

Aus dem Institut für Geographie und Geoökologie
 der Akademie der Wissenschaften der DDR
 Bereich Ökologisch-ökonomische Systeme
 (Leiter des Bereichs: Prof. Dr. sc. H. Kroske)

Physiologische und ökologische Betrachtungen zur Wirkung von Immissionen auf Wälder

Von Horst Paucke und Ekkehart Lux
 Mit 4 Abbildungen und 13 Tabellen
 (Eingegangen am 17. Juli 1980)

1. Einleitung

Gegenwärtig existieren nach einschlägigen Schätzungen etwa zwei Millionen chemische Verbindungen, die jährlich um etwa 250 000 erweitert werden. Davon gelangen rund 300 neue Verbindungen jährlich kontrolliert oder unkontrolliert in die natürliche Umwelt (Henschler 1973). In nennenswerter Menge werden zur Zeit mehr als 150 luftbelastende Substanzen emittiert (Däßler 1976). Hauptschadstoff ist das Schwefeldioxid (SO_2), das in allen Industriestaaten der Erde mehr oder minder stark anfällt. So erreichte die SO_2 -Emission des Industriegebietes Bitterfeld-Wolfen 1972 ihren Höhepunkt und weist seitdem infolge lufthygienischer Sanierungsmaßnahmen eine fallende Tendenz auf, die aber wahrscheinlich ab 1985 einen vorläufigen Abschluß findet (Paucke, Möller und Lux 1976, Paucke, Möller und Lux 1979). Infolge der Emissionen kommt es in der Dübener Heide zu Schwefelablagerungen (Tab. 1) (Möller

Tabelle 1. Schwefelablagerung in der Dübener Heide in kg Schwefel/ha · Jahr (Konzentration in $\mu\text{g}/\text{m}^3$) nach Möller (1979)

Schwefelform	Schadzone		
	1	2	3
SO_2^-	80	60	40
SO_4^{--}	26	20	13
$A_T (\text{SO}_2)$	505	380	253
$A_T (\text{SO}_4^{--})$	8	6	4
$A_N (\text{SO}_2)^1$	76	57	38
$A_N (\text{SO}_4^{--})$	25	19	12
SaA (SO_4^{--})	109	82	54

A_T = Trockenablagerung (Absorption durch die Erdoberfläche)

A_N = Nafablagerung (Ausregnen und Auswaschen durch atmosphärische Niederschläge)

¹ Ausgewaschenes SO_2 wird im Regenwasser schnell oxydiert, so daß als Eintrag in die Biosphäre SO_4^{--} vorliegt.

1979), die sich auf das gesamte Waldökosystem direkt und/oder indirekt nachteilig auswirken („saubere“ Luft enthält etwa $0,1 \mu\text{g SO}_2/\text{m}^3$). Um diese Auswirkungen im wesentlichen zu erfassen, konzentrierten sich die Untersuchungen in der Vergangenheit folgerichtig auf eine Vielzahl wichtiger Detailfragen, was auch in der Literatur seinen deutlichen Niederschlag fand und noch findet.

Im folgenden soll versucht werden, die Fülle vorhandener Einzelaussagen zu einer Gesamtaussage über die SO_2 - und Kalkstaub-Wirkung auf Waldbestände zu verdichten, um allmählich zu einem einigermaßen verlässlichen Bild zu gelangen, das gewisse Vorstellungen über die Komplexität der Ursache-Wirkungs-Beziehungen vermittelt. Derartige Kenntnisse werden immer notwendiger, weil sie eine wesentliche Voraussetzung vor allem dafür bilden, die künftige Entwicklung von Waldökosystemen unter dem Einfluß von Schadstoffen sicherer zu beurteilen.

In der vorliegenden Arbeit wird zunächst ein kurzer Überblick über wesentliche ökophysiologische Erkenntnisse zur SO_2 -Problematik gegeben. Darauf aufbauend wird der Versuch unternommen, den kausalen Zusammenhang zwischen uns wichtig erscheinenden ökologischen Teilprozessen herzustellen, wobei die genaueren Kenntnisse über die vielfältigen Prozesse aus dem Waldgebiet Dübener Heide gewonnen werden.

2. SO_2 -Absorption

Das durch industrielle Prozesse in die Atmosphäre emittierte Schwefeldioxid kommt als SO_2 oder nach weiterer Oxydation als Sulfat (SO_4^{2-}) zur Ablagerung. Dabei wird zwischen Trockenablagerung (Absorption durch Erdoberfläche bzw. Pflanzendecke) und Naßablagerung (Ausregnen und Auswaschen durch atmosphärische Niederschläge) unterschieden. Nach Möller (1979) überwiegt die Trockenablagerung mit einem Anteil von 45 % an der Gesamtablagerung (SO_2 -Naßablagerung 12 %). 43 % des emittierten SO_2 werden in der Atmosphäre oxydiert, insgesamt werden 55 % als Sulfat abgelagert.

Die Trockenablagerungsgeschwindigkeit variiert je nach Art der Oberfläche (Wasser, Schnee, Boden, Vegetation) und liegt für Gras im Bereich von $0,5$ bis $1,0 \text{ cm s}^{-1}$ (Garland, Clough und Fowler 1973, Garland, Atkins, Readings und Canghey 1974, Garland 1978, Owers und Powell 1974, Shepherd 1974, Whelpdale und Shaw 1974, Shreffler 1978). Für Wald geben Petit, Trinite und Valentin (1976) eine auffallend hohe Ablagerungsgeschwindigkeit von $1,8$ bis $3,7 \text{ cm s}^{-1}$ an, und Garland sowie Branson (1977) berechneten für trockenen Kiefernwald $1,5$ bis $5,0 \text{ cm s}^{-1}$, für nassen Wald sogar 1 bis 30 cm s^{-1} .

Diese Werte sind nicht nur auf den spezifischen Oberflächenwiderstand des jeweiligen Materials zurückzuführen, sondern werden weitgehend durch solche Faktoren wie Luftfeuchtigkeit, Feuchtigkeit der Oberflächen, Windgeschwindigkeit, Temperatur, Belaubungszustand, Vitalität und Alter der Vegetation und nicht zuletzt durch die SO_2 -Konzentration in der Atmosphäre selbst bestimmt. Weiter ist das Verhältnis Blattfläche-Bodenoberfläche (Blattflächenindex) (Tab. 2) für die Menge des abgelagerten bzw. absorbierten SO_2 von Bedeutung.

Eine besondere funktionelle Rolle für Ablagerungsprozesse, vor allem aber für die Absorption des SO_2 , spielt die Stomata-Aktivität in Abhängigkeit von den obengenannten Faktoren, die zusätzlich fast ausnahmslos circadianen und annualen Schwankungen unterliegen. So wurde die Geschwindigkeit der Trockenablagerung über Gras im Sommer mit $0,8 \text{ cm s}^{-1}$ und im Herbst mit $0,3 \text{ cm s}^{-1}$ bestimmt (Shepherd 1974). Die Vielfalt der auf das Ablagerungsgeschehen einwirkenden Variablen und deren eng vermaschtes Wirkungsgefüge erschweren heute besonders prognostische Berechnungen zur quantitativen SO_2 -Belastung (Immissionsmenge) innerhalb eines bestimmten Gebietes und während eines bestimmten Zeitraumes.

Tabelle 2. Blattflächenindex einiger Rein- und Mischbestände (gekürzt nach Kreeb 1974)

Reinbestände	Index
Buchen	5,5
Birken	2,0
Fichten	13,1
Klee	5,4
Luzerne	5,3
Gerste	3,3
Mischbestände	
Eichen-Hainbuchenwälder (staudenreich)	8-9
Eichen-Birkenwälder (nährstoffarm)	4-6

Häufig ist mit einer feuchten Oberfläche der Vegetation zu rechnen, bedingt durch Regenfall oder Tau. Dieser Umstand begünstigt die Absorptionsrate in besonderem Maße, wengleich nach Brimblecombe (1978) mit einer schnellen Sättigung des Flüssigkeitsfilms auf der Blattoberfläche und Erreichen niedriger pH-Werte (unter 4) zu rechnen ist. Experimentelle Untersuchungen von Fowler und Unsworth (1974) zeigten jedoch, daß die Grenze der SO₂-Absorption erst nach neun Stunden erreicht wurde. Als Ursache hierfür wurde eine Erhöhung der Absorptionskapazität der feuchten Blattoberfläche durch alkalische Substanzen oder eine Pufferwirkung angesehen (Aufnahme aus der Luft oder von Bodenpartikeln, NH₃ durch Zerfall organischen Materials, Abgabe von Stoffen durch die Pflanze selbst). Nach Schätzungen von Garland und Branson (1977) dürfte die Absorptionsgeschwindigkeit im nassen Kiefernwald etwa um den Faktor 10 höher liegen als im trocknen. Unklar ist noch, inwieweit eine SO₂-Absorption durch die Blattepidermis hindurch stattfindet. Nach Caput und Belot (1978) kann epidermale Absorption bei hohen Konzentrationen und bei feuchter Oberfläche vorkommen. Im allgemeinen aber muß der epidermale Anteil an der SO₂-Gesamtabsorption des Blattes als gering eingeschätzt werden. Im Feuchtigkeitsfilm absorbiertes SO₂ wird überwiegend zu Sulfat oxidiert. Vom Regen abgospült, kann es zu stärkeren Ablagerungen in den Bereichen unterhalb der Kronenschicht kommen. So fand Wainwright (1978) in Bergahornbeständen (*Acer pseudoplatanus* L.) auf Blättern Sulfatkonzentrationen von 3,7 bis 4,8 mg/g, in der Bodenstreu jedoch 4,6 bis 6,4 mg/g. Mayer und Ulrich (1978) (Tab. 3) führten Ablagerungsmessungen über 6 Jahre in Buchen- und

Tabelle 3. Vergleiche der Schwefelniederschlagsmenge in kg s/ha (gekürzt nach Mayer und Ulrich 1978)

	Winter	Sommer
Unbewaldete Fläche	11,5	10,8
Buchenwald	25,6	25,2
Fichtenwald	46,9	38,2

Fichtenwäldern durch und erhielten Werte, die die Bedeutung solcher Faktoren wie Oberflächengestalt, Feuchte und Jahreszeit für Ablagerungsprozesse belegen. Deutlich kommen hier die höheren Ablagerungsmengen von Wald gegenüber unbewaldeter Fläche zum Ausdruck. Die im winterlichen Buchenwald fehlende Belaubung, die sonst

verstärkt als Absorptionsfläche wirkt, wird durch die höhere Oberflächenfeuchte im Winter ausgeglichen, so daß sich der Winter-Wert der abgelagerten Schwefelmenge vom Sommer-Wert kaum unterscheidet. Die Bedeutung der jahreszeitlich bedingten Unterschiede in der Oberflächenfeuchte für die absorbierte Gesamtmenge des Schwefels kommt am besten in der Differenz der Sommer- und Winter-Werte im Fichtenwald zum Ausdruck. Die in Tab. 3 angegebenen Werte sind außerdem im Zusammenhang mit dem hohen Blattflächenindex für Fichtenreinbestände zu sehen (vgl. Tab. 2), die insgesamt erst einen Eindruck von der SO_2 -Belastung der Fichtenbestände vermitteln.

Es wurde bereits auf die Rolle der stomatalen Aktivität für Menge und Geschwindigkeit des absorbierten SO_2 hingewiesen. Die entscheidende Größe ist hier die sogenannte SO_2 -Resistenz der Stomata, d. h. der Permeabilitätswiderstand gegenüber SO_2 . Caput und Belot (1978) setzten ein- und zweijährige Kiefernnadeln einer künstlichen SO_2 -Begasung von 1 bis 6 ppm über 30 min im 6-Stunden-Rhythmus aus und stellten fest, daß der Permeabilitätswiderstand der Stomata gegenüber SO_2 um etwa das 2,3-fache proportional höher liegt als der Widerstand gegenüber Wasserdampf. Das entspricht den Werten der molekularen Diffusionskoeffizienten von H_2O und SO_2 . Da sich im Ergebnis der Untersuchungen weiter herausstellte, daß sich die absorbierte SO_2 -Menge der Nadeln umgekehrt proportional zum Stomata-Widerstand verhielt, liegt die Vermutung nahe, daß der SO_2 -Transport in die Pflanze fast ausschließlich der molekularen Diffusion durch die Stomata zuzuschreiben ist.

Wesentlich für die SO_2 -Absorptionsrate sowie für den Umfang der Totalabsorption sind somit die Dauer der Exposition, die atmosphärische SO_2 -Konzentration und die Stomatapermeabilität. Unter Feldbedingungen dürfte die Absorptionsrate außerdem stark durch die jeweils herrschenden Umweltbedingungen am Standort sowie durch die spezifische Stomatapermeabilität der betroffenen Pflanzenart beeinflusst werden.

3. SO_2 -Transport

Pflanzen, die unter akuter oder chronischer SO_2 -Einwirkung stehen, fallen durch rotbraune bis gelbbraune, lokal begrenzte Nekroseflächen an ihren Blättern (bzw. Nadeln) auf. Sie finden sich meist an den Blattspitzen oder -rändern, aber auch im inneren Bereich der Blattspreite. Damit ergibt sich die Frage nach der Art und Weise des SO_2 -Transportes und der Verteilung von Schwefelkonzentrationen innerhalb des Blattes oder der gesamten Pflanze. Jäger (1976) stellte Untersuchungen zur quantitativen Schwefelverteilung in ein- und zweijährigen Fichtennadeln nach künstlicher SO_2 -Begasung an und fand zunächst eine grundsätzliche Anreicherung organischen und anorganischen Schwefels in der ganzen Nadel, wobei ein Vergleich beider Jahrgänge zeigte, daß junge Nadeljahrgänge mehr SO_2 absorbieren als ältere. Es stellte sich des weiteren heraus, daß die S-Anreicherung in den Spitzen deutlich über den in der Nadelbasis gefundenen Konzentrationen lag. Das würde die besonders für Koniferen typischen Spitzennekrosen im Bereich langandauernder, relativ niedriger SO_2 -Belastung erklären. Auch Kohout und Materna (1966) sowie Godzig (1972) konnten mit Hilfe radio-graphischer Methoden ($^{35}\text{SO}_2$ -Begasung) eine vermehrte Schwefelanreicherung an Nadelspitzen feststellen. Der als SO_2 aufgenommene Schwefel kann demnach innerhalb des Blattes transportiert werden. Den hier zugrunde liegenden Mechanismus erklärt sich Halbwachs (1963) mit einem Soggradienten, der, sonst für eine gleichmäßige Wasserverteilung im Blatt verantwortlich, vom Blattrand her nach innen zu abnimmt. Dabei wird eine Wanderung des Schwefels nicht von Zelle zu Zelle, sondern im Quellungs-wasser der Zellwände angenommen. Das würde bedeuten, daß SO_2 zusammen mit dem Transpirationsstrom zur Blatt- bzw. Nadelspitze verfrachtet würde und dort bei stärkerer Anreicherung aufgrund des bestehenden Konzentrationsgefälles zwischen den Interzellularen, Zellwand und Zellinnerem in die Zellen selbst eindringt und sich hier

direkt in die Stoffwechselprozesse einschalten kann (Abb. 1). Hohe Konzentrationen von SO_2 hingegen führen nach Guderian und van Haut (1970) schon im Bereich der Eintrittsstellen (Stomata) zum Absterben der benachbarten Zellbereiche und können somit eine mehr oder weniger gleichmäßig über die Nadel verteilte Nekrotisierung bewirken. Diese Interpretation wird durch die Ergebnisse experimenteller Untersuchungen von Weigel und Ziegler (1962) gestützt, die nach Begasung beträchtliche Schwefelanreicherungen in den Schließzellen der Stomata fanden.

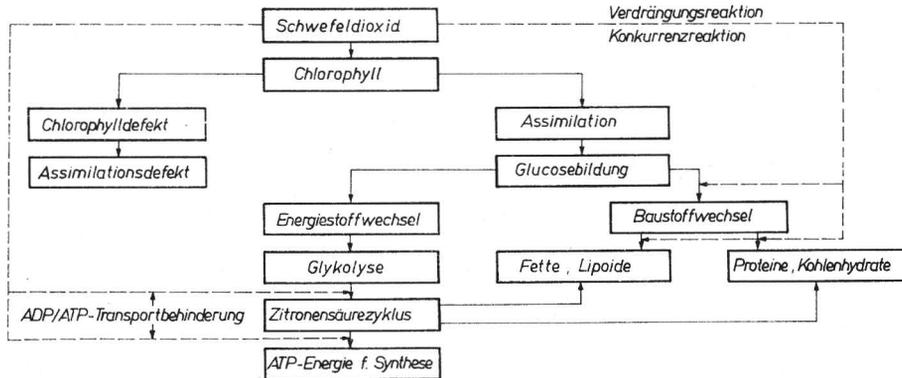


Abb. 1. Assimilationsdefekt durch SO_2 -Immissionen

Anhand partieller künstlicher Begasung mit radioaktiv markiertem SO_2 ($^{35}\text{SO}_2$) wies neben einer Reihe anderer Autoren Paul (1976) eine Umlagerung des Schwefels in Pflanzen nach. Der gleiche Autor stellte eine Translokation des atmosphärischen Schwefels innerhalb des Pflanzenorganismus experimentell fest und konnte eindeutig eine bevorzugte aufsteigende Translokation des atmosphärischen Schwefels zu den jungen, der Begasung nicht ausgesetzten Blättern hin nachweisen. Auch eine absteigende Translokation zu den Wurzeln konnte unter Verwendung von Radioisotopen belegt werden.

4. Schwefel-Metabolisierung

Wintergrüne Nadelwälder sind durch SO_2 -Immissionen besonders stark gefährdet, weil die Nadeln auch im Winter trotz Drosselung der Atmungstätigkeit SO_2 über die Spaltöffnungen aufnehmen. Die wesentlichsten Faktoren für die Immissionswirkung sind vor allem die Schadstoffkonzentration und deren Einwirkungsdauer. Außerdem spielen die Toxizität des Schadstoffes, die relative Rauchempfindlichkeit der Pflanzenart bzw. der Einzelpflanze, die entwicklungsphysiologische Phase der Pflanze zum Zeitpunkt der Schadstoffeinwirkung und die Prädisposition der Pflanze, die sich in ihrer Vitalität und im Ernährungszustand zeigt, eine große Rolle. Darüber hinaus tragen alle ökologischen Bedingungen, die eine Erweiterung der Spaltöffnungen fördern (Licht, Wärme, Luftfeuchtigkeit), dazu bei, daß sich die Schädwirkung von toxischen Stoffen verstärkt (Däfler 1976, Börtitz 1976, Paucke, Möller und Lux 1976).

Auf diese Beziehungen zwischen ökologischen und physiologischen Prozessen wies bereits Schröder (1872) hin. Er stellte fest, daß sich SO_2 an sonnigen Tagen schädigender auf Pflanzen auswirkt als in dunklen Nächten. Wislicenus (1898) erhärtete diese Feststellung durch gezielte Begasungsversuche und kam zum Ergebnis, daß die SO_2 -Empfindlichkeit der Fichte (*Picea abies* L.) ungefähr proportional zur Lichtintensität ist, und folgerte daraus, daß SO_2 ein spezifisches Assimilationsgift sein müsse, ein Gedanke,

den Stöckhardt (1850) aufgrund von Beobachtungen fast ein halbes Jahrhundert früher als erster geäußert hatte. Sorauer und Ramann (1899) wiesen nach, daß SO_2 Chlorophyll zerstört. Nachdem all diese Fakten für eine Beeinträchtigung der Photosynthese durch SO_2 vorlagen, gelang Wieler (1903) erstmals der experimentelle Nachweis, daß die CO_2 -Aufnahme von Fichte (*Picea abies* L.), Buche (*Fagus silvatica* L.) und Eiche (*Quercus petraea* MATT.) durch SO_2 gehemmt wird.

Obwohl der Chemismus der SO_2 -Wirkung in der Pflanzenzelle noch nicht bis in alle Einzelheiten bekannt ist, stimmen alle einschlägigen Untersuchungsergebnisse darin überein, daß SO_2 entsprechend seiner Konzentration auf den CO_2 -Stoffwechsel mehr oder minder stark einwirkt. Als Angriffspunkte in der Zelle werden in der Literatur vor allem das Protoplasma und die darin enthaltenen Chloroplasten diskutiert. Danach tritt SO_2 auf verschiedenen Wegen als Inhibitor in Erscheinung.

So sprechen nach Esterbauer (1976) viele Befunde dafür, daß SO_2 und andere phytotoxische Gase direkt oder indirekt in die SH- und SS-Gruppen (Sulfhydryl-Disulfidsystem) der Zelle eingreifen und damit essentielle Bestandteile von bestimmten Proteinen (Cystein, Glutamin, Methionin) und Proteiden (Coenzym A, Glutathion) beeinflussen. Offensichtlich handelt es sich hierbei um eine Sprengung der SH- bzw. SS-Bindungen und um eine Verdrängung der H-Ionen durch konkurrierende Inhibitor-Ionen, so daß das Gleichgewicht mit den entsprechenden oxydierten Formen (SS-Gruppen) in der Zelle nicht mehr aufrechterhalten werden kann. Die Folge ist eine Fehlsteuerung enzymatischer Prozesse, insbesondere eine Störung der CO_2 -Fixierung, Phosphorylierung, Membranaktivität sowie der Transpiration.

Jäger (1976 und 1977) konnte darüber hinaus nachweisen, daß SO_2 die Proteinsynthese einerseits hemmt und andererseits die Glutaminbildung und die Synthese anderer Aminosäuren der Glutamatfamilie fördert. Es wird vermutet, daß die Erhöhung gerade der Glutaminsäuren, die Bausteine des Glutathions und damit auch des Coenzym A sind, bestimmte Stoffwechselprozesse beschleunigen und so zu einer vorzeitigen Alterung der Pflanzen beitragen. Dafür spricht unter anderem, daß SO_2 -geschädigte Koniferen ihre Nadeln wesentlich früher abwerfen als gesunde Bäume (statt fünf oder sechs Nadeljahrgänge sind oft nur noch ein, zwei oder drei vorhanden). Wenn diese Annahme zutrifft, beruht zumindest ein Teil der phytotoxischen Wirkung des SO_2 auf der chronischen Erhöhung des Glutathionsspiegels. Aber auch Enzyme aus der Gruppe der Glucosidasen können durch SO_2 -Einwirkung in ihrer Aktivität beeinflusst werden und zu vorzeitigen Alterungs- und Nekrotisierungsprozessen führen (Matile 1973), wozu auch alle Prozesse zählen, die eine vermehrte Thyllenbildung induzieren (Keller 1974).

Zu den enzymatischen Prozessen, die durch SO_2 gehemmt werden, gehört auch die CO_2 -Fixierung. Sie erfolgt durch das Enzym Ribulose-1,5-diphosphat-Carboxylase. Wie Tanaka, Takanashi und Yatazawa (1974) nachweisen konnten, wird dieses Enzym bis zu 85 % kompetitiv gehemmt, indem SO_2 das CO_2 vom Enzym verdrängt. Seitdem Malhotra und Hocking (1976) den experimentellen Nachweis erbrachten, daß SO_2 die Adenosin-Tri-Phosphat (ATP)-Synthese blockiert, ist wahrscheinlich gemacht, daß auch die Phosphorylierung und damit Energieübertragung bei der Photosynthese gestört wird. Dadurch wird der Stoffaufbau wesentlich beeinträchtigt. Diese Beeinträchtigung der Photosynthese beginnt aber bereits bei der Photolyse, indem das Chlorophyll die Fähigkeit verliert, die Lichtquanten zu adsorbieren und dem Wasser die Elektronen zu entziehen, wodurch es nicht in H^+ - und OH^- -Ionen gespalten werden kann. Die Störungen lassen sich allem Anschein nach auf die Herauslösung des Magnesiumatoms aus dem Chlorophyll zurückführen (Jahnel 1954, Kuziel 1974, Crittenden und Read 1978), wobei Phaeophytin entsteht und sich in den Koniferennadeln anhäuft (Gowin und Goral

1977). Wie Untersuchungen von Malhotra (1977) ergaben, scheint Chlorophyll a gegenüber SO_2 sensibler zu reagieren als Chlorophyll b.

Hierzu sowie zum Einfluß phytotoxischer Stoffe auf Fermente gibt es allerdings noch viele Fragen, die erst erforscht werden müssen. Sicher ist, daß das SO_2 die Pflanzenbestandteile Protoplasma und Chlorophyll gleichzeitig angreift, wobei die Stärke der dort verursachten Schädigungen darüber entscheidet, ob es sich um chronische oder akute Effekte handelt. Daher macht es sich wahrscheinlich notwendig, die These zu überprüfen, wonach Chlorophylldefekte auf chronische und Protoplasmaeffekte auf akute Schädigungen zurückgehen. Es unterliegt wohl kaum einem Zweifel, daß es sich bei mikroskopischen Schädigungen um Primärschädigungen handelt, während die Lähmung der Spaltöffnungen, der Abbau des Chlorophylls, die Auflösung der Zellen und andere makroskopisch sichtbare Schäden erst sekundär entstehen und Spätfolgen darstellen.

Wenn mitunter festgestellt wird, daß die Beeinträchtigung der assimilatorischen Aktivität durch SO_2 in gewissen Grenzen reversibel sein kann (Vogl und Börtitz 1965), so sind damit sicherlich reversible Denaturierungserscheinungen gemeint, die dadurch charakterisiert sind, daß sich einerseits einzelne Peptide aus dem Polypeptid-Verband herauslösen und ersetzt werden können und daß andererseits die Proteine von ihrer Sphäroform in die Linearform übergehen und sich dann wiederum in ihre ursprüngliche Form verwandeln können. Bei geringen SO_2 -Konzentrationen treten ohnehin keine nachteiligen Wirkungen auf, weil dann das SO_2 in den Sulfatstoffwechsel der Pflanze einbezogen wird. Angaben über die Höhe solcher Konzentrationen können bis jetzt noch nicht mit Sicherheit gemacht werden. Der Minimalwert dürfte etwa bei $0,1 \mu\text{g SO}_2/\text{m}^3$ Luft liegen, bei einem Wert also, der für natürliche Verhältnisse der Atmosphäre charakteristisch ist. Derartige SO_2 -Konzentrationen sind nicht nur unwirksam, sondern sogar wachstumsfördernd, weil Sulfit als eine Art Katalysator den Elektronentransport in den Chloroplasten stimuliert. Außerdem ist die biologische Wirkung einer Substanz, wie dem SO_2 , von vielen anderen Umweltbedingungen abhängig, die nur in ihrer Ganzheit am biologischen Objekt erkennbar sind (Schlee 1979) und viele Variationsmöglichkeiten zulassen.

5. Morphologische Immissionswirkungen

Die ständigen mehr oder minder starken SO_2 -Einwirkungen auf Pflanzen führen zur Ausbildung makroskopisch sichtbarer Schadsymptome an Pflanzenteilen bzw. am Erscheinungsbild der Gesamtpflanze. SO_2 tritt unter natürlichen Bedingungen jedoch nicht immer allein auf, sondern in Gemisch mit anderen phytotoxischen Gasen, wodurch es zu additiven und kumulativen Wirkungen kommt. Aufgrund dessen ist es nicht möglich, allein aus den Symptomen an der Pflanze auf die Schadensursache zu schließen. Direkte Beziehungen dieser Art lassen sich nur über Begasungsversuche unter Laboratoriumsbedingungen herstellen. Sie geben Aufschluß über die im Freiland vorliegenden Verhältnisse. Viele Vergleiche zwischen Untersuchungen im Freiland und im Laboratorium zeigten, daß SO_2 -Schädigungen die Nadeln verkleinern und destrukturieren, den Nadelfall beschleunigen und damit die Nadelmasse vermindern, wodurch eine Auflichtung der Baumkrone eintritt. Die Schädigungen beginnen in der Regel im mittleren Kronenbereich und unterhalb der Spitzentriebe. Außerdem rufen sie an Pflanzen Nekrosen hervor, die an Interkostalfeldern, Blattspitzen und Blatträndern bevorzugt auftreten, sowie Chlorosen und auch Wachstumsanomalien (Däßler 1976).

Während die Nadelverfärbungen eindeutig auf Chlorophylldefekte zurückgeführt werden können, besteht über den Mechanismus, der den Nadeldestruktionen zugrunde liegt noch keine völlige Klarheit. Materna (1961) stellte fest, daß der Kationengehalt (Ca^{++} , K^+ , Mg^{++}) in den Nadeln nach SO_2 -Begasung fällt, und schlußfolgerte daraus,

daß dadurch die Hydratisierung in den Nadeln vermindert wird. Er vermutete, daß infolge der Dehydratisierungsprozesse die Nadeln gewissermaßen vertrocknen, was zwangsläufig mit einer Verengung des Nadelquerschnitts verbunden ist, die oftmals zu Deformationen der Nadeln führt. In der Tat nehmen die SO₂-geschädigten Nadeln einen mehr flachgedrückten Querschnitt an, während die ungeschädigten Nadeln dagegen einen quadratischen Querschnitt aufweisen. Träfe die Hypothese von Materna zu, so dürften auch die stofflichen Ursachen für die Beeinträchtigung der Regulationsfähigkeit der Stomata weitgehend erklärbar sein. Eine verstärkte Wachsausscheidung der Nadeln als Reaktion auf Immissionen findet nach Befunden von Schütt und Schuck (1972) nicht statt, so daß weder Struktur- noch Funktionsveränderungen der Nadeln auf Veränderungen der Wachsmenge zurückgeführt werden könnten. Des weiteren konnten Däßler (1963) sowie Schütt und Schuck (1972) nachweisen, daß auch die qualitative Zusammensetzung der Wachse von Koniferennadeln im wesentlichen unverändert bleibt. Auch im Terpenegehalt der Nadeln von gesunden und SO₂-geschädigten Bäumen ließen sich keine signifikanten Differenzen feststellen (Cobb, Zavarin und Bergot 1972).

Starke Veränderungen nach SO₂-Einwirkung zeigten sich in der Holzstruktur, vor allem in der Jahrringbreite und Gewebezusammensetzung (Höster 1977). So gelang es Liese, Schneider und Eckstein (1975) nachzuweisen, daß die Jahrringbreite und der Frühholzanteil bei Koniferen durch SO₂-Immissionen drastisch gesenkt werden können, während Parker, Bunce und Smith (1974) fanden, daß auch der Spätholzanteil abnimmt. Beide Feststellungen konnten durch Keller (1978) bestätigt werden. Damit sind auch die ursächlichen Zusammenhänge zwischen der Blockierung der CO₂-Aufnahme durch SO₂ und der Holzbildung, die von der Assimilation abhängt, verdeutlicht worden.

Wenn auch die Rinde der Nadelbäume keine gravierenden Veränderungen durch SO₂-Immissionen erfährt, so ist es zumindest für die Indikation von Luftverschmutzungen nicht ohne Bedeutung, daß die Rindenoberfläche nach Ermittlungen von Lötschert (1977) das ganze Jahr über Schwefel akkumuliert, wobei Grodzinska (1977) in stark belasteten Gebieten signifikante Unterschiede beim pH-Wert zwischen den äußeren (bis 3 mm Rindendicke) und inneren Rindenteilen fand. Sie stellte auch fest (1974), daß die Kiefernborke (zwischen pH 2 und 3) im Vergleich zur Borke von Laubbäumen (zwischen pH 3 und 5) anscheinend viel Schwefel akkumuliert. Diese Akkumulierung von SO₂ wurde von Lötschert (1977) dahingehend gedeutet, daß die Oberfläche der Borke wahrscheinlich eine katalytische Wirkung bei der Oxydation von SO₂ ausübt.

6. Funktionelle Immissionswirkungen

Wie Börtitz und Vogl (1967) nachweisen konnten, sinkt unmittelbar nach SO₂-Einwirkungen (10 Minuten, 10 bis 200 ppm) die Assimilation außerordentlich rasch ab, während die Transpiration zur gleichen Zeit zunächst einmal Höchstwerte erreicht. Erst nach letaler Zellschädigung fällt auch die Transpiration irreversibel ab. Alles in allem lassen sich drei Phasen der durch SO₂ induzierten Transpirationsänderungen feststellen, nämlich

- Stimulierung der Transpiration,
- Erhöhung der Wasserabgabe nach letaler Zellschädigung und
- Senkung der Wasserabgabe nach Zerstörung des osmotischen Potentials.

Worauf die temporäre Transpirationserhöhung in der Initialphase der SO₂-Einwirkung zurückzuführen ist, darüber können gegenwärtig nur Vermutungen angestellt werden. Offensichtlich handelt es sich um Stress-Reaktionen, wobei der pflanzliche Organismus versucht, die SO₂-Belastungen durch erhöhte Atmung, Nährstoff- und Wasserzufuhr auszugleichen. Dafür sprechen die Feststellungen von Henckel und Strogonov (1961), wonach die Transpirationsintensität durch Sulfate teilweise erhöht wird. Im Gegensatz

dazu steht die osmotische Wirkung von SO_2 -Ionen, die sich in Entladungseffekten äußert, wodurch das Protoplasma entquillt. Der Grund dafür dürfte im Ionenantagonismus zu suchen sein, der zwischen den Anionen (SO_4^{--}) und Kationen (Ca^{++} , K^+ , Mg^{++}) besteht. Mit der Entquellung des Zellplasmas geht dann auch die schon von Materna (1961) beobachtete Kationenableitung einher. Das führt letztlich zu einer Senkung des Turgors in den Zellen bis hin zu den Schließzellen, so daß Stomataverengungen und damit Transpirationsdepressionen eintreten. Darüber hinaus darf nicht übersehen werden, daß der anfänglich starke Transpirationssog zu Störungen im Wasseranschub führen kann, wofür Veränderungen der Kohäsions- (Zerreißen der Wassermolekel) oder Adhäsionsprozesse (Ablösen der Wassermolekel von den Gefäßen) verantwortlich gemacht werden könnten. Welche Prozesse im einzelnen stärker in den Vordergrund treten, hängt von vielen, jeweils konkret wirkenden Umweltfaktoren ab.

Messungen in der Dübener Heide (Lux 1965) ergaben jedoch keine eindeutigen Hinweise für Transpirationsverminderungen stärker geschädigter Kiefern gegenüber rauchhärteren Exemplaren bei SO_2 -Konzentrationen von 0,1 ppm und höher. Dennoch müssen auch hier Transpirationsdepressionen langfristig stattfinden, sonst dürften Vertrocknungsphänomene, die durch Deformationen des Nadelquerschnitts zum Ausdruck kommen, nicht auftreten. Außerdem deutet die Erschwerung der CO_2 -Assimilation auf eine Erhöhung des Transpirationswiderstandes hin. Wie unsere Analysen über den Zustand des Bodenwasserhaushalts ergaben, enthält der Boden selbst in größerer Tiefe genügend aufnehmbares Wasser, das auch von den Pflanzenwurzeln jederzeit erreichbar ist (Tab. 4). Ganz deutlich spiegelt sich diese Feststellung in den relativen Holzvorrats-

Tabelle 4. Gesamte Schadfläche (%) der Dübener Heide nach Schadzonen und Wasserhaushaltsstufen

Schadzone	Wasserhaushaltsstufe			Summe
	1	2	3	
I	1,18	32,48	0,25	33,91
II	1,98	25,40	0,05	27,43
III	1,36	37,19	0,11	38,66
Summe	4,52	95,07	0,41	100,00

werten der einzelnen Wasserhaushaltsstufen wider. Unsere Untersuchungen ließen des weiteren den Trend erkennen, daß die höchsten Holzvorratsleistungen auf unterdurchschnittlich mit Wasser versorgten Standorten erzielt werden, was als Zeichen für eine optimale Wasserversorgung der Bäume selbst in der Wasserhaushaltsstufe 3 gewertet werden muß. Eine mittlere und überdurchschnittliche Wasserversorgung der Standorte übt offensichtlich keine wachstumsfördernde Wirkung auf die Wälder aus. Wie die Holzvorratsabsenkungen von der Wasserhaushaltsstufe 3 zur Wasserhaushaltsstufe 1 beweist (Tab. 5), scheint eher das Gegenteil der Fall zu sein. Des weiteren lassen sich eindeutige Aussagen über die Beziehungen zwischen Wasserhaushalt und Holzvorratsleistungen in Abhängigkeit vom Immissionsgrad kaum treffen. Es kann nur angenommen werden, daß dort, wo Wasserüberschuß mit hohen SO_2 -Belastungen gekoppelt ist, geringere Ertragsleistungen erwartet werden müssen als dort, wo mittlere und unterdurchschnittliche Wasserhaushaltsverhältnisse mit geringeren SO_2 -Belastungen kombiniert vorkommen. Daraus folgt, daß die auftretenden Ertragsdepressionen nicht auf tatsächlichen Wassermangel am Standort selbst zurückgeführt werden können, sondern vielmehr auf physiologische Schädigungen, die sich letztlich auch ungünstig auf die Wasseraufnahme, Wasserleitung und Transpiration auswirken.

Tabelle 5. Relativer Holzvorrat der Waldbestände (% Vfm/ha) in der Dübener Heide nach Schadzonen und Wasserhaushaltsstufen

Schadzone	Wasserhaushaltsstufe			Mittel
	1	2	3	
I	68	66	73	69
II	75	79	111	88
III	65	74	67	69
Mittel	69	73	84	75

Wie hoch die Assimilationsrückgänge sind, konnte anhand von aktualisierten Holzvorratsanalysen (Tab. 6) in der Dübener Heide nachgewiesen werden. Für die Kiefer,

Tabelle 6. Vorhandener Holzvorrat in % vom Ertragstafelwert (Stand: 31. 12. 1978)

Baumart	Bonität Schadzone	I			II			III		
		1	2	3	1	2	3	1	2	3
Kiefer		23	30	32	30	39	42	41	54	58
Fichte		45	30	34	90	42	54	285	70	95
Sonstige Nadelbäume		53	70	72	107	140	120	320	420	360
Eiche		15	27	37	18	31	47	23	39	59
Buche		31	34	35	37	41	43	47	52	56
Sonstige Laubbäume		16	35	43	21	48	58	27	71	87
Mittelwert		31	38	42	51	57	61	124	118	119

die mit über 77 % an der Gesamtfläche und mit mehr als 72 % am Derbh Holzvorrat beteiligt ist, zeichnete sich eindeutig der Trend ab, daß der Holzvorrat mit zunehmender Immissionsbelastung abfällt. Wenn diese Tendenz nicht bei allen Baumarten durchgängig zu erkennen ist, so geht das vor allem auf wachstumsenergetische und bewirtschaftungstechnische Faktoren zurück (Paucke, Kausmann und Schmidt 1980), auf die hier nicht näher eingegangen werden kann. Nur so viel sei bemerkt, daß die geringe Vorratshaltung der Buche und Eiche nicht so sehr auf Immissionseinfluß, sondern vorwiegend auf Altersabtrieb zurückgeht. Einschlägige Analysen haben gerade zum Vorschein gebracht, daß die Buche im Gegensatz zu allen anderen von uns untersuchten Baumarten in der Schadzone 1 den höchsten durchschnittlichen periodischen Zuwachs aufweist (Abb. 2). Für die Nadelwaldbestände war wiederum charakteristisch, daß die größte Wüchsigkeit bis zum Alter 35 vorhanden ist, was aus den relativ geringen Vorratsverlusten geschlossen werden konnte. Von diesem Alter an nehmen die Immissionschäden in allen Schadzonen zu.

Weitere von uns durchgeführte Analysen lassen erkennen, daß die mittleren (M) und ziemlich nährstoffarmen (Z) Standorte in der Dübener Heide dominieren und fast 94 % der Immissionsfläche einnehmen (Tab. 7) (Paucke 1980). Dem Schadausmaß nach spielen die reichen (R), kräftigen (K) und nährstoffarmen (A) Standorte folglich eine untergeordnete Rolle und fallen insgesamt weniger schwer ins Gewicht. Interessant erscheinen uns Aussagen über den Schädigungsgrad der Waldbestände innerhalb der einzelnen Trophiestufen (R, K, M, Z, A), den wir ebenfalls berechnet haben (Tab. 8). Wie erwartet, geht daraus hervor, daß die Holzvorratshaltung im Mittel bei den R-Standorten am höchsten und bei den A-Standorten am niedrigsten ist. Das heißt: die Immissionsschäden treten bei R-Standorten kaum in Erscheinung, obwohl annähernd 60 % der R-Standorte in der Schadzone I liegen, sie wirken sich nur auf den schwächer

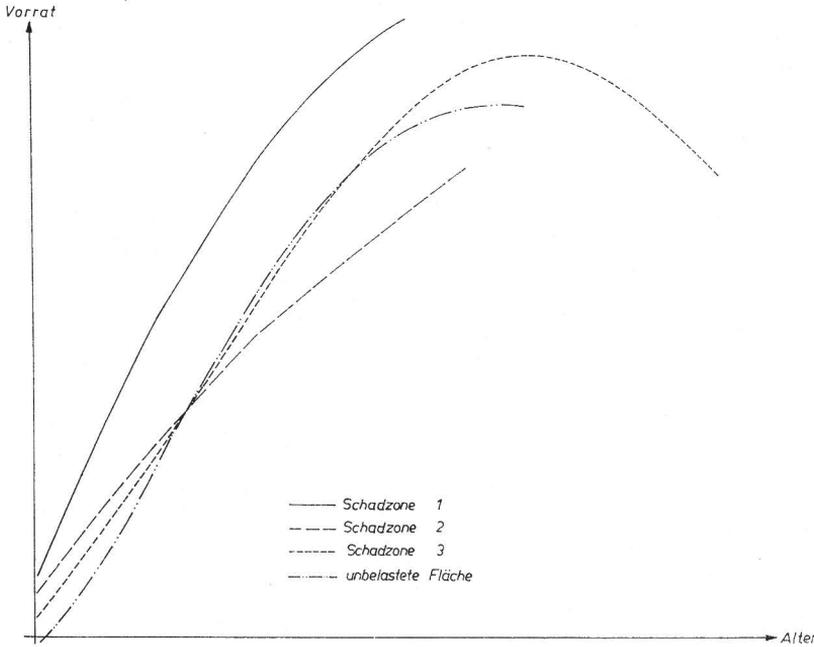


Abb. 2. Holzvorrat als Funktion des Alters bei Buchenbeständen

Tabelle 7. Gesamte Schadfläche (0/0) der Dübener Heide nach Schadzonen und Nährkraftstufen

Schadzone	Nährkraftstufe					Summe
	R	K	M	Z	A	
I	1,27	0,31	17,75	13,47	1,09	33,89
II	0,31	0,11	14,96	11,31	0,74	27,43
III	0,54	1,74	20,23	15,82	0,35	38,68
Summe	2,12	2,16	52,94	40,60	2,18	100,00

Tabelle 8. Relativer Holzvorrat der Waldbestände (0/0 Vfm/ha) in der Dübener Heide nach Schadzonen und Nährkraftstufen

Schadzone	Nährkraftstufe					Mittel
	R	K	M	Z	A	
I	82	52	64	68	53	64
II	105	72	90	64	53	77
III	118	68	65	67	69	77
Mittel	102	64	73	67	58	73

mit Nährstoffen versorgten Standorten in unterschiedlichem Grade aus, am stärksten auf den A-Standorten. Daß die K-Standorte einen geringeren Holzvorrat aufweisen als die M- und Z-Standorte, ist ganz offensichtlich eine Folge von Düngungsmaßnahmen, die gerade auf diesen Standorten mehrfach durchgeführt worden sind (Paucke 1978).

Des weiteren läßt sich feststellen, daß der Holzvorrat im Durchschnitt aller Nährstoff-trophiestufen in der Schadzone I niedriger liegt als in den Schadzonen II und III. Bemerkenswert erscheint, daß die immissionsbedingten Holzvorratsabsenkungen insbesondere in der Schadzone I gegenüber der Schadzone II auf den Z- und A-Standorten kaum ausgeprägt oder sogar in ihr Gegenteil verkehrt sind. Hier überlagern sich zweifellos ökologische Standortfaktoren, die sich im einzelnen nur schwer deuten lassen.

7. Phytozönotische Immissionswirkungen

Während der Arbeiten zu einer großräumigen Diagnose und Abgrenzung der Rauchsäden im Lee von Bitterfeld, Wolfen und Zschornowitz (Enderlein, Lux und Stein 1962) fiel auf, daß die Bodenvegetation mit abnehmender Entfernung zum Emittenten an Artenvielfalt und Deckungsgrad stark zunahm. Es lag nahe, diese Erscheinung in Zusammenhang mit den Immissionsverhältnissen der betroffenen Standorte zu bringen.

Zweifellos kann davon ausgegangen werden, daß sich phytotoxische Immission nicht nur auf die biochemischen und physiologischen Abläufe im Pflanzenorganismus auswirken, sondern darüber hinaus Einfluß auf das biozönotische Verhalten der Vegetation nehmen. Sie greifen direkt in die natürliche Balance der Beziehungen zwischen Populationen ein, indem sie bestimmte Arten bezüglich ihrer Ansprüche begünstigen, andere aber unterdrücken. So läßt sich auch im Gebiet der westlichen Dübener Heide eine deutliche Beziehung zwischen dem Grad der Immission und dem physiologisch-soziologischen Zustand der Flora erkennen. Dabei sind die kausalen Zusammenhänge einer sauberen Analyse oft nur schwer zugänglich, da der anthropogene Stoffeintrag in der Regel in einem kaum überschaubaren Synergismus mit einer Reihe natürlicher Standortbedingungen treten kann (pedogenetische, klimatische und synökologische Bedingungen). Durch derartige Verflechtungen wird der eigentliche Einfluß von Industrieexhalationen ortsspezifisch weitgehend modifiziert, so daß der Aussagewert bestimmter Indikatorarten standortsgebunden variiert. Das kann bei den engen biozönotischen Wechselbeziehungen in Pflanzengemeinschaften schließlich bis zu einer nur indirekten Einflußnahme eines Schadstoffes auf Vitalität und Vorkommen der einen oder anderen Species führen. Die immissionsbedingte Depression der einen Art könnte beispielsweise das Einwandern einer anderen bewirken, entweder weil erstere durch resistenteren Konkurrenten vollends aus ihrer ökologischen Nische verdrängt wird, oder weil ihr Verschwinden zu einer Änderung der Standortbedingungen führt und so die Voraussetzung zur Ansiedlung neuer, in ihren Ansprüchen anders gearteter Pflanzen schafft. Diese und ähnliche Zusammenhänge dürften für die floristischen Verhältnisse in den Immissionsgebieten der Dübener Heide von Bedeutung sein.

Im Gegensatz zu der empfindlichen Reaktion der Kiefer (*Pinus silvestris* L.) gegenüber SO_2 -Belastung zeigt die Bodenvegetation hier ein völlig anderes Verhalten. Auffällig ist vor allem neben einer außerordentlich dichten Kiefern naturverjüngung und der deutlichen Zunahme der Artenvielfalt das Einwandern von Pflanzenarten, die an diesen Standorten für gewöhnlich nicht auftreten. Zu den, den Westteil der Dübener Heide charakterisierenden Arten, die schon vor der industriellen Nutzung der Braunkohlenvorkommen vorhanden waren (z. B. *Dracocephalum ruyschiana*, *Scabiosa canescens*, *Pulsatilla pratensis*, *Genista sagittalis*), sind bis zu Ende der 60er Jahre etwa 20 neue Arten hinzugetreten (Jage 1968). Meist handelt es sich dabei um Vertreter der Gräser und Kräuter mit relativ hohen Ansprüchen an Trophie und Wasserhaushalt des Untergrundes, was bei den natürlich vorgegebenen Standortverhältnissen zunächst nicht zu erwarten wäre. Dabei fand Lux (1964) auf den von ihm aufgenommenen Flächen Deckungsgrade von 90 bis 100 % vor. Eine direkte physiologische Beeinträchtigung der Bodenvegetation durch SO_2 -Einwirkung in diesem Gebiet ist deshalb nicht anzunehmen.

Vielmehr muß eine weitgehende SO_2 -Resistenz im Bereich der Strauch- und Krautschicht vermutet werden. Begasungsversuche von Benedict und Breen (1955) an *Taraxacum* weisen in diese Richtung. Allerdings fehlt es noch an Belegen der SO_2 -Resistenz bei weiteren Arten. Zumindest für Pflanzen hoher Stetigkeit im Hauptschadgebiet wäre eine solche SO_2 -spezifische Artenresistenz denkbar. Sicher dürfte aber die relative Kurzlebigkeit vieler Bodenpflanzen von Bedeutung sein, durch die sie sich bei Absterben der oberen Teile (Blattorgane und Sprosse) nach der Vegetationsperiode dem SO_2 -Einfluß entziehen. Im Boden überdauernde Samen, Zwiebeln und Wurzelorgane sind dann der Immissionswirkung weniger ausgesetzt (entwicklungsphysiologisch bedingte Resistenz). Gesicherte Aussagen zur Resistenzproblematik lassen sich zur Zeit noch nicht machen. Hier wären noch umfangreiche Feld- und Laboruntersuchungen erforderlich.

Aus den angeführten Gründen wird weitgehend ein indirekter Einfluß von SO_2 auf die Bodenvegetation in Betracht zu ziehen sein, und zwar über die SO_2 -bedingte Verlichtung der Kiefernbestände. Die damit verbundenen Änderungen der Licht- und Temperaturverhältnisse schufen für die ursprünglich angesiedelten Waldgesellschaften des Petraeo-Fagetum (soweit im Immissionsgebiet überhaupt noch vorhanden) und deren mesotrophe Ersatzgesellschaft (*Myrtillo-Pinetum*) weitgehend veränderte Bedingungen, die diese Gesellschaft gegenüber solchen Pflanzen konkurrenzunfähig machten, die die Belichtungs- und Wärmeverhältnisse des Laubwaldes oder der Feldflur bevorzugen. So wird z. B. die starke Ausbreitung des Dürrwurz-Alant (*Inula conyca*) in der westlichen Dübener Heide erklärlich. Auch die in den letzten 30 Jahren erfolgte Einbürgerung der Gelben Skabiose (*Scabiosa ochroleuca*) und des kantigen Lauchs (*Allium angulosum*) an Weg- und Straßenrändern im gleichen Gebiet dürfte eine Folgeerscheinung der veränderten Standortverhältnisse sein. Ferner haben sich die Sand-Schaumkresse (*Cardaminopsis arenosa*) und die Rauhaarige Gänsekresse (*Arabis hirsuta*) bevorzugt in den stark geschädigten Kiefernforsten ansiedelt (Jage 1968).

Das ausgesprochen heterogene Florenzbild der westlichen Dübener Heide kann allerdings nicht allein auf die Verlichtung der Kiefernbestände zurückgeführt werden. Hier müssen weiter in besonderem Maße die jahrzehnte anhaltenden Flugascheeinwehungen durch die benachbarten Hauptemittenten (Bitterfeld-Wolfe, Kraftwerke Muldenstein und Zschornowitz) verantwortlich gemacht werden. Allein das Kraftwerk Zschornowitz emittierte noch in den 60er Jahren täglich rund 350 t Flugasche (Lux 1964). Nach Angaben von Enderlein und Stein (1964) waren mindestens 10 000 ha Kiefernbestände davon betroffen, was sich noch heute in einer bedeutenden pH -Verschiebung in Humusaufgabe und Oberboden nach der basischen Seite hin niederschlägt. So wurden im Hauptschadgebiet pH -Werte im Auflagehumus gefunden, die weit über dem für Kiefern geltenden Optimalwert (pH 4–5) lagen (bis pH 7,8). Der MIK-Wert wird erst in einer Entfernung von 14 bis 15 km vom Emittenten erreicht. Das Jahresmittel in 15 km Entfernung vom Chemischen Kombinat Bitterfeld (CKB) in Hauptwindrichtung betrug 1974 etwa $10,7 \text{ g/m}^2$ Flugasche (Kahl 1975). Diese Aziditätsverhältnisse ermöglichen in Verbindung mit den zuvor beschriebenen Licht- und Temperaturbedingungen das Auftreten besonders trockenheits- und kalkliebender Pflanzenarten, wie z. B. des bereits genannten Dürrwurz-Alant (*Inula conyca*), aber auch Disteln (z. B. *Cirsium arvense*, *Carduus crispus*), Huflattich (*Tussilago farfara*), Baldrian (*Valeriana officinalis*) und Schafgarbe (*Achillea millefolium*), Walderdbeere (*Fragaria vesca*) und Löwenzahn (*Taraxacum officinale*) finden sich mit hoher Stetigkeit. Die ursprüngliche Standortvegetation, die normalerweise dem Blaubeer-Drahtschmielen-Kiefernforst mit Rohhumus und pH -Werten von 3 bis 4 entsprechen würde, verschwand dagegen weitgehend. Lux (1964) fand im Einwirkungsbereich der Stäube eindeutig pH -Wert-abhängige Artenzusammensetzungen, die er in drei Gruppen einteilte (A, B, C; wobei A

die emissionsnahen, B die Flächen mittlerer und C die vom Emittenten am weitesten entfernt liegenden Flächen darstellten). Diese Einteilung spiegelt offensichtlich ein grundsätzliches Verhältnis von Immissionsgradient und Florenzusammensetzung wider. Demnach nimmt die mittlere Artenzahl von Gruppe A nach Gruppe C, also mit zunehmender Entfernung von der Rauchquelle und fallendem Immissionsgradienten ab (Abb. 3).

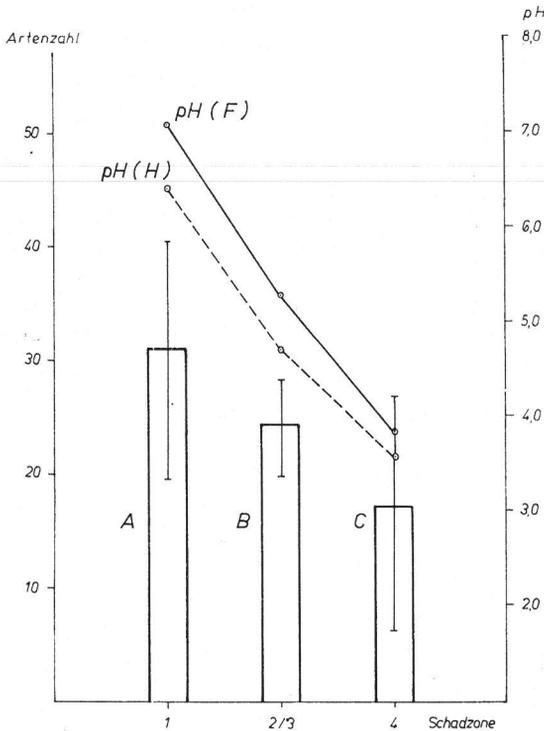


Abb. 3. Zusammenhang von Artenzahl der Vegetationsgruppen A, B, C und dem mittleren pH der Humusauflage (FH) (nach Werten von Lux 1964).

- A - Süßgras-Kräuter-Typ
- B - Heidelbeer-Kleinkräuter-Typ
- C - Vaccinium-Typ (Kiefernwald)

Zu ganz ähnlichen Ergebnissen gelangten Köhler und Lieber (1968). Auch sie stellten deutliche Korrelationen zwischen Pflanzengesellschaftstyp und Bodenverhältnissen (V-Wert, pH-Wert, C/N-Verhältnis) fest. Danach wurden vier charakteristische Standortvegetationstypen aufgestellt (Abb. 4; Tab. 9), die zur Schadflächenindikation dienen. Interessant erscheint hier vor allem die Tendenz Grundwasser und Staunässe liebender Pflanzen, sich in den trockenen aufgekalkten Westteil der Dübener Heide auszubreiten. Dies trifft z. B. für die Kohlkratzdistel (*Cirsium oleraceum*) und den Arzneibaldrian (*Valeriana officinalis*) zu. Sie sind dort auf engstem Raum mit trockenheits- und kalkliebenden Arten vergesellschaftet. Eine mögliche Erklärung für solche Probleme bestände darin, daß bei einer konzentrierteren Nährlösung weit weniger Wasser zum Erreichen der Turgeszenz in den Gewebezellen der Pflanze benötigt wird als bei schwächer konzentrierten Lösungen. Außerdem ist der Grad der Verdunstung einer konzentrierteren Lösung geringer. Inwieweit eine SO₂-bedingte Beeinflussung der Stomata-Aktivität hier eine Rolle spielt, ist bisher nicht nachgewiesen.

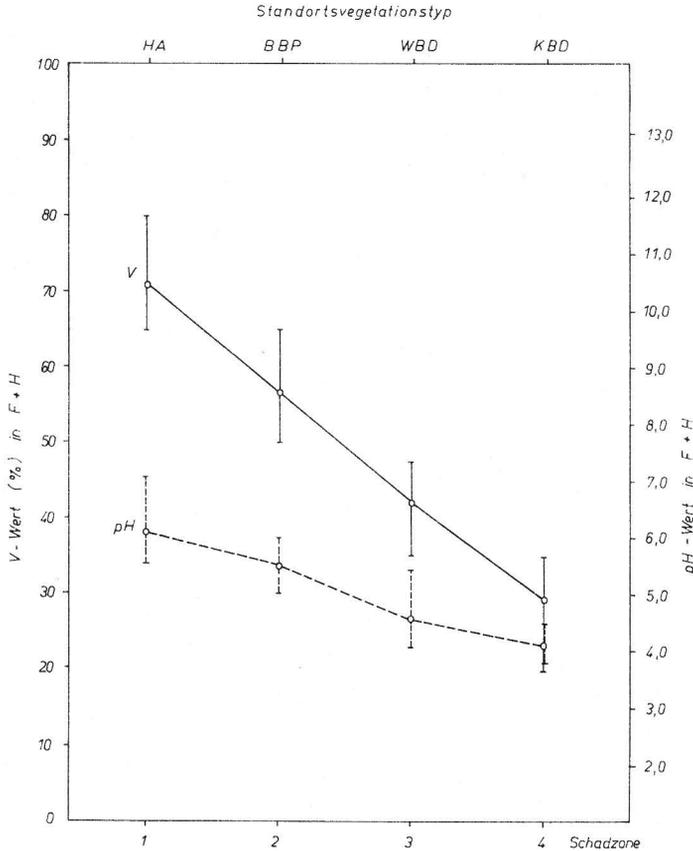


Abb. 4. Korrelation von pH- und V-Wert sowie Zuordnung zu den Standortsvegetationstypen der Schadzonen (nach Werten von Köhler und Lieber 1968).

- HA – Hartriegel-Alanttyp
 BBP – Braunellentyp, Blaubeer-Pippautyp
 WBD – Weidenröschen-Blaubeer-Drahtschmielengruppe
 KBD – Kratzdistel-Blaubeer-Drahtschmielengruppe

8. Ökologische Immissionswirkungen

Die Entfaltung der biologischen (bzw. ökologischen) und wirtschaftlichen Produktivität der Waldbestände ist von der standörtlichen Konstellation der natürlichen und anthropogenen Umweltfaktoren abhängig. Zwischen diesen vielfältigen Komponenten entwickeln sich zahlreiche Wechselbeziehungen, die im einzelnen nur schwer zu erfassen und noch schwerer richtig zu deuten sind. Das zeigt sich bereits an der unterschiedlichen Wirkung von SO_2 - und Kalkstaub-Immissionen auf die Waldentwicklung der Dübener Heide. Beide Immissionskomponenten treten zwar miteinander gekoppelt auf, wirken aber keineswegs immer in derselben Richtung. Während SO_2 ganz offensichtlich als Schadkomponente auftritt und bei allen Baumarten mehr oder minder starke Assimilationsschäden sowie Ertrags- und Vorratsverluste verursacht, kann man das von den Kalkstaub-Immissionen nur bedingt sagen. Sie rufen bis zu einem gewissen Grade sogar Bodenverbesserungen hervor, die sich vor allem in der Aktivierung des Bodenlebens und in der schnelleren Bodenstreuzersetzung dokumentieren. Davon

Tabelle 9. Korrelation von Humuseigenschaften und aktuellem Vegetationstyp in den Schadgebieten der Dübener Heide nach Köhler und Lieber 1968 (gekürzt)

Bezeichnung der Humusform	Abkürzung	V-Wert (%) in F + H		C/N in F + H		pH in F + H		Aktueller Standortsvegetationstyp
		Spanne	ϕ	Spanne	ϕ	Spanne	ϕ	
sehr stark aufgekalkter rohhumusartiger Moder	k RoMo		73	21-28		6,3	Hartriegel-Alanttyp	
Rohhumus	k Ro	80-65	70	29-32	7,1-5,5		Alanttyp	
stark aufgekalkter rohhumusartiger Moder	k RoMo			20-38			Braunellentyp, Blaubeer- Pippautyp	
Rohhumus	k Ro	65-50	57	29-37	6,0-5,0	5,5	Nelkwurz- und typische Aus- bildung	
mäßig aufge- k. Rohhumus	k'Ro	50-35	42	19-39	5,4-4,1	4,6	Weidenröschen-Blaubeer- Drahtschmielengruppe	
gering aufge- k. Rohhumus	k'Ro	35-20	29	27-39	4,5-3,8	4,1	Kratzdistel-Blaubeer- Drahtschmielengruppe	
Zum Vergleich: normaler Rohhumus	Ro	< 15-18		26-34	< 3,2		Blaubeer-Drahtschmielen- typengruppe	

haben alle Baumarten einen Nutzen, weil durch die Beschleunigung des Nährstoffkreislaufs mehr Bodennährstoffe zur Verfügung stehen, was sich gerade unter den konkreten Standortbedingungen, wo fast ausschließlich M- und Z-Standorte vorkommen, äußerst günstig auswirken muß. Unter Berücksichtigung dessen könnte man sogar annehmen, daß die SO_2 -Immissionschäden wahrscheinlich noch größer wären, wenn es die Kalkstaub-Immission nicht gäbe. Diese Annahme wird auch gestützt durch die Erfolge, die durch gezielte Düngungsmaßnahmen in immissionsgeschädigten Waldgebieten erreicht wurden. Ihre Wirkungen waren bekanntlich so groß, daß der Holzvorrat auf den gedüngten M- und Z-Standorten letztlich höher lag als auf den ungedüngten K-Standorten, so daß diese Standorte, die von Natur aus nährstoffreicher sind, in der Holzvorratshaltung hinter den M- und Z-Standorten zurückblieben. Das heißt mit anderen Worten, daß die Düngung wesentlich dazu beitrug, die aktuelle Produktivität der ärmeren Standorte zu erhöhen, ähnlich wie die Flugasche.

Darüber hinaus bewirkten die Kalkstaub-Immissionen eine Erhöhung der pH -Werte gleich um einige Grade, so daß die Werte teilweise von pH 4 bis 5 auf pH 7 angestiegen sind. Damit wurden die beträchtlichen Schwefelablagerungen nicht nur kompensiert, sondern bei weitem überkompensiert. Dieser Prozeß führte in der weiteren Folge auch dazu, daß die historisch mit dem Nadelwaldanbau entstandenen Bodenversäuerungen zu einem großen Teil wieder eliminiert und die Bodenreaktionen sogar in den Neutralbereich und darüber verschoben wurden. Alleinige Nutznießer dieser pH -Wert-Veränderungen blieben die Buche (*Fagus silvatica* L.) und einige Krautarten, die gerade in der Schadzone 1 üppig gediehen. Die enorme Wüchsigkeit dieser Pflanzenarten und der Buche wurde noch begünstigt durch die starke Auflichtung der Kiefernbestände in der Schadzone 1, und zwar durch eine wesentliche Verringerung der Wurzel- und Lichtkonkurrenz, so daß genügend Mineralstoffe, Wasser und Licht zur Ernährung vorhanden waren.

Dagegen stellten die pH -Wert-Erhöhen für die Nadelbäume eine weitere Belastung dar, da ihr Optimalbereich bei pH 3 bis 5 liegt. Dieser Bereich wurde aber bei weitem überschritten, so daß auch ohne SO_2 -Immissionen keine normalen Zuwachs- und Vorratsleistungen eingetreten wären. Die im Bodenwasser gelösten CaO -Gehalte haben sicherlich mit dazu beigetragen, daß die Kiefernbestände, die an sich zu den biomassebezogenen größten Wasserverbrauchern zählen, nicht – wie zu erwarten gewesen wäre – auf den Standorten der Wasserhaushaltsstufe 1 (überdurchschnittlicher Wassergehalt) am meisten leisteten, sondern im Gegenteil, auf Standorten der Wasserhaushaltsstufe 3 (unterdurchschnittlicher Wassergehalt). Aufgrund dessen, daß die Standorte der Wasserhaushaltsstufe 2 (durchschnittlicher Wassergehalt) mit 95 % in der Dübener Heide vertreten sind, stockt also die Masse der Waldbestände zumindest ertragskundlich nicht unter den günstigsten Bedingungen.

Wie die Ertragsleistungen in der Wasserhaushaltsstufe 3 beweisen, scheinen unter starken Kalkstaub-Immissionen trockenere Standorte ökophysiologisch günstiger zu wirken als Standorte mit hohem Bodenwassergehalt. Es stellt sich daher die Frage, ob sich diese Verhältnisse umkehren würden, wenn die Kiefernbestände nur den SO_2 -Einflüssen ausgesetzt wären und nicht gleichzeitig auch noch den Kalkstaub-Immissionen. Unter solchen Bedingungen wäre es denkbar, daß die Kiefernbestände auf den Standorten der Wasserhaushaltsstufe 1 die höchsten Holzvorratsleistungen bringen und die Vorratshaltung in der Tendenz mit fallendem Wassergehalt abnehmen und mit zunehmendem Wassergehalt ansteigen müßte. Inwieweit diese Annahme zutrifft, bleibt einstweilen noch eine offene Frage.

Sicher ist jedoch, daß die Nadelwaldbestände mehrfachen Belastungen ausgesetzt sind, was sich nicht zuletzt in der Wachstums- und Zuwachsleistung sowie Vorratshaltung der Waldbestände niederschlägt. Die Belastungen kommen in einer Reihe von

Einflußgrößen zum Ausdruck. Einmal akkumulieren die Koniferen allein schon infolge der langjährigen Benadelung mehr SO_2 als die Laubbäume, die ihre Blätter jährlich abwerfen. Zum anderen hält selbst die Borke der Nadelbäume mehr Schwefel fest als die Rinde der Laubbäume, so daß auch auf diesem Wege der Schwefel ins Bauminnere gelangen und Schäden auslösen kann. Weiterhin sind – wie wir gesehen haben – die Schwefelniederschlagsmengen und der Blattflächenindex bei den Nadelbäumen ebenfalls größer als bei den Laubbäumen, was beides dafür spricht, daß Koniferen einzeln und in Beständen schon von der Morphologie her empfänglicher sein müssen als Laubbäume und Laubwälder. Wenn bisher in einschlägigen Untersuchungen (Paucke Kausmann und Schmidt 1980) die Tendenz deutlich gemacht werden konnte, daß sich die SO_2 -Immissionen in Nadelwaldbeständen bis zu einem Alter von 35 Jahren nicht so stark auswirken wie in älteren Beständen, so geht das vor allem auf wachstumsenergetische Faktoren zurück. In dieser Phase ist auch der laufende jährliche Zuwachs an Derbholzmasse insbesondere bei den Nadelbaumarten am größten, wobei etwa 16 % des Endwertes an Vorratsmasse erzeugt werden. Die sich darin ausdrückende Vitalität ist mit eine Ursache dafür, daß junge Bäume und Bestände auf ungünstigere Außenbedingungen flexibler reagieren können und damit besser in der Lage sind, auftretende Störungen einen größeren ökophysiologischen Widerstand entgegenzusetzen. Wäre das nicht der Fall, so würden die wirtschaftlichen Schäden ohne Zweifel noch weitaus höher ausfallen.

9. Ökonomische Auswirkungen der Immissionen

Eine grundlegende Erkenntnis der bisherigen Rauchschadensforschung ist zweifellos die, daß die Immissionen vor allem bei den Nadelwaldbeständen starke Zuwachsverluste verursachen. Um eine Vorstellung über die Größenordnung der potentiellen Holzvorratsverluste pro Flächen- und Zeiteinheit zu gewinnen, wurden detaillierte Berechnungen angestellt. Sie basieren auf der altbewährten Differenzmethode, wobei der vorhandene Ist-Vorrat pro Hektar sowie Altersklasse und Baumart dem entsprechenden Soll-Vorrat laut Ertragstafel unter Berücksichtigung des altersbedingten Bestockungsgrades gegenübergestellt worden ist. Das Ergebnis wurde bereits vorgestellt (Tab. 6). Bei diesen Holzvorratsverlusten handelt es sich um einen Teil des erwarteten, aber nicht realisierten und damit entgangenen Holzvorrates. Die Verluste an Holzmasse spiegeln letztlich die Immissionseinflüsse wider. Der Soll-Vorrat wurde durch die Ertragsklassen I, II und III repräsentiert, also Bonitäten, die auch für die Dübener Heide unter Normalbedingungen charakteristisch sind.

Wie es sich erweist, liegen die Vorratsverluste sehr hoch und übertreffen die von Lux und Stein (1977) angegebenen Zahlen. Die finanziellen Verluste, die mit den Holzvorratsverlusten verbunden sind (Tab. 10), fallen in der Schadzone 1 zwangsläufig am höchsten aus und erreichen im Mittel aller Schadzonen noch Werte (Tab. 11), die bei ihrer Übertragung auf die gesamte Schadfläche pro Jahr (Tab. 12) aus der Sicht der Forstwirtschaft nicht vernachlässigt werden können.

Da hier nur ein Eindruck von der gegenwärtigen Größenordnung der Holzvorratsverluste nach Baumart, Immissionsgrad und Bonität pro Hektar und Jahr sowie von der Größenordnung der ökonomischen Verluste vermittelt werden sollte, sei darauf hingewiesen, daß sie nur einen Teil der Verluste ausmachen. Hinzu kommen zusätzliche Kosten für Walderneuerungs- und Forstschutzmaßnahmen. Diese ließen sich gegebenenfalls noch exakt ermitteln. Dagegen ist es gegenwärtig methodisch noch nicht möglich, die ökologischen und landeskulturellen Folgewirkungen zu berechnen, die aber auch in die Verlustbilanz eingehen müßten.

Tabelle 10. Finanzieller Verlust infolge Vorratsminderung pro Hektar und Jahr nach Baumart, Bonität und Schadzone

Baumart	Ø-Holzpreis (M./fm)	Finanzieller Verlust (M./ha.Jahr)								
		Bonität I Schadzone			Bonität II Schadzone			Bonität III Schadzone		
		1	2	3	1	2	3	1	2	3
Kiefer	151	664	589	589	468	393	393	287	211	196
Fichte	142	440	795	724	43	454	327	-227	142	28
Sonstige Nadelhölzer	146	131	88	102	-15	-58	-44	-102	-146	-204
Eiche	395	1185	1067	948	948	869	632	711	593	395
Buche	157	550	565	550	424	408	393	283	251	236
Sonstige Laubbölzer	276	1076	718	635	800	414	359	552	166	83
Mittelwert	211	674	637	591	445	413	343	251	203	122

Tabelle 11. Finanzieller Gesamtverlust infolge Vorratsminderung pro Hektar und Jahr nach Baumart und Bonität (Varianten)

Baumart	Finanzieller Gesamtverlust (M./ha.Jahr)		
	Bonität I	Bonität II	Bonität III
Kiefer	614	418	213
Fichte	653	275	- 19
Sonstige Nadelbäume	107	- 39	-151
Eiche	1067	816	566
Buche	555	408	257
Sonstige Laubbäume	810	524	267
Mittelwert	634	400	192

Tabelle 12. Finanzieller Gesamtverlust (Mio M) infolge Vorratsminderung auf der gesamten Schadfläche und Jahr nach Baumart und Bonität (Varianten)

Baumart	Finanzieller Gesamtverlust (Mio M./Jahr)		
	Bonität I	Bonität II	Bonität III
Kiefer	13,162	8,956	4,932
Fichte	0,126	0,058	0,006
Sonstige Nadelbäume	0,058	- 0,022	- 0,091
Eiche	1,267	0,977	0,617
Buche	0,742	0,533	0,337
Sonstige Laubbäume	2,784	1,928	1,156
Summe	18,139	12,430	6,957

10. Schlußfolgerungen

Die hohen wirtschaftlichen Verluste werfen erneut die Frage nach den Vor- und Nachteilen von Nadelwäldern auf, vor allem dann, wenn sie - wie im Immissionsgebiet Dübener Heide - als Monokulturen großflächig unter nicht standortgerechten Bedingungen auftreten. Dabei sind folgende Fragen zu unterscheiden:

- a) Welche Chancen müssen den Kiefernreinbeständen der Dübener Heide für ihre weitere Entwicklung eingeräumt werden?
- b) Ist eine Umwandlung der Nadelwaldbestände in Laub- bzw. Mischwälder wirtschaftlich vertretbar?
- c) Welcher Baumart müßte unter den konkreten standörtlichen und immissionsbedingten Verhältnissen der Vorzug gegeben werden?

Die erste Frage steht vor allem mit der zukünftigen Immissionsentwicklung in engem Zusammenhang, die ab 1985 nicht allzu günstig für SO₂-empfindliche Baumarten, wie es Kiefern nun einmal sind, eingeschätzt werden kann. Die eingeleiteten und verstärkt durchzuführenden lufthygienischen Maßnahmen werden allem Anschein nach nicht ausreichen, die Immissionssituation grundlegend zu verbessern. Infolgedessen wird es der Forstwirtschaft nicht möglich sein, selbst durch noch so intensive und energische Bewirtschaftungsmaßnahmen die Ertragsleistungen und Holzvorratswerte zu halten, geschweige denn zu erhöhen. Von einer optimalen Ausnutzung des Holztragsvermögens der Standorte kann daher wohl auch keine Rede sein. Dies alles spricht dafür, die Nadelwaldbestände schrittweise in Mischwälder umzuwandeln, die auf diesen Standorten von Natur aus heimisch sind.

Selbst die Veränderung der Bodenflora, die seit Jahren in vollem Gange ist, deutet auf die Notwendigkeit derartiger Schritte hin. Ökologisch wäre das sicher kein Nachteil, wenn man die biologische bzw. die sich in ihr repräsentierende ökologische Produktivität als Kriterium zugrunde legt. Denn nach Untersuchungen im Sollingprojekt (IBP) produzieren Laub- und Nadelwaldbestände fast dieselbe Menge an Trockensubstanz (oder Kalorien) pro Jahr und Hektar über und unter der Erde (Ellenberg 1973). Ihr wirtschaftlicher Ertrag ist jedoch unter immissionsfreien Bedingungen verschieden, weil die Laubwaldbestände pro Jahr und Hektar nur etwa zwei Drittel der nutzbaren Holzmasse erzeugen wie die Nadelwaldbestände. Diese Leistungsdifferenzen verschwinden aber unter Immissionsbedingungen, wie die nachfolgenden überschläglichen Berechnungen zeigen (Tab. 13). Bei Interpretation dieser Werte ist stets zu berücksichtigen,

Tabelle 13. Durchschnittlicher periodischer Zuwachs (fm/ha/Jahr) von Kiefer und Buche nach Schadzonen im Alter 40 und 80 sowie 2. Bonität

Baumart	Zuwachs (fm/ha/Jahr) laut Ertrags- tafel	Anteil am Soll-Vorrat (%)			Zuwachs (fm/ha/Jahr) im Immissionsgebiet		
		Schadzone			Schadzone		
		1	2	3	1	2	3
Kiefer (40)	9,6	30	39	42	2,9	3,7	4,0
Buche (40)	8,3	37	41	43	3,1	3,4	3,6
Kiefer (80)	8,4	30	39	42	2,5	3,3	3,5
Buche (80)	9,2	37	41	43	3,4	3,8	4,0

daß die starken Auflichtungen der Buchenbestände nicht auf Immissionseinflüsse zurückgehen, sondern einzig und allein auf altersbedingte Nutzungsmaßnahmen (Paucke, Kausmann und Schmidt 1980). Um so bemerkenswerter sind die durchschnittlichen periodischen Zuwachsleistungen der Buchenbestände in allen Schadzonen, wobei die Überlegenheit der langsamwüchsigen Schattholzart Buche gegenüber der schnellwüchsigen Lichtholzart Kiefer mit zunehmendem Alter immer deutlicher wird. Selbst wenn man vom Alter 40 ausgeht, von dem Alter also, wo die Zuwachsleistungen der Kiefer ihren Höhepunkt erreichen, während die Buche vom Kulminationspunkt noch 20 Jahre

entfernt ist, so zeigt sich bereits hier eine größere Wuchspotenz der Buche unter Immissionsbedingungen, die gerade in der Schadzone 1 besonders hervorsteicht. Eine Umwandlung der reinen Kiefernbestände in Mischwaldbestände mit großem Buchenanteil scheint deshalb auch ökonomisch nicht nur gerechtfertigt, sondern geradezu vorteilhaft und sinnvoll zu sein.

Hier decken sich die ökologischen und ökonomischen Erfordernisse beinahe in idealer Weise. Das, was von namhaften Ökologen immer wieder gefordert wird, nämlich den Wald als ein sich weitgehend selbst regelndes Ökosystem zu erhalten, das hinsichtlich aller seiner Wirkungen optimal funktioniert (Ellenberg 1973, Olschowy 1978), könnte durch die allmähliche Umwandlung der Kiefernmonokulturen, die auf Laubholzstandorten ohnehin falsch angesiedelt sind, in authochtone *Petraeo-Fagetum*-Wälder verwirklicht werden. Ein solcher Mischwaldtyp würde neben einem vertretbaren forstlichen Ertrag gleichzeitig seinen landeskulturellen Funktionen (Wasserhaushalt, lufthygienische Wirkung) in diesem industriell belasteten Raum in weit höherem Maße gerecht werden können als SO_2 -empfindliche Kiefernbestände. Damit würde dieses Gebiet außerdem in seinem Erholungswert für die dort angesiedelten Werktätigen erheblich gewinnen.

11. Zusammenfassung

In vorliegender Arbeit werden zunächst die Ausmaße der SO_2 -Immissionen im Untersuchungsgebiet und darüber hinaus dargestellt; dem schließen sich Diskussionen über Absorption, Transport und Metabolisierung von SO_2 an. Danach folgen komprimierte Darstellungen der morphologischen, funktionellen und phytozönotischen Immissionswirkungen, die die Grundlagen für eine ökologische Gesamtschau über die Immissionswirkungen im Untersuchungsgebiet bilden. Die Notwendigkeit der Umwandlung der SO_2 -empfindlichen Kiefernforste in standortsgerechte Laubmischwälder wird ökologisch begründet und ökonomisch erhärtet.

Schrifttum

- Benedict, H., and W. H. Breen: The use of weeds as a means of evaluating vegetation damage caused by air pollution. Proc. 3rd. Nat. Air Poll. Symp. Pasadena 1955.
- Börtitz, S.: Wirkungen von Immissionen auf Pflanzen. In: Einfluß von Luftverunreinigungen auf die Vegetation. VEB Gustav Fischer Verlag, Jena 1976.
- Börtitz, S., und M. Vogel: Zur Transpiration von Koniferennadeln bei unterschiedlicher SO_2 -Einwirkung. Archiv für Forstwesen 16 (1967) 663–666.
- Brimblecombe, P.: "Dew" as a sink for sulphur dioxide. Tellus 30 (1978) 151–157.
- Caput, C., and Y. Belot: Absorption of sulphur dioxide by pine needles leading to acute injury. Environment Pollution 16 (1978) 3–15.
- Cobb, F. W., E. Zavarin and J. Bergot: Effect of air pollution on the volatile oil from leaves of *pinus ponderosa*. Phytochemistry 11 (1972) 1815–1818.
- Crittenden, P. D., and D. J. Read: The effects of air pollution on plant growth with special reference to sulphur dioxide. New Phytologist 78 (1978) 49–62.
- Däfler, H.-G.: Untersuchungen an Nadelwachs rauchgeschädigter Tannen. Zeitschr. f. Chemie 3 (1963) 424–425.
- Däfler, H.-G.: Einfluß von Luftverunreinigungen auf die Vegetation. VEB Gustav Fischer Verlag, Jena 1976.
- Dunger, W., J. Dunger, H.-D. Engelmann und R. Schneider: Untersuchungen zur Langzeitwirkung von Industrie-Emissionen auf Böden, Vegetation und Bodenfauna des Neißetales bei Ostritz/Oberlausitz. Abh. und Ber. des Naturkundemuseums Görlitz, Leipzig 47 (1972) 1–40.
- Ellenberg, H.: Ökosystemforschung. Springer Verlag, Berlin/Heidelberg/New York 1973.

- Enderlein, H., H. Lux und G. Stein: Entwicklung einer Rauchschaadengroßraumdiagnose. Unveröff. Man., Tharandt 1962.
- Enderlein, H., und G. Stein: Schädigung der Kiefernwälder durch industrielle Exhalationen und sich hieraus ergebende Folgerungen für den Forstschutz und den Waldbau. *Soz. Forstwirtschaft* **14** (1964) 21–23.
- Esterbauer, H.: Biochemischer Wirkungsmechanismus von Abgasen. *Umschau* **76** (1976) 349–350.
- Fowler, D., and M. H. Unsworth: Dry deposition of SO₂ on wheat. *Nature* **249** (1974) 381.
- Garland, J. A.: Dry and wet removal of sulphur from the atmosphere. *Atmospheric Environment* **12** (1978) 349–362.
- Garland, J. A., D. H. F. Atkins, C. J. Readings and S. J. Canghey: Deposition of gaseous sulphur dioxide to the ground. *Atmospheric Environment* **8** (1974) 75–79.
- Garland, J. A., and J. R. Branson: The deposition of sulphur dioxide to pine forest – assessed by a radioactive tracer method. *Tellus* **29** (1977) 445–454.
- Garland, J. A., V. S. Clough and D. Fowler: Deposition of SO₂ on grass. *Nature* **242** (1973) 256.
- Godzik, S.: Vergleichende Untersuchungen über die Aufnahme von Schwefeldioxid aus der Atmosphäre durch einige Pinus-Arten. *Mitt. forstl. Bundes-Versuchsanstalt, Wien* **97** (1972) 319–335.
- Gowin, T., and I. Goral: Chorophyll and phaeophytin content in needles of different age of trees growing under conditions of chronic industrial pollution. *Acta Societatis Botanicorum Poloniae* **16** (1977) 151–159.
- Grodzinska, K.: Changes in the forest environment in southern Poland as a result of steel mill emissions. In: *Vegetation science and environmental protection*. Tokio 1974.
- Grodzinska, K.: Acidity of tree bark as a bioindicator of forest pollution in southern Poland. *Water, Air and Soil Pollution* **8** (1977) 3–7.
- Guderian, R., und H. van Haut: Nachweis von Schwefeldioxid-Wirkungen an Pflanzen. *Staub* **30** (1970) 17–25.
- Halbwachs, G.: Untersuchungen über gerichtete aktive Strömungen und Stofftransporte im Blatt. *Flora* **153** (1963) 333–357.
- Henckel, P. A., and B. P. Stroganov: Physiology of plants consuming saline water. In: *Salinity problems in the arid zones*. Paris 1961.
- Henschler, D.: Veränderungen der Umwelt – Toxikologische Probleme. *Angew. Chemie* **85** (1973) 317.
- Höster, H. R.: Veränderungen der Holzstruktur als Indikator für Umweltbelastungen bei Bäumen. *Ber. Dt. Bot. Ges.* **90** (1977) 253–260.
- Jage, H.: Vorarbeiten zu einer Flora der Dübener Heide und ihrer näheren Umgebung. *Verh. Bot. Ver. Brandenburg, Berlin* **105** (1968) 52–63.
- Jäger, H. J.: Schwefel-Lokalisation in SO₂-begasten Fichtennadeln. *Eur. J. Forest Pathol. Hamburg* **6** (1976) 25–29.
- Jäger, H. J.: Physiologische und biochemische Wirkungen von SO₂ auf Pflanzen. *Phyton* **18** (1977) 85–94.
- Jahnel, H.: Physiologisches über Einwirkung von Schwefeldioxyd auf die Pflanzen. *Wiss. Ztschr. TU Dresden* **4** (1954) 447–451.
- Kahl, D., und H. Lux: Studie über die Umweltbelastung nach Einrichtung des Kraftwerkes Mitte. *ORGREB Institut für Kraftwerke*, 1975.
- Keller, H.: Histologische und physiologische Untersuchungen an Forstpflanzen in einem Fluorschadensgebiet. *Diss. Basel* 1974.
- Keller, T.: Der Einfluß der SO₂-Belastung zu verschiedenen Jahreszeiten auf CO₂-Aufnahme und Jahrringbau der Fichte. *Schweiz. Ztschr. f. Forstwesen* **129** (1978) 381–393.
- Köhler, S., und H. Lieber: Zur Kartierung von Schadzonen im Rauchschaadensgebiet Dübener Heide mit Hilfe der Bodenvegetation. *Ingenieurarbeit, Schwarzburg* 1968.

- Kohout, R., und J. Materna: Die Ergebnisse der Untersuchungen über die Sorption des Schwefeldioxids und seines Transportes in den Blättern einiger Holzarten. V. Internat. Tag. Rauchschaadenforsch. Janzke Lazne 1966.
- Kreeb, Kh.: Ökophysiologie der Pflanzen. VEB Gustav Fischer Verlag, Jena 1974.
- Kuziel, S.: Influence of sulphur dioxide on chlorophyll content and catalase activity in some chosen lichen species. *Acta Societatis Botanicorum Poloniae* **13** (1974) 453–457.
- Liese, W., M. Schneider und D. Eckstein: Histometrische Untersuchungen am Holz einer rauchgeschädigten Fichte. *Eur. J. Forest Pathol. Hamburg* **5** (1975) 152–161.
- Lötschert, W.: Bark of deciduous trees as an indicator for air pollution. In: *Vegetation science and environmental protection*. Tokio 1977.
- Lux, H.: Beitrag zur Kenntnis des Einflusses der Industrieexhalate auf die Bodenvegetation in Kiefernforsten (Dübener Heide). *Archiv für Forstwesen* **13** (1964) 1215–1223.
- Lux, H.: Ergebnisse von Zuwachsuntersuchungen (Bohrspananalysen) im Rauchschaadengebiet Dübener Heide. *Archiv für Forstwesen* **14** (1965) 1103–1121.
- Lux, H., und G. Stein: Die forstlichen Immissionschadgebiete im Lee des Ballungsraumes Halle und Leipzig. *Hercynia* **14** (1977) 413–421.
- Malhotra, S. S.: Effects of aqueous sulphur dioxide on chlorophyll destruction in *Pinus contorta*. *New Phytologist* **77** (1977) 101–109.
- Malhotra, S. S., and D. Hocking: Biochemical and cytological effects of sulphur dioxide on plant metabolism. *New Phytologist* **76** (1976) 227–237.
- Materna, J.: Einfluß des Schwefeldioxyds auf die mineralische Zusammensetzung der Fichtennadeln. *Naturwiss.* **48** (1961) 723–724.
- Matile, Ph.: Regulation und Bedeutung der Sekretion von Hydrolasen. *Ber. Dt. Bot. Ges.* **86** (1973) 241–255.
- Mayer, R., and B. Ulrich: Input of atmospheric sulfur by dry and wet deposition to two central european forest ecosystems. *Atmospheric Environment* **12** (1978) 375–377.
- Möller, D.: Untersuchungen zum globalen Schwefelzyklus unter dem Einfluß anthropogener Aktivitäten. Unveröff. Manuskript, Berlin 1979.
- Olschowy, G.: Natur- und Umweltschutz in der Bundesrepublik Deutschland. Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin 1978.
- Owers, M. J., and A. W. Powell: Deposition velocity of sulphur dioxide on land and water surfaces using a ³⁵S tracer method. *Atmospheric Environment* **8** (1974) 63–67.
- Parker, M. L., H. W. F. Bunce and J. H. G. Smith: The use of x-ray densitometry to measure the effects of air pollution on tree growth near Kitimat, British Columbia. Tagungsber. IX. Int. Tagung über Luftverunreinigung und Forstwirtschaft. Zbraslav 1974.
- Paucke, H.: Düngung als ökologische Komponente zur Stabilisierung der Vitalität immisionsgefährdeter Wälder. *Hercynia* **15** (1978) 1–9.
- Paucke, H.: Immissionschäden in Waldbeständen in Abhängigkeit von Nährstoff- und Wasserhaushalt. *Acta Hydrophysica* **25** (1980).
- Paucke, H., U. Kausmann und B. Schmidt: Korrelationsanalytische Betrachtungen zur Immissionsbeeinflussung von Waldgebieten. *Hercynia* **17** (1980) 102–111.
- Paucke, H., D. Möller und E. Lux: Studie zur Untersuchung der Beziehungen zwischen Emission und dem Gefährdungsgrad der Biosphäre. Teil 2: Analyse und Prognose der SO₂-Emissionssituation von 1950 bis 2000 im Raum Bitterfeld und deren Auswirkung auf das Waldgebiet Dübener Heide. Forschungsber. AdW der DDR, unveröff. Man., Berlin 1976.
- Paucke, H., D. Möller und E. Lux: Ursache-Wirkungs-Beziehungen zwischen Industrie und Wald im Raum Bitterfeld. *Geogr. Ber.* **24** (1979) 175–184.
- Paul, R.: Translocation du soufre d'origine atmospherique dans la plante. *Bull. Soc. Roy. Bot. Belgique* **109** (1976) 13–23.
- Petit, C., M. Trinite and P. Valentin: Study of turbulent diffusion above and within a forest application in the case of SO₂. *Atmospheric Environment* **10** (1976) 1057.

- Schlee, D.: Umweltforschung und Biochemie, Bioindikation der Luftqualität. *Wiss. u. Fortschr.* **29** (1979) 108–112.
- Schröder, J.: Die Einwirkung der schwefligen Säure auf die Pflanzen. *Thar. Forstl. Jahrb.* **22** (1872) 239; **23** (1873) 217–267.
- Schütt, P., und H. J. Schuck: Zusammenhänge zwischen Rauchhärte und Cuticularwachsen bei Koniferen. *Mitt. forstl. Bundes-Versuchsanstalt, Wien* **97** (1972) 399–417.
- Shepherd, J. G.: Measurements of the direct deposition of sulphur dioxide into grass and water by the profile method. *Atmospheric Environment* **8** (1974) 69–74.
- Shreffler, J. H.: Factors affecting dry deposition of SO₂ on forests and grasslands. *Atmospheric Environment* **12** (1978) 1497–1503.
- Sorauer, P., und E. Ramann: Sogenannte unsichtbare Rauchbeschädigungen. *Bot. Centralbl.* **80** (1899) 50–56.
- Stöckhardt, A.: Über die Einwirkung des Rauches der Silberhütten auf die benachbarte Vegetation. *Polytechn. Centralbl.* 1850.
- Tanaka, H., T. Takanashi and M. Yatazawa: Experimental studies on SO₂ injuries in higher plants. *Water, Air and Soil Pollution* **3** (1974) 11–16.
- Vogl, M., und S. Börtitz: Zur Frage der physiologisch und physikalisch bedingten SO₂-Resistenz von Koniferen. *Flora* **155** (1965) 347–352.
- Wainwright, M.: Distribution of sulphur oxidation products in soils and *Acer pseudoplatanus* L. growing dose to source of atmospheric pollution. *Environment Pollution* **17** (1978) 153–160.
- Weigel, J., und H. Ziegler: Die räumliche Verteilung von ³⁵S und die Art der markierten Verbindungen in Spinatblättern nach Begasung mit ³⁵SO₂. *Planta* **58** (1962) 435–447.
- Whelpdale, D. M., and R. W. Shaw: Sulphur dioxide removal by turbulent transfer over grass, snow and water surfaces. *Tellus* **26** (1974) 1–2.
- Wiclicenus, H.: Resistenz der Fichte gegen saure Rauchgase bei ruhender und bei tätiger Assimilation. *Thar. Forstl. Jahrb.* **48** (1898) 152–172.
- Wieler, A.: Über unsichtbare Rauchschäden. *Ztschr. Forst- und Jagdwesen* **35** (1903) 204–225.

Dr. sc. Horst Paucke
Zentralinstitut für Philosophie
1080 Berlin
Otto-Nuschke-Straße 10/11