW (1982): Luftreinhalteplan Rheinschiene Mitte 1982—1986. — Düsseldorf. S. 201.
- MÖLLER, F. (1973): Einführung in die Meteorologie. — Mannheim (Bibliographisches Institut).
- MÜCKE, W., STRAUSS, R. (1982): Das Baumsterben in Bayern, eine Aufgabe der Wirkungsforschung und des Technischen Umweltschutzes. — Amtsblatt des Bayerischen Staatsministeriums für Landesentwicklung und Umweltfragen 12 (8), vom 10. 12. 1982.
- NEUBER, E., GEORGII, H.-W., MÜLLER, H. (1981): Verteilung leichter Kohlenwasserstoffe an Meßstellen unterschiedlicher Luftqualität. — Staub-Reinh. Luft 41, 91—97.
- NSM (Der Niedersächsische Sozialminister) (1979 f.): Umweltschutz in Niedersachsen, Reinhaltung der Luft. — Bd. 4, 5, 6. — Hannover.
- NÜRNBERG, H. W., VALENTA, P., NGUYEN, V. D. (1982): Wet Deposition of Toxic Metals from the Atmosphere in the Federal Republic of Germany, in: GEORGII, H.-W., Pankrath, J. (Eds.): Deposition of Atmospheric Pollutants. Proceed. of an Colloquium, Oberursel, Nov. 9.—11, 1981. — Dordrecht. (D. Reidel Publ.). — Hier zitiert z. T. nach SCHLADOT und NÜRNBERG (1982).
- OECD (Organisation for Economic Co-operation and Development) (1977): The OECD Programme on Long Range Transport of Air Pollutants. Measurements and Findings. — Paris.
- OECD (Organisation for Economic Co-operation and Development) (1981): The Costs and Benefits of Sulphur Oxide Control. — Paris.
- PERSEKE, C., BEILKE, S., GEORGII, H.-W. (1980): Die Gesamtschwefeldeposition in der Bundesrepublik Deutschland auf der Grundlage von Meßdaten des Jahres 1974. — Frankfurt/M. — Berichte des Instituts für Meteorologie und Geophysik der Univ. Frankfurt/M. 40.
- PITTS, J. N., FINLAYSON, B. J. (1975): Mechanismen der photochemischen Luftverschmutzung. — Angew. Chemie 87, 18—33.
- PRINZ, B. (1981): Stellungnahme auf der Sachverständigenanhörung zu Cadmium, 2. 11.—4. 11. 1981, Berlin. — Hier zitiert nach FhG-ISI (1981).
- PRINZ, B. (1982): Wirkungen von Luftverunreinigungen auf Pflanzen und Möglichkeiten zum verbesserten Schutz der Vegetation in der Bundesrepublik Deutschland, in: Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (Hrsg.): Materialien zu Energie und Umwelt. — Stuttgart, Mainz (Kohlhammer). — Materialien zur Umweltforschung. 6.
- PRINZ, B., KRAUSE, G. H., STRATMANN, H. (1982): Waldschäden in der Bundesrepublik Deutschland. Vorläufiger Bericht ... — Landesanstalt für Immissionsschutz des Landes Nordrhein-Westfalen. — LIS Berichte. 28.
- PRINZ B., SCHOLL, G., RUDOLPH, H. (1981): I. Meßprogramm des Landes Nordrhein-Westfalen. Siebzehnte Mitteilung über die Ergebnisse der Staubbiederschlagsmessungen für die Zeit vom Januar 1980 bis Dezember 1980. — Schriftenreihe der Landesanstalt für Immissionsschutz des Landes NW 54, 7—47.
- Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (1978): Umweltgutachten 1978. — Stuttgart, Mainz (Kohlhammer).
- Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (1981): Energie und Umwelt. Sondergutachten März 1981. — Stuttgart, Mainz (Kohlhammer).
- REHFUESS, K. E. (1981): Über die Wirkung von sauren Niederschlägen in Waldökosystemen. — Forstw. Cbl. 100 (6), 363—381.
- RUDOLPH, J., EHHALT, D. H., GRAVENHORST, G. (1980): Recent Measurements of Light Hydrocarbons In Remote Areas — Physicochemical Behaviour of Atmospheric Pollutants. — Brüssel, 41—51.
- SCHADE, H., GLIWA, H. (1978): Die Feststoffemissionen in der Bundesrepublik Deutschland und im Lande Nordrhein-Westfalen 1965, 1970, 1973 u. 1974. — Stuttgart, Mainz (Kohlhammer). — Materialien zur Umweltforschung. 3.
- SCHLADOT, J. D., NÜRNBERG, H. W. (April 1982): Atmosphärische Belastung durch toxische Metalle in der Bundesrepublik Deutschland, Emission und Deposition. — Forschungsprojekt 10402605/B i. A. d. Umweltbundesamtes. — Berichte der Kernforschungsanlage Jülich 1776. ISSN 0366—0885.
- SCHÜTT, P. (1977): Das Tannensterben, der Stand unseres Wissens über eine aktuelle und gefährliche Komplexkrankheit der Weißtanne (*Abies alba* Mill.). — Forstw. Cbl. 96, 177—186.
- SCHWELA, D. (1977): Die trockene Deposition von gasförmigen Luftverunreinigungen. — Schriftenreihe der Landesanstalt für Immissionsschutz des Landes NW 42, 46—85.
- SCHULTE-SCHREPPING, K. H. (1978): Cadmium — Emission und Staubbiederschlag, ein Beitrag zur Aufklärung der Zusammenhänge. — Staub-Rhein. Luft 38 (5), 172—174.
- SEQUEIRA, R. (1982): Acid Rain: An Assessment Based on Acid-Base Considerations. — Journal of the Air Pollution Control Association 32 (2), 241—245.
- SNSF (Projekt) (1980): Ecological Impact of Acid Precipitation. Proceed. of an Intern. Conf., Sandefjord, Norway, March 11—14. — Oslo.
- SONTHEIMER, H., SPINDLER, P., ROHMANN, U. (1980): Wasserchemie für Ingenieure. — DVGW-Forschungsstelle am Engler-Bunte-Institut der Universität Karlsruhe (TH).

STÖCKHARDT, J. A. (1850): Über die Einwirkung des Rauches von Silberhütten auf die benachbarte Vegetation. — *Polyt. Centr. Bl.* 16, Lfg. 5, 257—278.

Stockholm Conference (1982): The 1982 Stockholm Conference on Acidification of the Environment: Report From the Expert Meetings 21—24 June 1982 (SCA/MC/3); Report From the Expert Meeting I on „Ecological Effects of Acid Deposition“.

TANNER, C. B., PELTON, W. L. (1960): Potential Evapotranspiration Estimates by the Approximate Energy Balance Method of Penman. — *J. Geophys. Res.* 65, 3391—3413.

TNO (Organisatie voor Toegepaste-Natuurwetenschappelijk Onderzoek) (1978): Photochemical smogformation in the Netherlands. — Guicherit, R. (Hrsg.). — 's Gravenhage. — TNO-Report.

UBA (Umweltbundesamt) (1976): Luftqualitätskriterien für Blei. — Berlin. — UBA: Berichte 3/76.

UBA (1977 a): Materialien zum Immissionschutzbericht 1977 der Bundesregierung an den Deutschen Bundestag nach § 61 Bundes-Immissionsschutzgesetz. — Berlin (E. Schmidt).

UBA (1977 b): Luftqualitätskriterien für Cadmium. — Berlin. — UBA: Berichte 4/77.

UBA (1980): Luftverschmutzung durch Schwefeldioxid. Ursachen, Wirkung, Minderung. — Berlin. — UBA: Texte.

UBA (1981): Luftreinhalte 81: Entwicklung-Stand-Tendenzen, Materialien zum Zweiten Immissionschutzbericht der Bundesregierung an den Deutschen Bundestag nach § 61 Bundes-Immissionsschutzgesetz. — Berlin (E. Schmidt).

UBA (1982 a): Entwicklung der SO₂-Emissionen in der Bundesrepublik Deutschland bis zum Jahre 1995. — Manuskript II 1.3 Peter Rosolski, Berlin, 26. Mai 1982.

UBA (Mai 1982 b): Anhörung zu Cadmium: Protokoll der Sachverständigenanhörung, Berlin, 2.—4. Nov. 1981. — Berlin (UBA).

UBA (1982 c): Die zeitliche Entwicklung der überregionalen Pegel von Schwefeldioxid, Stickstoffdioxid, Schwefel im Schwebstaub und der Konzentration von H⁺-Ionen im Niederschlag. — Monatsberichte aus dem Meßnetz des Umweltbundesamtes 7 (1) Jan. 1982, 1—12.

UBA (1982 d): Großräumige Luftverunreinigung in der Bundesrepublik Deutschland. — Berlin. — UBA: Texte 33/82.

ULRICH, B., MAYER, R., KHANNA, P. K. (1979): Deposition von Luftverunreinigungen und ihre Auswirkungen in Waldökosystemen im Solling. — Frankfurt/M. (J. D. Sauerländer). — Schriften aus der Forstlichen Fakultät der Universität Göttingen und der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt 58, 251 ff.

ULRICH, B. (1982): Gefahren für das Waldökosystem durch Saure Niederschläge, in: Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forst-

planung Nordrhein-Westfalen (Hrsg.): Immissionsbelastungen von Waldökosystemen. — LÖLF-Mitteilungen, Sonderh. 9—25.

VAN AALST, R. M. BERGSMA, F. (August 1981): Removal and Transformation Processes in the Atmosphere with Respect to SO₂ und NO_x — NATO-CCMS Panel 2 on Air Quality Modelling of the Pilot Study on Air Pollution Control Strategies and Impact Modelling No. 127.

Literatur zu Kapitel 3

ARNDT, U., NOBEL, W., BÜNAU, H. von (1982): Wirkungskataster für Luftverunreinigungen in Baden-Württemberg. — Stuttgart (Ulmer). — Agrar- und Umweltforschung in Baden-Württemberg. 1.

Bayerische Staatsforstverwaltung (Hrsg.) (1982): Baumsterben in Bayern. — Information 10 (3) Sonderh.

BICK, H., NEUMANN, D. (Hrsg.) (1982): Bioindikatoren. — Bonn. — Decheniana, Beih. 26.

BML/LAI (Bundesminister für Ernährung, Landwirtschaft u. Forsten/Länderausschuß für Immissionsschutz) (1982): Waldschäden durch Luftverunreinigungen. Bericht des BML, BMI, LAI aufgrund des Beschlusses der Umweltministerkonferenz vom 27. 11. 1981. — Münster-Hiltrup (Landwirtschaftsverl.). — Schriftenreihe des BML, Reihe A: Angewandte Wissenschaft 273.

BONNEMANN, A., RÖHRIG, E. (1971/72): Waldbau auf ökologischer Grundlage. (4. Aufl.). Bd. 1. — Hamburg/Berlin (Parey). Bd. 1: Der Wald als Vegetationstyp und seine Bedeutung für den Menschen.

DÄSSLER, H.-G. (1981): Einfluß von Luftverunreinigungen auf die Vegetation. (2. Aufl.). — Jena (Fischer).

FEIGE, G. B. (1982): Niedere Pflanzen — speziell Flechten — als Bioindikatoren, in: BICK, H., NEUMANN, D. (Hrsg.): Bioindikatoren. — Bonn. — Decheniana, Beih. 26, 23—30.

GUDERIAN, R., REIDL, K. (1982): Höhere Pflanzen, in: BICK, H., NEUMANN, D. (Hrsg.): Bioindikatoren. — Bonn. — Decheniana, Beih. 26, 6—22.

HAWKSWORTH, D. L., ROSE, F. (1976): Lichens as Pollution Monitors. — London. — *Studies in Biology.* 66.

JÜRGING, P. (1975): Epiphytische Flechten als Bioindikatoren der Luftverunreinigung. — Vaduz (S. Cramer). — *Bibliotheca Lichenologica.* 4.

KNABE, W. (1982): Immissionsökologische Waldzustandserfassung, in: Immissionsbelastungen von Waldökosystemen. — Mitteilungen der Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung u. Forstplanung Nordrhein-Westfalen, Sonderh., 43—57.

KÖHM, H. J. (1976): Indikatoreigenschaften der Baumborke im Immissionsgebiet von Frankfurt/M. — *Dissertatione Botanicae.* 32.

- LT-DRUCKS. (Landtags-Drucksache) Baden-Württemberg (1982), 8/3026: Ursachen und Auswirkungen des Tannensterbens.
- MATTFELD, J. (1926): Das Areal der Weißtanne. — Mitteil. der Deutschen Dendrolog. Ges., Jahrbuch 1926, II, 16—34.
- MROSE, H. (1941): Die Verbreitung baumbewohnender Flechten in Abhängigkeit vom Sulfatgehalt der Niederschlagsgewässer. — Biokl. Beibl. Meteor. Zeitschr. 8, 58—60.
- PRINZ, B., KRAUSE, G. H., STRATMANN, H. (1982): Waldschäden in der Bundesrepublik Deutschland. Vorläufer Bericht ... — Landesanstalt für Immissionsschutz des Landes Nordrhein-Westfalen. — LIS Berichte. 28.
- RANFT, H. (1971): Untersuchungen zur Rauchhärte von Flechten unter Schwefeldioxideinfluß. — VTEI (Praha) 5, 25—29.
- RUDOLPH, E. (1979): Verwendung von Bioindikatoren beim Bayerischen Landesamt für Umweltschutz zur laufenden Erfassung der lufthygienischen Belastung von Ökosystemen. — Amtsblatt des Bayer. Staatsmin. f. Landesentwicklung u. Umweltfragen, 9.7 (20. Sept.).
- SCHÜTT, P. (1982): Stand der Luftschadstoff-Problematik in der Forstwirtschaft; zum Erkennen von Immissionsschäden. — Sonderdr. der Allgem. Forst Zeitschr. (39), 1180—1181, 1184—1185, 1188—1189.
- SEITSCHEK, O. (1981): Verbreitung und Bedeutung der Tannenerkrankung in Bayern. — Forstwiss. Cbl. 100, 138—148.
- SNSF (Project) (1980): Ecological Impact of Acid Precipitation. Proceed. of an Intern. Conf. Sandefjord, Norway, March 11—14. (Drabløs, D., Tollan, A., Eds.).
- STEBING, L. (1976): Niedere und höhere Pflanzen, Altindikatoren für Immissionsbelastungen. — Landschaft und Stadt 3, 97—103.
- STEBING, L., KIRSCHBAUM, U. (1982): Bioindikatoren von Luftschadstoffen im Ballungsraum Frankfurt/M. mittels Flechten und höherer Pflanzen. — Staub-Reinhalt. Luft 42 (7), 275—282.
- VAN HAUT, H., STRATMANN, H. (1970): Farbtafelatlas über Schwefeldioxid-Wirkungen an Pflanzen. — Essen (W. Girardet).
- WIRTH, V., TÜRK, R. (1975): Zur SO₂-Resistenz von Flechten verschiedener Wuchsform. — Flora 164, 133—143.
- WIRTH, V., FUCHS, M. (1980): Zur Veränderung der Flechtenflora in Bayern. — Schriftenreihe Naturschutz und Landschaftspflege (12), 29—44.
- Literatur zu Kapitel 4**
- ARNDT, U., LINDNER, G. (1981): Zur Problematik phytotoxischer Ozonkonzentrationen im südwestdeutschen Raum. — Staub-Reinhaltung. Luft 41, 349—352.
- ARNDT, U., SEUFERT, G., NOBEL, W. (1982): Die Beteiligung von Ozon an der Komplexkrankheit der Tanne (*Abies alba* Mill.) — eine prüfungswerte Hypothese. — Staub-Reinhalt. Luft 42, 243—247.
- BAUCH, J. (1983): Biological alterations in the stem and root of fir and spruce due to pollution influence, in: ULRICH, B., PANKRATH, J. (Eds.): Effects of accumulation of air pollutants in forest ecosystems. Proc. of a workshop, Göttingen, 1982, May 16—18. — Dordrecht, Holl. (D. Reichel Publ.).
- BAUCH, J., KLEIN, P., FRÜHWALD, A., BRILL, H. (1979): Alterations of wood characteristics in *Abies alba* Mill. due to „fir-dying“ and considerations concerning its origin. — Eur. J. For. Path. 9, 321—331.
- BAUCH, J., SCHRÖDER, W. (1982): Zellulärer Nachweis einiger Elemente in den Feinwurzeln gesunder und erkrankter Tannen (*Abies alba* Mill.) und Fichten (*Picea abies* (L.) Karst.). — Forstw. Cbl. 101, 285—294.
- BERCHTOLD, R., ALCUBILLA, M., EVERS, F. H., REHFUESS, K. E. (1981): Standortkundliche Studien zum Tannensterben. Nadel- und bastanalytischer Vergleich zwischen befallenen und gesunden Bäumen. — Forstw. Cbl. 100 (3—4), 236—253.
- BLASCHKE, H. (1980): Zur Mykorrhizaforschung bei Waldbäumen. — Forstw. Cbl. 99, 6—12.
- BLASCHKE, H. (1981): Veränderungen bei der Feinwurzelentwicklung in Weißtannenbeständen. — Forstw. Cbl. 100 (3—4), 190—195.
- BML/LAI (1982): Waldschäden durch Luftverunreinigungen. — Münster-Hiltrup (Landwirtschaftsverl.). — Schriftenreihe des Bundesmin. f. Ernährung, Landwirtschaft u. Forsten, Reihe A: Angewandte Wissenschaft. 273.
- BONNEMANN, A., RÖHRIG, E. (1971): Der Wald als Vegetationstyp und seine Bedeutung für den Menschen. — Waldbau auf ökologischer Grundlage. Bd. 1: Begr. von A. Dengler. 4. Aufl. — Hamburg, Berlin (Parey).
- BRILL, H. (1981): Holzbiologische und mikrobiologische Untersuchungen zur Klärung der Ursachen für das Tannensterben. — Diss. FB Biologie, Univ. Hamburg.
- BRILL, H., BOCK, E., BAUCH, J. (1981): Über die Bedeutung von Mikroorganismen im Holz von *Abies alba* Mill. für das Tannensterben. — Forstw. Cbl. 100 (3—4), 195—206.
- BROUWER, H. J. (1976): Bildung und Auswirkungen von photochemischem Smog. — Appl. Laboratory Philips Environmental Protection.
- BUTZKE, H. (1981): Versauern unsere Wälder? Erste Ergebnisse der Überprüfung 20 Jahre alter pH-Wert-Messungen in Waldböden Nordrhein-Westfalens. — Forst- u. Holzwirt 21, 542—548.
- DÄSSLER, H.-G. (1981): Einfluß von Luftverunreinigungen auf die Vegetation. Ursachen — Wirkungen — Gegenmaßnahmen. — 2. Aufl. — Jena (VEB G. Fischer).

- DAVIS, D. D., WILLOUR, R. G. (1976): Susceptibility of woody plants to sulfur dioxide and photochemical oxidants. — U. S. Environmental Protection Agency Publica. No. EPA — 600/3 — 76—102. — Corvallis, Oregon.
- DOMSCH, K. H. (1980): Effects of environmental chemicals on microorganisms. Degradation of environmental chemicals by soil microorganisms. — Europ. Environm. Res. Programme, 656—662.
- EICHHORN, O. (1981): Zoologische Aspekte zum Tannensterben. — Forstw. Cbl. 100, (3—4) 270—274).
- ELLENBERG, H. (1978): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer Sicht. — 2. Aufl. — Stuttgart (E. Ulmer).
- ELLENBERG, H., SCHAUERMANN, J. ULRICH, B. et al. (1979): Ökosystemforschung im Solling — eine knappe Synthese 1979. — Göttingen.
- EPA (Environmental Protection Agency) (1978): Air quality criteria for ozone and other photochemical oxidants. — Vols. I and II. — Special series. — Office of research and development, U. S. Environmental Protection Agency, Washington, D. C. 20460.
- ESTERBAUER, H. (1976): Biochemischer Wirkungsmechanismus von Abgasen. — Umschau 76, 349—350.
- EVERS, F. H. (1981): Ergebnisse ernährungkundlicher Erhebungen zur Tannenerkrankung in Baden-Württemberg. — Forstw. Cbl. 100 (3—4), 253—265.
- FLÜHLER, H., BOSSHARD, W. (1982): Waldschäden und Immissionsbelastungen im Walliser Rhonetal. — Neue Züricher Zeitung, 16. 6. 1982, Fernausgabe Nr. 135, 33—34.
- FORSTWISSENSCHAFTLICHES CENTRAL-BLATT, 100, 1981, (3—4). — Hamburg, Berlin (P. Parey).
- FRÄNZLE, O., KILLISCH, W. F. (1980): Aufschlüsselung des Informationsgehaltes umweltrelevanter, flächenbezogener Strukturdaten. — Berlin (Umweltbundesamt). — Forschungsbericht 10 1040 35 des BMI.
- GEHRMANN, J., ULRICH, B. (1982): Der Einfluß des Sauren Niederschlages auf die Naturverjüngung der Buche. — Sonderheft d. Mitteilungen d. Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung Nordrhein-Westfalen (Recklinghausen), 32—42.
- GOODLAND, R. (1971): Oligotrofismo e aluminio no cerrado. — 3. Simp. sobre o cerrado, Sao Paulo, 44—60.
- GUDERIAN, R., VAN HAUT, H., STRATMANN, H. (1969): Experimentelle Untersuchungen über pflanzenschädigende Fluorwasserstoffkonzentrationen. — Köln, Opladen. — Forschungsberichte d. Landes NW Nr. 2017.
- GUDERIAN, R., STRATMANN, H. (1962): Freilandversuche zur Ermittlung von Schwefeldioxidwirkungen auf die Vegetation. — I. Teil. — Köln, Opladen (Westdeutscher Verlag). — Forschungsberichte d. Landes NW Nr. 1118.
- GUDERIAN, R., STRATMANN, H. (1968): Freilandversuche zur Ermittlung von Schwefeldioxidwirkungen auf die Vegetation. — III. Teil. — Köln und Opladen (Westdeutscher Verlag). — Forschungsberichte d. Landes NW Nr. 1920.
- GUDERIAN, R., KRAUSE, G. H. M., KAISER, H. (1977): Untersuchungen zur Kombinationswirkung von Schwefeldioxid und schwermetallhaltigen Stäuben auf Pflanzen. — Schriftenreihe d. Landesanstalt f. Immissionsschutz d. Landes NW, Heft 40, 23—30.
- GVST (Gesamtverband des Deutschen Steinkohlenbergbaus) (1982): Saurer Regen und Forstschäden. — Eine Dokumentation. — 2 Teile.
- HITSCHHOLD (1934): Das Fichtensterben in Ostpreußen. — Der Deutsche Forstwirt 16 (79), 845—847 und 16 (80), 853—858.
- HÖFKEN, K.-D. GEORGII, H.-W., GRAVENHORST, G. (1981): Untersuchungen über die Deposition atmosphärischer Spurenstoffe an Buchen- und Fichtenwald. — Ber. d. Instituts f. Meteorologie u. Geophysik d. Universität Frankfurt/M. — Nr. 46.
- HÜTTERMANN A. (1982): Frühdiagnose von Immissionsschäden im Wurzelbereich von Waldbäumen. — Sonderheft d. Mitteilungen d. Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung u. Forstplanung Nordrhein-Westfalen/Recklinghausen), 26—31.
- IUFRO-Fachgruppe Luftverunreinigung (1979): Resolution über maximale Immissionswerte zum Schutze der Wälder, Ljubljana 1978. — IUFRO-News 25, (3/1979).
- KELLER, T. (1981): Folgen einer winterlichen SO₂-Belastung für die Fichte. — Gartenbauwissenschaft, 46 (4), 170—178.
- KENNEWEG, H. (1983): Leserzuschrift in der Süddeutschen Zeitung vom 12. 2. 1983.
- KNABE, W. (1982): Immissionsökologische Waldzustandserfassung, in: Immissionsbelastungen von Waldökosystemen. — Sonderheft d. Mitteilungen d. Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung u. Forstplanung Nordrhein-Westfalen (Recklinghausen), 43—57.
- KNABE, W., BRANDT, S., VAN HAUT, H., BRANDT, J. (1973): Nachweis photochemischer Luftverunreinigungen durch biologische Indikatoren in der Bundesrepublik Deutschland. — Proc. 3rd Int. Clean Air Congr., Düsseldorf 1973, A 110—A 114.
- LEIBUNDGUT, H. (1974): Zum Problem des Tannensterbens. — Schweizerische Zeitschrift f. Forstwesen 7, 476—484.
- LEININGEN, W., Graf zu (1924): Über das Tannensterben im Wienerwalde. — Forstw. Cbl. 46, 173—183.

- LÖLF (1982): Immissionsbelastung von Waldökosystemen. — Sonderheft d. Mitteilungen der Landesanstalt f. Ökologie, Landschaftsentwicklung u. Forstplanung Nordrhein-Westfalen (Recklinghausen).
- MALKOMES, H. P. (1981): Einfluß von Pflanzenschutzmitteln auf Bodenorganismen. — Ber. Landw. Sonderh. 197, 83—89.
- MEYER, H. (1957): Beitrag zur Frage der Rückgängigkeiterscheinungen der Weißtanne (*Abies alba* Mill.) am Nordrand ihres Naturareals. — Arch. Forstwesen 6, 719—787.
- MÜCKE, W., STRAUSS, R. (1982): Das Baumsterben in Bayern, eine Aufgabe der Wirkungsforschung u. des Technischen Umweltschutzes. — Amtsblatt des Bayerischen Staatsmin. für Landesentwicklung u. Umweltfragen 12 (8), vom 10. 12. 1982.
- MÜLDER, D. (1934): Erfahrungen über das Fichtensterben in einem ostpreußischen Revier. — Der Deutsche Forstbeamte, Berlin, 2, 736—737.
- MÜLLER, B. (1921): Das Tannensterben im Frankenwalde. — Forstw. Cbl. 43, 121—130.
- NĚMEC, A. (1940): Über Ernährungsstörungen eines absterbenden Tannenbestandes. — Forstw. Cbl. 62, 213—221, 245—253.
- NYBORG, M., PARKER, R. W., HODGINS, L. W., LAVERTY, D. H., TAKYI, S. (1980): Soil acidification by SO₂ emissions in Alberta Canada. in: D. Drablos and A. Tollan (Eds.): Ecological impact of acid precipitation, SNSF-project, 180—181.
- OGNER, G., TEIGEN, O. (1986): Effects acid irrigation at different temperatures on seven clones of Norway spruce. — Reports of the Norwegian Forest Research Institut. — Meddr. Norsk inst. skogforsk. 36.3, 1—28.
- OVERREIN, L. N., SEIP, H. M., TOLLAN, A. (1980): Acid precipitation — effects on forest and fish. — Final report of the SNSF-project 1972—1980. — Oslo.
- PACKHAM, J. R., HARDING, D. J. L. (1982): Ecology of woodland processes. — London (Arnold).
- PARMETER, J. R. Jr., MILLER, P. R. (1968): Studies relating to the cause of decline and death of Ponderosa pine in southern California. — Plant Dis. Rep. 52, 707—711.
- POSTHUMUS, A. C. (1977): Experimentelle Untersuchungen der Wirkung von Ozon und Peroxyacetylnitrat (PAN) auf Pflanzen. — VDI-Berichte 270, 153—161.
- PRINZ, B. (1982): Wirkungen von Luftverunreinigungen auf Pflanzen und Möglichkeiten zum verbesserten Schutz der Vegetation in der Bundesrepublik Deutschland, in: Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (Hrsg.): Materialien zu Energie und Umwelt, 101—214.
- PRINZ, B., KRAUSE, G. H. M., STRATMANN, H. (1982): Waldschäden in der Bundesrepublik Deutschland. — LIS-Berichte Nr. 28. — Landesanstalt f. Immissionsschutz d. Landes Nordrhein-Westfalen, Essen.
- Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (1978): Umweltgutachten 1978. — Stuttgart, Mainz (Kohlhammer)
- REHBOCK, N. (1982): Der Stand der Luftschadstoff-Problematik in der Forstwirtschaft. — Allgem. Forst Zeitschr. 39, 1179—1189.
- REHFUESS, K. E. (1981 a): Über die Wirkungen der sauren Niederschläge in Waldökosystemen. — Forstw. Cbl. 100 (6), 363—381.
- REHFUESS, K. E. (1981 b): Waldböden — Entwicklung, Eigenschaften und Nutzung. — Hamburg, Berlin (P. Parey). — Pareys Studentexte 29.
- REHFUESS, K. E. (1983): Eine Arbeitshypothese über die Fichtenerkrankung in den Hochlagen des Bayerischen Waldes. — Symposium „Saurer Regen — Waldschäden“, Forschungsansätze u. -schwerpunkte, Jülich, 27.—28. Jan. 1983.
- REHFUESS, K.E., BOSCH, C., PFANNKUCH, E. (1982): Nutrient imbalances in coniferous stands in southern Germany. — Paper pres. at the Intern. Workshop on Growth Disturbances of Forest Trees J.U.F.R.O./F.F.R.J. — Jyväskylä/Finland, 1982, Oct. 10—13.
- ROLL-HANSEN, F., ROLL-HANSEN, H. (1981): Root wound infection of *Picea abies* at three localities in southern Norway. — Reports of the Norwegian Forest Research Institut. — Meddr. Norsk inst. skogforsk. 36.4, 1—18.
- RUŽICKA, J. (1937): Die Tanne stirbt aus, wo sie in strengen Wintern anfriert. — Sudetendeutsche Forst- und Jagdzeitung, Bodenbach/E. 37, 27—29, 37—39.
- SCHIEFFER, F., SCHACHTSCHABEL, P. (1982): Lehrbuch der Bodenkunde. — 11. Aufl. — Stuttgart (F. Enke).
- SCHIEDTER, F. (1919): Das Tannensterben im Frankenwalde. — Naturwiss. Zeitschr. f. Forst- u. Landw. 17, 69—90.
- SCHÖNBORN, A. von, WEBER, E. (1981): Untersuchungen über die Immissionsbelastung von Tannen- und Fichtennadeln im Bereich des Bayerischen Waldes. — Forstw. Cbl. 100, (3—4), 265—270.
- SCHÜTT, P. (1977): Das Tannensterben. Der Stand unseres Wissens über eine aktuelle und gefährliche Komplexkrankheit der Weißtanne (*Abies alba* Mill.). — Forstw. Cbl. 96, 177—186.
- SCHÜTT, P. (1981): Die Verteilung des Tannenaßkerns in Stamm und Wurzel. — Forstw. Cbl. 100 (3—4), 174—179.
- SEITSCHEK, O. (1981): Verbreitung und Bedeutung der Tannenerkrankung in Bayern. — Forstwiss. Cbl. 100, 138—148.
- SMITH, W. H. (1981): Air pollution and forests. Interactions between air contaminants and forest ecosystems. — New York, Heidelberg, Berlin (Springer)

- ger). — Springer series on environmental management. —
- SNSF (-PROJECT) (1980): Ecological impact of acid precipitation. — Proceedings of an international conference. — Sandefjord. — (D. Drablos and A. Tollan, eds).
- STÖCKHARDT, J. A. (1850): Über die Einwirkung des Rauches von Silberhütten auf die benachbarte Vegetation. — *Polyt. Centr. Bl.* 16 (5), 257—278.
- STRATMANN, H. (1963): Freilandversuche zur Ermittlung von Schwefeldioxidwirkungen auf die Vegetation. — II. Teil. — Forschungsberichte d. Landes NW Nr. 1184. — Köln, Opladen (Westdeutscher Verlag).
- STRAYER, R. F., ALEXANDER, M. (1981): Effects of simulated acid rain on glucose mineralization and some physicochemical properties of forest soils. — *J. Environm. Qual.* 10, 460—464.
- TINGEY, D. T., WILLOUR, R. G., STANDLEY, C. (1976): The effect of chronic ozone exposures on the metabolite content of *Ponderosa* pine seedlings. — *Forest science* 22, 234—241.
- TRAUTMANN, W., KRAUSE, A., WOLFF-STRAUB, R. (1970): Veränderungen der Bodenvegetation in Kiefernforsten als Folge industrieller Luftverunreinigungen im Raum Mannheim — Ludwigshafen. — *Schriftenreihe f. Vegetationskunde* 5, 193—207.
- UBA (Umweltbundesamt) (1977): Materialien zum Immissionsschutzbericht 1977 der Bundesregierung an den Deutschen Bundestag. — Berlin (E. Schmidt).
- UBA (Umweltbundesamt) (1978): Medizinische, biologische und ökologische Grundlagen zur Bewertung schädlicher Luftverunreinigungen. — Sachverständigenanhörung, Berlin. — UBA im Auftrag des BMI.
- UBA (Umweltbundesamt) (1981): Luftreinhalteung 81. Entwicklung — Stand — Tendenzen. — Materialien zum Zweiten Immissionsschutzbericht der Bundesregierung an den Deutschen Bundestag. — Berlin (E. Schmidt).
- ULRICH, B. (1980): Die Wälder in Mitteleuropa. Meßergebnisse ihrer Umweltbelastung, Theorie ihrer Gefährdung, Prognose ihrer Entwicklung. — *Allg. Forstzeitschr.* (36), 1198—1202.
- ULRICH, B. (1981 a): Bodenchemische und Umwelt-Aspekte der Stabilität von Waldökosystemen, in: *Der Wald als Rohstoffquelle.* — *Schriften a. d. Forstl. Fakultät d. Univ. Göttingen u. d. Niedersächs. Forstl. Versuchsanstalt* 69, 19—29. — Frankfurt/M. (J. D. Sauerländer).
- ULRICH, B. (1981 b): Eine ökosystemare Hypothese über die Ursachen des Tannensterbens (*Abies alba* Mill.). — *Forstw. Cbl.* 100 (3—4), 228—236.
- ULRICH, B. (1981 c): Destabilisierung von Waldökosystemen durch Akkumulation von Luftverunreinigungen. — *Forst- und Holzwirt* 36, 525—532.
- ULRICH, B. (1982): Gefahren für das Waldökosystem durch Saure Niederschläge. — Sonderheft d. *Mitteilungen d. Landesanstalt f. Ökologie, Landschaftsentwicklung u. Forstplanung Nordrhein-Westfalen (Recklinghausen)*, 9—25.
- ULRICH, B., MAYER, R., KHANNA, P. K. (1979): Deposition von Luftverunreinigungen und ihre Auswirkung in Waldökosystemen im Solling. — *Schriften a. d. Forstl. Fakultät d. Univ. Göttingen u. d. Nieders. Forstl. Versuchsanstalt.* — Frankfurt/M. (J. D. Sauerländer).
- ULRICH, B., PANKRATH, J. (Eds.) (1983): Effects of Accumulation of Air Pollutants in Forest Eco Systems. *Proc. of a Workshop, Göttingen, 1982, May 16—18.* — Dordrecht, Holl. (D. Reidel Publ).
- VAN HAUT, H., PRINZ, B., HÖCKEL, F. E. (1979): Ermittlung der relativen Phytotoxizität von Luftverunreinigungen im LIS-Kurzzeitest — Verschiedene organische Komponenten und Ammoniak. — *Schriftenreihe d. Landesanstalt f. Immissionsschutz d. Landes NW, Heft* 49, 29—65.
- VDI-RICHTLINIEN (1978): Maximale Immissionswerte zum Schutze der Vegetation. — *VDI-Handbuch Reinhaltung der Luft: VDI 2310, Blatt 2, Entwurf: Maximale Immissionswerte für Schwefeldioxid. VDI 2310, Blatt 3, Entwurf: Maximale Immissionswerte für Fluorwasserstoff. VDI 2310, Blatt 4, Entwurf: Maximale Immissionswerte für Chlorwasserstoff. VDI 2310, Blatt 5, Entwurf: Maximale Immissionswerte für Stickstoffdioxid.*
- WACHTER, A. (1978): Deutschsprachige Literatur zum Weißtannensterben (1830—1978). — *Z. Pfl.-Krankh. u. Pfl.-Schutz* 85, 361—381.
- WAGNER, F. (1981): Ausmaß und Verlauf des Tannensterbens in Ostbayern von 1975 bis 1980. — *Forstw. Cbl.* 100, (3—4), 148—160.
- WENTZEL, K. F. (1982): Ursachen des Waldsterbens in Mitteleuropa. — *Allg. Forstzeitschr.* (45), 1365—1368.
- WITTMANN, O., FETZER, K. D. (1982): Aktuelle Bodenversauerung in Bayern. — Bayer. Geol. Landesamt München. — Bayer. Staatsministerium für Landesentwicklung u. Umweltfragen (Hrsg.). — *Materialien* 20.
- WODZINSKI, R. S., LABEDA, D. P., ALEXANDER, M. (1978): Effects of low concentrations of bisulfite — sulfite and nitrite on microorganisms. — *Appl. Environm. Microbiol.*, 35, 718—723.
- ZECH, W., POPP, E. (1983): Magnesiummangel, einer der Gründe für das Fichten- u. Tannensterben in Nordostbayern. — *Forstwiss. Cbl.* 102 (i. Dr.).
- ZÖTTL, H. (1983): Nadelanalytische Befunde zur Fichtenerkrankung in den Hochlagen des Südschwarzwaldes. — *Symposium „Saurer Regen — Waldschäden“*, Forschungsansätze u. -schwerpunkte, Jülich, 27.—28. Jan. 1983.

Literatur zu Kapitel 5

MANTEL, W. (1961): Wald und Forst. — Reinbek bei Hamburg (Rowohlt) — Rowohlts deutsche Enzyklopädie.

Literatur zu Kapitel 6

FELDHAUS, G. (1981): Zum Inhalt und zur Anwendung des Standes der Technik im Immissionschutzrecht. — DVBL, (4) S. 165.

FORCK, B. (1981): Stand der Rauchgasentschwefelung — Trend der Entwicklung, in: VGB (Hrsg.): Kraftwerk und Umwelt 1981, 75ff. — Essen.

GARNREITER, F., JOCHEM, E., LEGLER, H., MAUSBART, W. (1982): Zur internationalen Wettbewerbsfähigkeit energieintensiver Industriezweige in der Bundesrepublik Deutschland, Forschungsbericht des Fraunhofer-Instituts für Systematik und Innovationsforschung (ISI). — Karlsruhe.

HOPPE, W. (1977): Wirtschaftliche Vertretbarkeit im Rahmen des BImSchG. — Schriftenreihe des Bundesministers des Innern. 8. — 2. Aufl.

HOPPE, W. (1983): Zum Begriff der „wirtschaftlichen Vertretbarkeit“ im Umweltschutzrecht. — DVBL, (1), S. 20.

KNOEPFEL, P., WEIDNER, H. (1980): Handbuch der SO₂-Luftreinhaltepolitik. Teil I. — Berlin (E. Schmidt).

LANGHOFF, J., KRISCHKE, H. G. (1981): Die Wirbelschichtanlagen Fliegern und König Ludwig der RAG; Aufbau und Betriebserfahrungen. — Düsseldorf (VDI-Verlag). — VDI-Berichte 423, 201—204 a.

LEGLER, H. (1982): Internationale Wettbewerbsfähigkeit stromintensiver Industriezweige. — Wirtschaftsdienst 62 (11), 554—559.

Minister für Wirtschaft, Mittelstand und Verkehr des Landes Nordrhein-Westfalen (1982): Energiepolitik in Nordrhein-Westfalen. Energiebericht 1982. — Düsseldorf.

MÜNZER, H. (1979): Schwefelbindung an Kalk in Wirbelschichtfeuerungen. — Düsseldorf (VDI-Verlag). — VDI-Berichte 346, 319—322.

PATZAK, R., SCHÖLER, U. (1980): Umweltschutzinvestitionen in der Energiewirtschaft und deren gesamtwirtschaftliche Auswirkungen. — Zeitschrift für Energiewirtschaft (4), 95—107.

PETERSEN, H. (1981): Immissionen durch Abgase großer Steinkohlenkraftwerke und Maßnahmen zu ihrer Minderung bei Altanlagen, in: VGB (Hrsg.): Kraftwerk und Umwelt 1981, 59—65. — Essen.

Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (1981): Energie und Umwelt. — Stuttgart, Mainz (Kohlhammer).

Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (1978): Umweltgutachten 1978. — Stuttgart, Mainz (Kohlhammer), Tz. 1770 ff.

RENTZ, O. (1976): Kosten der Entschwefelung. — Düsseldorf (VDI-Verlag). — VDI-Berichte, Nr. 267, 149—161.

RENTZ, O. (1979): Techno-Ökonomie betrieblicher Emissionsminderungsmaßnahmen. — Berlin (E. Schmidt).

RENTZ, O., HANICKE, Th., HEMPELMANN, R. (1981): Einbeziehung der Umweltbelastung in Energiemodelle vom Message-Typ. — Projektgruppe Techno-Ökonomie und Umweltschutz, Universität (TH) Karlsruhe. — Forschungsvorhaben mit finanzieller Förderung der Stiftung Volkswagenwerk.

Sachverständigenrat zur Begutachtung der gesamtwirtschaftlichen Entwicklung (1982): Gegen Pessimismus — Jahresgutachten 1982/83. — Stuttgart, Mainz (Kohlhammer), Tz. 265 ff.

SCHILLING, H. D. (1983): Die Wirbelschicht in der Feuerungstechnik — Stand und Aussichten. — Chem.-Ing.-Techn. 55, 185—194.

SCHMIDT, R.-B. (1982): Wirtschaftswissenschaftliche Aspekte des Begriffs „wirtschaftliche Vertretbarkeit“ nach dem Bundesimmissionsschutzgesetz. — Berlin (UBA). — UBA: Berichte. 4/82.

SENDER, H. (1983): Wer gefährdet wen: Eigentum und Bestandsschutz den Umweltschutz — oder umgekehrt?, in: Gesellschaft für Umweltrecht (Hrsg.): Dokumentation zur 6. wissenschaftl. Fachtagung, Berlin, 5./6. 11. 1982. — Berlin (E. Schmidt), 96—99.

SOELL, H. (1980): Der Grundsatz der wirtschaftlichen Vertretbarkeit im BImSchG. — Tübingen. — Recht und Staat in Geschichte und Gegenwart. 496/497.

UBA (Umweltbundesamt) (1980): Luftverschmutzung durch Schwefeldioxid — Ursachen, Wirkungen, Minderung. — Berlin. — Texte.

UBA (1982 a): Luftreinhalte '81, Entwicklung — Stand — Tendenzen. — Berlin (E. Schmidt).

UBA (1982 b): Zur Wirtschaftlichkeit der Abgasentschwefelung — Maßnahmen, Kosten, Erfolge. — Vortrag von B. Schärer und N. Haug zum Internationalen Symposium on the Economic Aspects of Coal Pollution Abatement Technologies der OECD in Petten, Mai 1982. — Manuskript.

U.S. Environmental Protection Agency (1982): Emission Trading Policy Statement; General Principles for Creation, Banking, and Use of Emission Reduction Credits. — Washington, D. C. — Federal Register, 47, (67), April 7, S. 15076—15086.

U.S. General Accounting Office (1982): A Market Approach to Air Pollution Control Could Reduce Compliance Costs Without Jeopardizing Clean Air Goals. — Washington D. C. — Reports by the U.S. General Accounting Office, PAD-82-15.

WILD, H. W. (1982): Entwicklung eines Baustoffs aus Alpha-Halbhydrat für den Bergbau. — Kurzreferat, gehalten bei der Sitzung des Steinkohlenbergbau-Vereins, Fachausschuß Vergasung und Verflüssigung 29. 11. 1982.

ZECH, W. (1983): Kann Magnesium immissionsgeschädigte Tannen retten? — Allg. Forst-Zeitschrift 38, 237.

ZIMMERMANN, H. (1982): Ökonomische Anreizinstrumente in einer auflagenorientierten Umweltpolitik. Notwendigkeit, Möglichkeiten und Grenzen am Beispiel der amerikanischen Luftreinhaltepolitik. Bericht an den Rat von Sachverständigen für Umweltfragen. — Stuttgart (Kohlhammer), in Vorbereitung.