Mitt. naturwiss. Ver. Steiermark

Band 117

Graz 1987

S. 73-87

Aus dem Institut für Pflanzenphysiologie der Universität Graz

Pflanzenphysiologische Untersuchungen im Immissionsgebiet Breitenau

Von Edith BERMADINGER und Dieter GRILL Mit 10 Abbildungen und 5 Tabellen Eingelangt am 13. Juni 1986

Zusammenfassung: Anhand des Immissionsgebietes Breitenau werden die Auswirkungen MgO-haltiger Feinstäube auf Fichten untersucht. Rasterelektronenmikroskopische Untersuchungen zeigen ein Dominieren von Mg in den Auflagerungen und eine starke Beeinflussung der oberflächlichen Wachsstrukturen. Bei geringer Belastung kommt es zu einer Auflockerung des dichten, von Wachskristallen gebildeten Maschenwerkes über den Spaltöffnungen; bei stärkerem Einfluß sind z. T. sehr starke Verklebungen zu beobachten. Stomatäre Leitfähigkeit und Photosynthese sind im Einklang damit im ersten Fall erhöht, im zweiten reduziert. Biometrische Untersuchungen zeigen eine verminderte Vitalität immissionsbelasteter Nadeln, die sich auch im Verhalten einiger Nadelinhaltsstoffe und in einer Verminderung der Plastidenpigmente ausdrückt.

Zusätzlich durchgeführte künstliche Bestaubungen mit MgO untermauern die Annahme, daß alkalische Feinstäube eine der Ursachen für die im Immissionsgebiet zu findenden, sich stark ausbreitenden Waldschäden sind.

1. Einleitung

Beim Immissionsgebiet der Breitenau handelt es sich um ein tiefeingeschnittenes Seitental des mittleren Murtales, abzweigend von Mixnitz. In ihm ist der Standort eines magnesitverarbeitenden Betriebes, dessen Umgebung zu den ältesten Rauchschadensgebieten der Steiermark gehört. Dramatische und letale Schäden an der Vegetation blieben bis in die Mitte der siebziger Jahre auf die Umgebung des Verarbeitungsbetriebes beschränkt. 1977 wurde der Betrieb von Kohle- und Erdöl- auf Erdgasfeuerung umgestellt, wodurch SO₂, eine wesentliche Ursache der auftretenden Schäden, weitgehend eliminiert wurde. Von 1973 bis 1978 wurden zudem 3 Staubfilter eingebaut, die den Grobstaub und einen Großteil des Feinstaubes zurückhalten. Trotz dieser Umweltschutzmaßnahmen ist seit 1977 ein rasches Ansteigen der Waldschäden zu beobachten, das in einem besorgniserregenden Ausmaß um sich greift. Diese betreffen vor allem Fichten und Kiefernbestände auf den in das Tal vorspringenden Rücken der Schatthänge, während die Waldbestände in den dazwischenliegenden feuchten Gräben nur zu einem sehr geringen Teil betroffen sind. Die Bestände auf der Südseite des Tales sind weniger beeinflußt. Auffallend ist das gute Aussehen von Tannen, die unmittelbar neben stark kränkelnden Fichten stehen. Auf der Suche nach den Verursachern dieser Schäden richtete sich unser Hauptaugenmerk auf die verbliebene Immissionskomponente, nämlich auf die MgO-haltigen Feinstäube, die von den Staubfiltern des Werkes nicht gänzlich zurückgehalten werden können. Wie GRILL & GOLOB 1983 zeigen, können auf den

Nadeln kleine, feste Partikel nachgewiesen werden, deren Hauptkomponente das Magnesium ist. Außerdem weist das für klassische Immissionsgebiete verschiedener gasförmiger Luftverunreinigungen untypische Verhalten der Tanne – sie müßte empfindlicher reagieren als die Fichte (WENTZEL 1968, 1980) – auf eine Schadkomponente, deren Wirksamkeit durch anatomische Merkmale, etwa den Bau der Nadeln, beeinflußt wird. Im Folgenden wollen wir über unsere Untersuchungen berichten, die sich mit der Rolle der Feinstäube als Schadkomponente beschäftigen, einer Komponente, die für das Aussehen eines ganzen Tales charakteristisch ist.

2. Material und Methode

Die Proben stammen von mindestens 50jährigen Fichten aus Beständen in unterschiedlicher Entfernung zum Werk; ein Großteil des Untersuchungsmaterials stammt von einem Probepunkt, der in ca. 2,5 km Entfernung zum Werk gelegen ist. Der Untersuchungszeitraum umfaßt die Jahre 1983–1985. Wegen besserer Vergleichbarkeit wurden die Fichtenzweige in der Regel dem oberen Kronenbereich entnommen (ANONYMUS 1984), wobei entweder ein Baumsteiger eingesetzt oder die Bäume gefällt wurden. Je nach Fragestellung wurde in einzelnen Fällen mittels einer Stangenschere Material auch aus dem unteren Kronenbereich entnommen. Die Kontrollen stammen zum einen Teil aus den gesunden Beständen der zwischen den Rücken gelegenen Gräben, zum anderen Teil aus einem abseits gelegenen Graben, der im Windschatten des Werkes gelegen und zusätzlich durch vorgelagerte Rücken geschützt ist.

Es wurde nicht nur natürlich belastetes Pflanzenmaterial für die Untersuchungen herangezogen; um unsere Vermutung, daß es sich um Staubschäden handelt, zu untermauern, wurden auch künstliche Bestaubungen durchgeführt. Diese wurden an 15jährigen Fichten in \pm schadstofffreier Lage in der Umgebung von Graz vorgenommen (BERMADINGER et al. 1987). Der Transport ins Labor erfolgte möglichst schnell, wobei besonders darauf geachtet wurde, die Zweige weder mechanisch noch thermisch zu belasten. Rasterelektronenmikroskopische Untersuchungen (REM): Die entweder gefrier- oder luftgetrockneten Nadeln wurden durch Kathodenzerstäubung von Gold leitfähig gemacht; die Beobachtung erfolgte mit einem Cambridge Stereoscan Mark-IIa bei 20 kV Anodenspannung. Um die Staubbelastung der Nadeln zu untersuchen, wurde ein Halbleiterringdetektor eingesetzt; mittels Mikrosonde konnten die festen Partikel auf ihre Elementzusammensetzung hin analysiert werden. Für ein derartiges Vorgehen wurden die Nadeln nur mit Kohlenstoff bedampft. Zur näheren Erläuterung der REM-Methodik vgl. GRILL 1973, GRILL & GOLOB 1983, BERMADINGER et al. 1987.

Die Bestimmung der Leitfähigkeit der Spaltöffnungen für Wasserdampf erfolgte nach BEARDSELL et al. 1972 mit Hilfe eines Null-balance-Diffusionsporometers. Da für unsere Fragestellung die maximale Öffnungsweite der Spaltöffnungen benötigt wurde, wurden die Proben am Tag vor der Messung vorbereitet, am Tag der Messung in eine feuchte Kammer gestellt und mehrere Stunden belichtet (ca. 5 kLux). Als Bezugsgröße wird die Nadeloberfläche verwendet, die durch genaues Ausmessen einer repräsentativen Zahl von Nadeln jeweils ermittelt wurde.

Photosynthesemessungen mit einem URAS wurden am Institut für Botanik der Universität Innsbruck durchgeführt; um die Proben durch den Transport möglichst wenig zu belasten, wurden sie noch am Tag der Probennahme per Flugzeug nach Innsbruck transportiert. Die Pigmentanalyse erfolgte mittels HPLC (ESKINS & DUTTON 1979) in modifizierter Form (PFEIFHOFER, unveröffentlicht). Als stationäre Phase diente Sphaerisorb S 5 ODS 2 in einer Stahlsäule 250 × 4 mm plus Vorsäule 40 × 4 mm (FZ Seibersdorf). Die mobile Phase war aqua bidest. bzw. Aceton/Methanol = 9/1. Die Detektion erfolgte bei 440 nm.

Wasserlösliche SH-Gruppen wurden photometrisch durch Umsatz mit DTNB (Ellman-Reagens) untersucht (GRILL & ESTERBAUER 1973, GRILL et al. 1982).

Zur Ascorbinsäurebestimmung wurde das titrimetrische Verfahren mit Dichlorphenol-Indophenol herangezogen (GRILL et al. 1979). Die Untersuchung des Prolins erfolgte photometrisch durch Reaktion mit saurem Ninhydrin und anschließender Extraktion mit Toluol (BATES 1973).

An getrocknetem und feingemahlenem Nadelpulver wurde der Ca-/Mg-Gehalt mittels Atomabsorption ermittelt (FBVA-Wien; eigene Bestimmungen sind noch nicht abgeschlossen).

Zur Charakterisierung der Vitalität der Bäume wurden biometrische Untersuchungen durchgeführt; dazu wurden folgende aussagenkräftige Größen ermittelt (vgl. HALB-WACHS & SCHÖN 1985): Trockengewicht, 100-Nadelgewicht, Trieblänge, Nadellänge, Benadelungsdichte. Zusätzlich wird auch das Benadelungsprozent nach KNABE 1983 angegeben.

3. Ergebnisse der biometrischen Untersuchungen

Die biometrischen Untersuchungen wurden nur zur Charakterisierung des Probenmaterials durchgeführt; es war nie beabsichtigt, sie einer statistischen Bearbeitung zu unterwerfen. Nach HALBWACHS & SCHÖN 1985 streuen derartige Daten sehr stark, so daß mit einer relativ geringen Probenmenge nicht das Auslangen gefunden werden kann. Es scheint daher für unsere Zwecke ausreichend, nur die jeweiligen Extremwerte anzugeben (Tab. 1).

Die Anzahl der vorhandenen Nadeljahrgänge beträgt bei den belasteten Bäumen 3-4, wohingegen bei den Kontrollfichten noch 6-7 Jahrgänge gut benadelt sind; die Tanne besitzt immer mindestens 8 Nadeljahrgänge.

Die Tabelle läßt erkennen, daß die Länge der Wipfeltriebe bei den Kontrollen deutlich größer ist als bei den immissionsbeeinflußten Bäumen. Die Tanne zeigt ebenfalls Wipfelzuwächse von 20 bis 40 cm. Auch die Seitentriebe 1. Ordnung zeigen im Maximum größere Zuwächse bei den Kontrollen, wohingegen die geringsten Trieblängen immer bei den belasteten Fichten zu finden sind. 13 bis 14 cm Zuwachs pro Jahr weisen bei der Tanne auf eine relativ gute Vitalität hin. Die anderen biometrischen Parameter, wie Nadeldichte, 100-Nadelgewicht, Trockengewicht sind für einen Vergleich Fichte/ Tanne nicht verwertbar. Die Benadelungsdichte, ausgezählt als Nadelansatzstellen pro cm, deutet auf eine dichtere Benadelung der immissionsbelasteten Fichten hin, wobei die Maximalwerte - mit Ausnahme des vierten Jahrganges - stets bei den belasteten Fichten liegen. Die Nadellänge ist bei allen Bäumen annähernd gleich - die Minimalwerte der immissionsbelasteten Bäume sind geringfügig niedriger als jene der Kontrollen. Wie häufig bei Immissionseinfluß zu beobachten, besitzen mäßig belastete Nadeln die Tendenz zu höheren Trockengewichten gegenüber den Kontrollen (Tab. 1, HALBWACHS & SCHÖN 1985). Bei extremer Belastung kommt es allerdings als Folge stark verminderter Vitalität zu geringen 100-Nadelgewichten. Als Beispiel sei ein äußerst stark belasteter Baum angeführt: 1. Jhg. = 0,32 g; 2. Jhg. = 0,24 g; 3. Jhg. = 0,38 g. Man kann aus den biometrischen Daten ersehen, daß sich die immissionsbelasteten Nadeln (und in weiterer Folge die Bäume) von den Kontrollen unterscheiden; die Ergebnisse deuten in Richtung einer verminderten Vitalität, wobei äußerst stark belastete Individuen als auch solche mit mäßiger Immissionsexposition erfaßt wurden.

bestimmt.	sio l	Х	+	6,2-14,1	23-27	15-23	14,2-17,5	0,49-0,63	0,45-0,46	
ollen, + – nicht	4. Jh	Ι	+	5,6-10,7	22-26	14-16	13,1–18,9	0,62–0,84	0,49–0,52	
istet, K - Kontre	1g.	Х	20-38	11,0–16,5	21–25	17-19	16,8–18,0	0,69–0,75	0,43-0,44	
immissionsbel	3. Jt	I	9-12	7,0-12,1	25-37	20-27	13,6–18,9	0,61–0,80	0,46–0,49	
Jahrgang, I -	ıg.	К	23-24	8,2-11,9	27–28	27-28	13,6–15,9	0,48–0,50	0,41–0,44	
Jhg	2. Jł	I	9-10	6,7-10,4	26-39	24–31	11,4–17,6	0,65-0,68	0,46–0,48	
ahmetermin At	ıg.	К	21	7,1-12,4	16–17	16-17	14,5-18,2	0,58-0,62	0,35-0,39	
uchung; Proben	1. JF	I	10-17	5,1-8,4	20-30	19–30	13,7-18,8	0,65-0,73	0,41–0,45	
Tab. 1: Daten der biometrischen Unters			Trieblänge Wipfel (cm)	Seitentriebe 1. Ordnung (cm)	Benadelungsdichte Nadeln + Ansatzstellen (pro cm)	Nadeln (pro cm)	Nadellänge (mm)	100-Nadelgewicht (g)	Trockengewicht (von 1 g Frischgewicht) (g)	

4. Ergebnisse der rasterelektronenmikroskopischen Untersuchungen

Die Staubbelastung der Fichten ist relativ gering; es handelt sich in der Hauptsache um Feinstäube, wie mit Hilfe eines Ringdetektors gezeigt werden konnte (Abb. 4). Eine großflächige röntgenspektrometrische Untersuchung ergibt ein eindeutiges Überwiegen von Magnesium in den Auflagerungen. Daneben sind noch Silicium, Aluminium, Eisen u. a. m. zu finden (Abb. 1). Analysiert man einzelne Staubpartikel bei sehr hoher Vergrößerung, so zeigt es sich, daß Mg bei sehr vielen Partikeln die alleinige oder zumindest dominierende Komponente darstellt (Abb. 2). Als Vergleich dazu zeigt Abb. 3 die Analyse eines typischen Staubteilchens, das vom Boden stammt. Die Herkunft der Mg-haltigen Stäube wird auf Fabriksemissionen zurückgeführt, da bei der Magnesitproduktion MgO frei wird, das nicht zur Gänze von den Staubfiltern zurückbehalten wird. Der dolomithaltige Untergrund kann als überwiegende Mg-Quelle ausgeschlossen werden, da in diesem Falle bei weitem mehr Calcium vorhanden sein müßte.

Fichten zeigen im Rasterelektronenmikroskop strukturiertes Wachs über den Spaltöffnungen, das auch die Umgebung der Stomata und die übrige Nadeloberfläche bedeckt. Das Wachs besteht aus Röhrchen, welche die Nadeln büschelförmig bedecken und die äußere Atemhöhle der Stomata locker ausfüllen (vgl. JEFFREE et al. 1971, GRILL 1973, THAIR & LISTER 1975, GÜNTHARDT 1985 u. a. m.). Ein derartiges Bild ist bei den Kontrollen auch zu finden (Abb. 5). Dort, wo Mg-haltige Stäube auf der Oberfläche zu finden sind. sind die Wachsauflagerungen deutlich beeinflußt: Die Wachse verkleben zusehends, und die Oberfläche verkahlt (Abb. 6). Untersucht man nun die Wachse im Spaltöffnungsbereich bei höherer Vergrößerung, so zeigt sich eine deutliche Abfolge der Veränderungen in Relation zur Höhe der Staubbelastung. Die Wachsstrukturen der Kontrollen bilden ein dichtes Maschenwerk über den Spaltöffnungen (Abb. 7). Bei geringerer Belastung beginnen die Wachsröhrchen an ihrer Spitze miteinander zu verschmelzen, wodurch es zu einer Erweiterung der ansonsten kleinen Poren dieses Maschenwerkes kommt (Abb. 8); bei stärkerer Belastung kommt es zu weitgehenden Verklebungen, die bis zum totalen Verschluß der Spaltöffnungen führen können (Abb. 9). Die älteren Nadeljahrgänge reagieren stärker als die jungen: Sie neigen eher zu einem Verkleben der Wachse, während an den jungen Nadeln zuerst die oben angeführten Auflockerungen zu beobachten sind, die bei anhaltender Belastung allerdings bald in stärkere Verklebungen übergehen (BERMADINGER et al. 1987).

Um die Hypothese einer phytotoxischen Wirkung Mg-haltiger Feinstäube zu festigen, wurden auch künstliche Bestaubungen durchgeführt. Sinterstäube, d. h. Staubpartikel, die von den Staubfiltern des Werkes zurückgehalten werden, verursachen in der Hauptsache mechanische Schäden auf Grund ihrer Größe. Wurden die Nadeln hingegen mit MgO – einem sehr feinen Pulver – bestaubt, konnten die gleichen Veränderungen an den Wachsen beobachtet werden, wie sie aus dem Immissionsgebiet Breitenau bereits bekannt waren: Ausgehend von den Kontrollen, kommt es zuerst zu einer Auflockerung der Wachsstrukturen und in weiterer Folge zu stärkeren und weitergehenderen Verklebungen (vgl. Abb. 7–9). Das Erscheinungsbild dieser Veränderungen konnte in mehreren Versuchsreihen beobachtet werden (BERMADINGER et al. 1987).

Nach unseren Untersuchungen beeinflussen auch die Niederschläge die Destruktion der Wachse. Beim Probennahmetermin August 1985 – bis zu diesem Zeitpunkt war dieses Jahr sehr niederschlagsreich – konnten an Wachsen auch stark geschädigter Bäume nur relativ geringfügige Änderungen beobachtet werden. Junge Nadeln zeigten sehr schön ausgebildete Wachsstrukturen, die höchstens Tendenzen zu einer Auflockerung erkennen ließen. Auch die Veränderungen an den einjährigen Nadeln waren nie so stark, wie sie sonst in diesem Immissionsgebiet beobachtet werden konnten, wenn weitaus weniger Niederschläge fielen. Ende August folgte dann eine ca. 2-monatige, sehr niederschlagsarme Periode. Eine Probenahme im November offenbarte nun ein drastisch verschlechtertes Bild der Nadeloberflächen. Bereits die jungen Nadeln wiesen starke Wachsdestruktionen auf, z. T. sehr starke Verklebungen. Bei den einjährigen Nadeln war dieses Bild noch wesentlich drastischer ausgebildet. Aus diesen Beobachtungen folgern wir, daß die Stäube von den Niederschlägen abgewaschen werden und keine Gelegenheit haben, chemisch mit den Wachsen zu reagieren, während sie sich in niederschlagsarmen Perioden auf den Nadeln ablagern. Diese Witterungsabhängigkeit konnten wir auch bei den künstlichen Bestaubungen beobachten. Trotz reichlichen Auftragens von MgO konnten bei viel Niederschlägen nur relativ geringe Veränderungen beobachtet werden, wohingegen in niederschlagsarmen Perioden mehrmals starke Verklebungen erzielt werden konnten.

Wie GRILL 1973 berichtet hat, besitzt auch die Tanne gut ausgebildete Wachsauflagerungen. Untersucht man nun die Tannen des Immissionsgebietes auf ihre Wachsstrukturen hin, so zeigen sich deutliche Unterschiede zwischen Fichten und Tannen: Die Tanne zeigt nahezu unbeeinflußte Wachsstrukturen, die denen gesunder Fichten vergleichbar sind. Unmittelbar neben solchen Tannen stehende Fichten hingegen weisen drastische Veränderungen der Wachse auf. Eine Ursache für dieses differente Erscheinungsbild dürfte der unterschiedliche Bau der Nadeln sein: Die Nadel der Fichte ist von rhomboidalem Bau, sie ist amphistomatisch, d. h., die Spaltöffnungen sind auf allen vier Seiten angeordnet; die Tanne hingegen besitzt flach ausgebildete Nadeln, die hypostomatisch sind, d. h., die Spaltöffnungen finden sich nur auf der Unterseite. Aus areodynamischen Gründen dürfte die Fichte von den Staubimmissionen stärker beeinflußt werden als die Tanne, deren Wachse gegenüber den von oben einfallenden Stäuben besser abgeschirmt sind (vgl. BERMADINGER & GRILL 1987 b).

5. Untersuchungen zur stomatären Leitfähigkeit und zur Photosynthese

Nach JEFFREE et al. 1971 spielen Wachsstrukturen eine wesentliche Rolle beim Gasaustausch der Nadeln und stellen im Besonderen einen Transpirationsschutz dar. Wie im vorigen Kapitel gezeigt wurde, werden die Wachsstrukturen durch die Staubbelastung im Immissionsgebiet beeinflußt, weshalb Auswirkungen auf die stomatäre Leitfähigkeit, also Auswirkungen auf die Gasgängigkeit der Spaltöffnungen, zu erwarten waren. Um die Ergebnisse gleich vorwegzunehmen, erbrachten die Messungen der stomatären Leitfähigkeiten eine sehr gute Übereinstimmung mit den rasterelektronenmikroskopischen Beobachtungen, sowohl bei Material aus dem Immissionsgebiet als auch bei den experimentell bestaubten Fichten. Von den zahlreich durchgeführten Messungen seien hier zwei Beispiele angeführt (Tab. 2a und b).

		stomatäre I (s c	.eitfähigkeit m⁻¹)	Nettophotosynthese (mg CO ₂ dm ⁻² h ⁻¹)		
		Ι	K	Ι	K	
	1. Jhg.	0,028±0,013	0,083±0,026	0,82±0,55	5,30±0,55	
a)	2. Jhg.	0,065±0,010	0,099±0,018	1,94±0,08	2,90±0,22	
Ь)	1. Jhg.	0,116±0,022	0,092±0,008	9,32±0,083	8,01 ± 1,66	
	2. Jhg.	0,097±0,012	0,071±0,007	6,94±0,47	3,90 ± 0,67	

Tab. 2: Jhg. - Jahrgang I - immissionsbelastet K - Kontrolle

In dem einen Fall (vgl. Tab. 2a) handelt es sich um eine Fichte mit sehr stark verklebten Wachsstrukturen sowohl im ersten als auch im zweiten Jahrgang (Abb. 9). Deutlich ist eine Erniedrigung der stomatären Leitfähigkeit gegenüber den Kontrollbäumen zu erkennen. Bei den einjährigen Nadeln ist diese Erniedrigung ausgeprägter als bei den zweijährigen. Im zweiten Fall (vgl. Tab. 2b) handelt es sich um eine Fichte, deren Wachse nur wenig beeinflußt waren, die Wachsstrukturen über den Spaltöffnungen zeigten relativ große Poren (Abb. 8). Die Messung der stomatären Leitfähigkeit derartig beeinflußter Nadeln ergab eine deutliche Erhöhung gegenüber den unbeeinflußten Fichten. Die oben genannten Befunde über die Zusammenhänge zwischen der stomatären Leitfähigkeit und dem Aussehen der Wachsstrukturen sind sowohl bei Material aus dem Immissionsgebiet als auch bei experimentell bestaubten Fichten zu finden.

In engem Zusammenhang mit der stomatären Leitfähigkeit steht auch die Photosynthese, da das CO₂ durch die Spaltöffnungen in die Pflanze gelangt. Parallel zu den Messungen der stomatären Leitfähigkeit wurden deshalb auch Photosynthesemessungen durchgeführt. Aus Tab. 2a und b läßt sich deutlich erkennen, daß die Photosynthese ein ähnliches Verhalten zeigt wie die stomatäre Leitfähigkeit; sind die Nadeln sehr stark verklebt (Abb. 9), ist auch die Photosynthese reduziert. Bei aufgelockerten Wachsstrukturen (Abb. 8) kommt es zu einer Zunahme der Photosynthese. Die Veränderungen der Photosynthese stehen im Einklang mit den Veränderungen der stomatären Leitfähigkeiten, und beide stimmen mit den rasterelektronenmikroskopischen Beobachtungen überein. Dies gilt sowohl für natürlich belastetes als auch für experimentell bestaubtes Material. Inwieweit die Photosynthese zusätzlich von internen Faktoren beeinflußt wird, kann hier nicht beurteilt werden.

6. Untersuchungen an Nadelinhaltsstoffen

Die Untersuchung von Nadelinhaltsstoffen beschränkte sich auf einige ausgewählte Substanzen, die vom stoffwechselphysiologischen Gesichtspunkt her Aufschlüsse über etwaige Störungen erwarten lassen.

Wasserlösliche Sulfhydrilverbindungen (SH) haben einen wesentlichen Anteil an der Stabilität des Zellgeschehens (LEVITT 1980). Besonders das Glutathion spielt hierbei eine wesentliche Rolle und hat 95–100% Anteil an der genannten Stoffgruppe (GRILL & ESTERBAUER 1973, GRILL et al. 1982). Unseren Untersuchungen nach sind in den immissionsbelasteten Nadeln jedoch keine qualitativen und quantitativen Unterschiede zu den Kontrollnadeln festzustellen (vgl. Tab. 3).

		Ι	К
SH (µM/gFG)	1. Jhg. 2. Jhg. 3. Jhg.	$0,252 \pm 0,026 \\ 0,230 \pm 0,026 \\ 0,222 \pm 0,068$	$\begin{array}{c} 0,228 \pm 0,044 \\ 0,221 \pm 0,055 \\ 0,202 \pm 0,029 \end{array}$
AS (mg/gFG)	1. Jhg. 2. Jhg. 3. Jhg.	$1,038 \pm 0,117 \\ 0,989 \pm 0,187 \\ 0,923 \pm 0,000$	$1,253 \pm 0,093 \\ 1,220 \pm 0,047 \\ 1,187 \pm 0,187$
Prolin (µM/gFG)	1. Jhg. 2. Jhg. 3. Jhg.	$0,770 \pm 0,523$ $0,686 \pm 0,248$ $0,553 \pm 0,143$	$\begin{array}{c} 0,535 \pm 0,236 \\ 0,309 \pm 0,133 \\ 0,301 \pm 0,042 \end{array}$

Tab. 3: Verschiedene Nadelinhaltsstoffe; nähere Erklärungen im Text

Die Ascorbinsäure (AS) hingegen, die mit den Sulfhydrilverbindungen einen wesentlichen Anteil am Redox-System der Fichtennadeln besitzt (GRILL et al. 1979), zeigt eine mengenmäßige Abnahme unter Immissionseinfluß, die durchschnittlich 20% je Jahrgang beträgt (Tab. 3).

Die Aminosäure Prolin, die häufig mit Streß in Verbindung gebracht wird, zeigt einen deutlichen Trend zur Zunahme in den belasteten Nadeln. Sie kann im Mittel eine Zunahme von 40 bis 120% aufweisen.

In engem Zusammenhang mit der Photosynthese stehen die Plastidenpigmentmuster der Bäume, zudem wiesen die Probebäume teilweise deutlich sichtbare Vergilbungen auf. Tab. 4 führt die Ergebnisse eines Probenahmetermins vom August 1985 an. Trotz der zum Teil sehr großen Streuung der Werte läßt sich ein deutlicher Trend erkennen. Um diesen Trend etwas anschaulicher darzulegen, werden im zweiten Teil der Tab. 4 Prozentwerte angegeben, wobei die jeweiligen Kontrollwerte als 100% gesetzt wurden. Es wurden hierfür nur die Mittelwerte, nicht aber die Standardabweichungen berücksichtigt. Bei den belasteten Nadeln sind alle untersuchten Pigmente gegenüber den Kontrollen vermindert. Diese Verminderung betrifft allerdings nicht alle Pigmente gleichermaßen.

Chlorophyll a und b werden in ungefähr gleichem Ausmaß beeinträchtigt, an ihrem Verhältnis (Quotient aus Chl a und b) ändert sich kaum etwas. α -Carotin scheint jedoch stärker angegriffen zu werden als β -Carotin – das Verhältnis α/β ist bei den Kontrollen durchwegs höher als bei den immissionsbelasteten Bäumen. Die Xanthophylle sind ebenfalls – wie die übrigen Pigmente – erniedrigt, es läßt sich jedoch kein Unterschied zu den Carotinen feststellen; das Verhältnis Gesamtcarotin zu Gesamtxanthophyll ist gleich wie bei den Kontrollen.

Unter Immissionseinfluß kommt es also zu einer Gesamtverminderung der Plastidenpigmente, wobei alle Pigmente in ungefähr gleichem Ausmaß betroffen sind; das etwas unterschiedliche Verhalten von α -Carotin und β -Carotin kann hier nicht interpretiert werden.

		Ι	К	I	К
Chlorophyll a	1. Jhg. 2. Jhg. 3. Jhg. 4. Jhg. 5. Jhg.	$1931 \pm 507 \\ 2161 \pm 301 \\ 2407 \pm 251 \\ 1731 \pm 643 \\ 1400 \pm 274$	$3316 \pm 1048 \\ 3573 \pm 31 \\ 3417 \pm 277 \\ 3811 \pm 742 \\ 3429 \pm 285$	58% 60% 70% 45% 41%	100%
Chlorophyll b	1. Jhg. 2. Jhg. 3. Jhg. 4. Jhg. 5. Jhg.	$924 \pm 134 987 \pm 139 1114 \pm 69 827 \pm 307 641 \pm 156$	$1677 \pm 639 \\ 1750 \pm 161 \\ 1772 \pm 281 \\ 2003 \pm 438 \\ 1793 \pm 170 \\ \end{array}$	55% 56% 63% 41% 36%	100%
α-Carotin	1. Jhg. 2. Jhg. 3. Jhg. 4. Jhg. 5. Jhg.	$81 \pm 24 \\ 100 \pm 24 \\ 99 \pm 8 \\ 66 \pm 25 \\ 69 \pm 42$	$162 \pm 69 \\188 \pm 29 \\195 \pm 24 \\174 \pm 31 \\170 \pm 34$	50% 53% 51% 38% 41%	100%

Tab. 4: Pigmentmuster (Jhg. - Jahrgang; I - immissionsbelastet; K - Kontrolle).

		Ι	К	I	К
β-Carotin	1. Jhg. 2. Jhg. 3. Jhg. 4. Jhg. 5. Jhg.	$ \begin{array}{r} 100 \pm 10 \\ 109 \pm 14 \\ 110 \pm 8 \\ 84 \pm 21 \\ 77 \pm 13 \end{array} $	$ \begin{array}{r} 141 \pm 25 \\ 154 \pm 1 \\ 157 \pm 8 \\ 141 \pm 22 \\ 134 \pm 23 \end{array} $	71% 71% 70% 60% 57%	100%
Violaxanthin	1. Jhg. 2. Jhg. 3. Jhg. 4. Jhg. 5. Jhg.	$56 \pm 30 \\110 \pm 18 \\127 \pm 13 \\94 \pm 31 \\79 \pm 31$	$ \begin{array}{r} 117 \pm 42 \\ 175 \pm 1 \\ 153 \pm 27 \\ 187 \pm 35 \\ 193 \pm 29 \end{array} $	48% 63% 83% 50% 41%	100%
Lutein	1. Jhg. 2. Jhg. 3. Jhg. 4. Jhg. 5. Jhg.	$256 \pm 30 \\ 260 \pm 33 \\ 289 \pm 28 \\ 235 \pm 59 \\ 215 \pm 6$	$408 \pm 101 \\ 412 \pm 25 \\ 428 \pm 50 \\ 469 \pm 83 \\ 435 \pm 42$	63% 63% 68% 50% 49%	100%
Neoxanthin	1. Jhg. 2. Jhg. 3. Jhg. 4. Jhg. 5. Jhg.	$99 \pm 21 \\ 122 \pm 23 \\ 136 \pm 13 \\ 105 \pm 33 \\ 98 \pm 31$	$ 188 \pm 76 215 \pm 37 231 \pm 54 237 \pm 45 243 \pm 47 $	53% 57% 59% 44% 40%	100%
Antheraxanthin	1. Jhg. 2. Jhg. 3. Jhg. 4. Jhg. 5. Jhg.	$ \begin{array}{r} 13 \pm 6 \\ 14 \pm 4 \\ 15 \pm 1 \\ 15 \pm 1 \\ 15 \pm 1 \\ 15 \pm 4 \\ \end{array} $	$ \begin{array}{r} 17 \pm 6 \\ 19 \pm 3 \\ 19 \pm 6 \\ 21 \pm 6 \\ 21 \pm 6 \\ 21 \pm 6 \end{array} $	76% 74% 79% 71% 71%	100%
Chlorophyll a/ Chlorophyll b	1. Jhg. 2. Jhg. 3. Jhg. 4. Jhg. 5. Jhg.	$2,08 \pm 0,25 2,19 \pm 0,00 2,16 \pm 0,09 2,09 \pm 0,00 2,19 \pm 0,10$	$2,01 \pm 0,13 2,06 \pm 0,21 1,94 \pm 0,16 1,91 \pm 0,05 1,92 \pm 0,02$	10 [°] 3% 106% 111% 109% 114%	100%
α-Carotin/ β-Carotin	1. Jhg. 2. Jhg. 3. Jhg. 4. Jhg. 5. Jhg.	$0,81 \pm 0,16 \\ 0,91 \pm 0,10 \\ 0,90 \pm 0,01 \\ 0,78 \pm 0,11 \\ 0,86 \pm 0,40$	$1,12 \pm 0,28 \\ 1,22 \pm 0,20 \\ 1,24 \pm 0,08 \\ 1,24 \pm 0,03 \\ 1,27 \pm 0,04$	72% 75% 73% 63% 68%	100%
Gesamtcarotin/ Gesamtxanthophyll	1. Jhg. 2. Jhg. 3. Jhg. 4. Jhg. 5. Jhg.	$0,43 \pm 0,01 \\ 0,41 \pm 0,01 \\ 0,37 \pm 0,00 \\ 0,33 \pm 0,01 \\ 0,35 \pm 0,08$	$\begin{array}{c} 0,42 \pm 0,01 \\ 0,42 \pm 0,01 \\ 0,43 \pm 0,04 \\ 0,35 \pm 0,01 \\ 0,34 \pm 0,01 \end{array}$	102% 98% 86% 94% 103%	100%

7. Diskussion

Über die Wirkung von MgO-Staubimmissionen gibt es nur sehr wenig Literaturangaben. Außerdem befassen sich diese nicht so sehr mit den physiologischen Auswirkungen, sondern sie betrachten eher nur die Verschiebungen in den Vegetationseinheiten (KALETA 1972). Das ähnlich gelagerte Problem der Zementstaubwirkungen wird etwas ausführlicher behandelt, allerdings wird in diesen Arbeiten von Pflanzen berichtet, die von einer sehr stark ausgeprägten Zementkruste überzogen sind (CZAJA 1962a, b, BOHNE 1963). Die Schadwirkung wird einerseits auf Verätzung durch Ca(OH)₂ zurückgeführt, andererseits auf Photosyntheseverminderungen durch die den Lichteinfall reduzierenden Krusten (CZAJA 1962a, b, GARBER 1967). Solch extreme Ausprägungen sind aber im Immissionsgebiet Breitenau nirgends zu finden; vielmehr handelt es sich hier um Feinstäube, die die Pflanzen selbst in sehr geringer Konzentration beeinflussen (GRILL & GOLOB 1983, BERMADINGER et al. 1987).

Nur in direkter Nähe des Magnesitwerkes ist eine starke Bodendevastierung zu beobachten, die pH-Werte dieser Böden sind stark in den toxischen Bereich angehoben (pH-Werte 8,8–9,2), außerdem ist eine extreme Anreichung mit Magnesium erkennbar (KILIAN 1980). Mit zunehmender Entfernung vom Werk nimmt dieser schädigende Einfluß auf den Boden stark ab (KILIAN 1980). Im Bereich unserer Probestelle, sie liegt ca. 2,5 km Luftlinie vom Werk entfernt, sind stärkere Einflüsse auf den Boden nicht mehr zu erwarten.

SMIDT & STEFAN 1980 haben gezeigt, daß die Fichten in diesem Bereich noch ein leicht gestörtes Ca/Mg-Verhältnis zwischen 2,5 und 3 aufweisen, verursacht durch höhere Magnesiumgehalte. 1983 durchgeführte Bestimmungen deuten darauf hin, daß die Magnesiumgehalte der Nadeln nur mehr knapp über bzw. an den Grenzwerten liegen (ANONYMUS 1984). Im Gleichklang damit erhöht sich auch das Ca/Mg-Verhältnis; die Werte für gesunde Nadeln liegen im Bereich von 3,5 bis 6 (STEFAN, mündliche Mitteilung). Aus der Literatur ist bekannt, daß Ionenimbalanzen – wie z. B. ein gestörtes Ca/Mg-Verhältnis bei Serpentinböden – pyhsiologische Konsequenzen mit sich bringen (PROCTOR 1970, KINZEL 1982). In unserem Fall ist das starke Auftreten akuter Waldschäden durch ein nur leicht gestörtes Ca/Mg-Verhältnis allein nicht zu erklären.

Es muß noch eine zusätzliche Immissionskomponente vorhanden sein, und diese finden wir in einer direkten physiologischen Wirksamkeit der MgO-haltigen Feinstäube. Auf Feinstäube als Verursacher führt uns auch das interessante Erscheinungsbild, daß Fichten stark kränkeln, während direkt danebenstehende Tannen sehr viel vitaler aussehen. Die biometrischen Untersuchungen festigen diese Beobachtung. Die bessere Vitalität der Tannen befindet sich im Gegensatz zur Rauchschadensliteratur, derzufolge die Tanne viel empfindlicher auf gasförmige Luftverunreinigungen reagiert als die Fichte (WENTZEL 1968, 1980). Ein Grund, der zu diesem unerwarteten Verhalten der Tanne führt, dürfte in der unterschiedlichen Nadelanatomie von Fichte und Tanne zu suchen sein. Die Spaltöffnungen der hypostomatischen Tanne sind aus aerodynamischen Gründen vermutlich besser vor Staubeinflüssen geschützt als die der amphistomatischen Fichte, deren Spaltöffnungen auf allen vier Seiten der rhomboidal geformten Nadel zu finden sind. Auf eine solche zusätzliche, physiologisch wirksame Immissionkomponente deutet auch die Art der Ausbreitung der Waldschäden; es sterben immer zuerst die Bäume am Waldrand ab; werden diese gefällt, trifft es die dahinterstehenden und nun freigestellten Bäume. Immer neue Waldpartien brechen zusammen, wenn der bisherige Bestandesschutz wegfällt. Dies gilt auch großräumig: Wird eine Kuppe abgeholzt, zeigen Wälder der dahinterliegenden Kuppe in kurzer Zeit Erkrankungssymptome.

Die rasterelektronenmikroskopischen Untersuchungen haben nun ergeben, daß MgO-Stäube die Wachsstrukturen über den Spaltöffnungen sehr stark beeinflussen können. JEFFREE et al. 1971 wiesen nach, daß das lockere Geflecht intakter Wachse über den Spaltöffnungen die Diffusion für Wasserdampf um ²/₃ und jene für CO₂ um ¹/₃ herabsetzt, also als ausgezeichneter Transpirationsschutz wirkt. Verklebungen der Wachse, wie sie unter Immissionseinfluß zu beobachten sind, führen zu einer z. T. äußerst starken Reduzierung des Gasaustausches, die sich auch in einer Photosyntheseminderung niederschlägt. Unsere Untersuchungen ergaben einen gewissen Gleichklang in den Veränderungen von stomatärer Leitfähigkeit und Photosynthese und Veränderungen der Wachsstrukturen. Inwieweit die Photosynthese aber noch von zusätzlichen Faktoren beeinflußt wird, wie intracelluläre CO₂-Konzentration, geänderte Diffusionseigenschaften von Zellwand oder Protoplasten- bzw. Chloroplastenmembran u. a., muß offen bleiben. Auch eventuell noch vorhandene gasförmige Immissionen (cf. SMIDT & STEFAN 1980), könnten sich hier negativ auswirken.

Eine verminderte Photosynthese führt auf jeden Fall zu verminderter Stoffproduktion und in weiterer Folge zu verminderter Vitalität.

Die bei den immissionsbelasteten Nadeln verminderte Konzentration der Ascorbinsäure dürfte auf die Photosyntheseminderung zurückzuführen sein. Da die Ascorbinsäure in engem Zusammenhang mit dem Redox-System der Pflanze steht (GRILL et al. 1979) und auch die Frostresistenz mitprägt (KELLER 1981), kann eine solche Verminderung ökophysiologische Folgen haben.

Auch die Verminderung aller Plastidenpigmente bei den immissionsbelasteten Bäumen kann auf eine verminderte Vitalität zurückgeführt werden, allerdings bewirkt eine solche Reduzierung der photosynthetisch aktiven Pigmente ihrerseits wieder eine Reduzierung der Photosynthese. Diese Beobachtungen stehen im Gegensatz zu HARTEL 1954, der unter dem Einfluß magnesiumhaltiger Immissionen einen erhöhten Chlorophyllgehalt in Gräsern feststellen konnte, zum anderen wurden auch deutliche Zuwachssteigerungen an Buchen festgestellt (POLLANSCHÜTZ 1969). Es dürfte sich jedoch in den genannten Fällen v. a. um die Effekte einer Magnesiumdüngung armer Böden handeln, während es sich in unserem Fall um die direkte Wirkung von Mg auf die Vegetation handelt – bei gleichzeitig guter Versorgung der Pflanzen.

Auflockerungen der Wachsstrukturen, wie sie bei schwächerer und kurzfristiger Immissionsbelastung vor allem an den jungen Nadeln zu beobachten sind, führen über eine erhöhte stomatäre Leitfähigkeit zu einer verstärkten Wasserabgabe, die bei ungünstigen äußeren Bedingungen, wie geringe Niederschläge, einen erhöhten Trockenstreß für die Pflanze darstellen. Die gegenüber den Kontrollen erhöhte Konzentration der Aminosäure Prolin, die als Indikator für Trockenstreß gilt (BATES et al. 1973), scheint diese Annahme zu untermauern. Auch die starke Zunahme der Waldschäden in den Trockenjahren 1983 und 1984 könnte damit in Übereinstimmung gebracht werden. Nach SCHNOPFHAGEN 1985 kommt es seit 1976 zu einer Verminderung der physiologisch wichtigen Niederschläge in den Sommermonaten (Abb. 10). Besonders gefährdet werden deshalb diejenigen Bäume sein, die auf seichtgründigen Böden bzw. auf Felsrippen stocken.

Beim Immissionsgebiet der Breitenau muß man, wie auch in anderen Immissionsgebieten, stark differenzieren. Spielen in der Umgebung des Werkes Spätfolgen früherer gasförmiger Luftverunreinigungen und intensive Magnesitstaubablagerungen eine wesentliche Rolle, sind die Waldschäden in einigen km Entfernung um einiges diffiziler zu bewerten. Wir haben hier eine vor allem physiologisch wirksame Komponente vor uns, die direkt auf die Pflanzen einwirkt und zu Situationen führt, die dramatische Waldschäden verursachen, wenn noch zusätzlich natürliche Streßfaktoren auftreten.



- Abb. 1: Röntgenspektrometrische Analyse einer Nadel aus dem Immissionsgebiet, Vergrößerung 2000mal.
- Abb. 2: Röntgenspektrometrische Punktanalyse eines Staubpartikels, von einer Nadel stammend.
- Abb. 3: Röntgenspektrometrische Punktanalyse eines Staubpartikels, vom Untergrund stammend.
- Abb. 4: Staubbelastete Nadel, Aufnahme mit einem Halbleiterringdetektor, Strich = 5 µm.
- Abb. 5: REM-Aufnahme, Kontrollnadel, Strich = 16,8 µm.
- Abb. 6: REM-Aufnahme, belastete Nadel, Strich = 16,8 µm.



Abb. 7: REM-Aufnahme, Kontrollnadel, Strich – 1,68 μm. Abb. 8: REM-Aufnahme, leicht beeinflußt, Strich – 1,68 μm. Abb. 9: REM-Aufnahme, stark beeinflußt, Strich – 1,68 μm.



Abb. 10: Niederschläge (mm) in den Perioden Mai-August 1971–1984, Meßstelle Rechberg/ Breitenau, nach SCHNOPFHAGEN 1985, verändert.

Dank

Die vorgelegte Arbeit wurde durch einen Forschungsauftrag des Bundesministeriums für Landund Forstwirtschaft unterstützt.

Danken möchten wir Herrn Hofrat Dr. H. HORN für die Ermöglichung der REM-Untersuchungen im Zentrum für Elektronenmikroskopie Graz und seinen Mitarbeitern für die sorgfältige Durchführung.

Weiters danken wir Doz. Dr. H. BAUER, Universität Innsbruck, für die Photosynthesemessungen, Dr. H. W. PFEIFHOFER für die Durchführung der Pigmentanalysen sowie Dr. K. STEFAN, FBVA Wien, für die Diskussion der Nährstoffgehalte. Gedankt sei auch der Forstverwaltung Schafferwerke, Breitenau, für ihre Hilfe beim Sammeln des Probematerials und der Tyrolean Airways für ihr Entgegenkommen beim Transport der Proben nach Innsbruck.

Literatur

ANONOYMUS (1984): 2. Verordnung zum Forstgesetz.

- BATES, L. S., WALDREN, R. P., TEARE, I. D. (1973): Rapid determination of free proline for water-stress studies. – Plant und Soil, 39: 205–207.
- BEARDSELL, M. F., JARVIS, P. G., DAVIDSON, B. (1972): A null-balance diffusion porometer suitable for use with leaves of many shapes. – J. appl. Ecol., 9: 677–690.
- BERMADINGER, E., GRILL, D., GOLOB, P. (1987): Einfluß von Magnesitstäuben auf Fichtennadelwachse. – Phyton (Austria), im Druck.
- BERMADINGER, E., GRILL, D., GOLOB, P. (1987b): The different influence of magnesite emissions on the surface waxes of Norway spruce and Silver fir. Can. J. Bot., im Druck.
- BOHNE, H. (1963): Schädlichkeit von Staub aus Zementwerken für Waldbestände. Allg. Forstzeitschrift, 18: 109–111.
- CZAJA, A. Th. (1962a): Zementstaubwirkungen auf Forstpflanzen. Forstarchiv, 33/5: 89-93.
- CZAJA, A. Th. (1962b): Über das Problem der Zementstaubwirkung auf Pflanzen. Staub-Reinhalt. Luft, 22/6: 228–232.
- ESKINS, K., DUTTON, H. J. (1979): Sample preparation for high performance liquid chromatography of higher plant pigments. Anal. Chem. 51 (11): 1885–1886.
- GARBER, K. (1967): Luftverunreinigungen und ihre Wirkungen. Gebrüder Bornträger, Berlin-Nikolasee.
- GRILL, D. (1973): Rasterelektronenmikroskopische Untersuchungen an Nadeln einiger Pinaceen, Cupressaceen und Taxaceen. – Mikroskopie, 29: 348–358.
- GRILL, D., ESTERBAUER, H. (1973): Quantitative Bestimmung wasserlöslicher Sulfhydrilverbindungen in gesunden und SO₂-geschädigten Nadeln von Picea abies. – Phyton (Austria); 15: 87–101.
- GRILL, D., GOLOB, P. (1983): SEM-Investigations of different dust depositions on the surface of coniferous needles and the effect on the needle wax. Aquilo Ser. Bot., 19: 255-261.

- GRILL, D., ESTERBAUER, H., WELT, R. (1979): Einfluß von SO₂ auf das Ascorbinsäuresystem der Fichtennadeln. – Phytopath. Z., 96: 361–368.
- GRILL, D., ESTERBAUER, H., HELLIG, K. (1982): Further studies on the effect of SO₂-pollution on the sulfhydril-systems of plants. Phytopath. Z., 104: 264–271.
- GÜNTHARDT, M. S. (1985): Entwicklung der Spaltöffnungen und der epicuticulären Wachsschicht bei Pinus cembra und Picea abies. – Bot. Helv., 95/1: 5–12.
- HÄRTEL, O. (1954): Über einige Wirkungen gas- und staubhaltiger Fabriksexhalationen auf Pflanzen. – Angew. Pflanzensoziologie (Festschrift für Erwin Aichinger zum 60. Geburtstag, Band II), 1029–1034.
- HALBWACHS, G., SCHÖN, B. (1985): Benadelungsmerkmale als Vitalitätskriterium der Fichte. FIW-Forschungsbericht: 39–50.
- JEFFREE, C. E., JOHNSON, R. P. C., JARVIS, P. G. (1971): Epicuticular wax in the stomatal antechamber of Sitka-spruce and its effects on the diffusion of water vapour and carbon dioxide. – Planta (Berl.), 98: 1–10.
- KALETA, M. (1972): Die Wirkung von Magnesit-Immissionen auf die Änderungen der Pflanzengesellschaften. – Mitt. d. FBVA Wien, 97: 569–584.
- KELLER, Th. (1981): Die Beeinflussung physiologischer Prozesse der Fichte durch eine Winterbegasung mit SO₂. – Mitt. d. FBVA Wien, 137/1: 115–120.
- KILIAN, W. (1980): Standortsverhältnisse und Veränderungen im Bodenchemismus in der Umgebung des Magnesitwerkes Breitenau. – Mitt. d. FBVA Wien, 131: 49–58.
- KINZEL, H. (1982): Pflanzenökologie und Mineralstoffwechsel. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- KNABE, W. (1983): Immissionsökologische Waldzustanderfassung in Nordrhein-Westfalen (IWE 1979). – Min. f. Ern., Landw. u. Forsten d. Landes NRW; Forschung und Beratung, Reihe C: Heft 37.
- LEVITT, J. (1980): Responses of plants to environmental stresses. Academic Press, New York-London-Toronto-Sydney-San Francisco.
- POLLANSCHÜTZ, J. (1969): Beobachtungen über die Empfindlichkeit verschiedener Baumarten gegenüber Immissionen von SO₂, HF, Magnesitstaub. – Air Pollution, Proceedings of the First European Congress on the Influence of Air Pollution on Plants and Animals, Wageningen: 371–377.
- PROCTOR, J. (1970): Magnesium as a toxic element. Nature, 227/15: 742-743.
- SCHNOPFHAGEN, S. (1985): Waldschutzsymposium. ARGE Alpen-Adria, ARGE Alp, 11. April 1985.
- SMIDT, S., STEFAN, K. (1980): Nadelanalytische Ergebnisse aus dem Raum Breitenau. Mitt. d. FBVA Wien, 131: 59–71.
- THAIR, B. W., LISTER, G. R. (1975): The distribution and fine structure of the epicuticular leaf wax of Pseudotsuga menziezii. Can. J. Bot., 53/10: 1063-1071.
- WENTZEL, K. F. (1968): Empfindlichkeit und Resistenzunterschiede der Pflanzen gegenüber Luftverunreinigungen. – Forstarchiv, 39/9: 189–194.
- WENTZEL, K. F. (1980): Weißtanne immissionsempfindlichste einheimische Baumart. Allg. Forstzeitschrift, 14: 373–374.

Anschrift der Verfasser: Edith BERMADINGER & Prof. Dr. Dieter GRILL

Institut für Pflanzenphysiologie der Karl-Franzens-Universität Graz, Schubertstraße 51, A-8010 Graz, Österreich

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Mitteilungen des naturwissenschaftlichen Vereins für Steiermark

Jahr/Year: 1987

Band/Volume: 117

Autor(en)/Author(s): Bermadinger Edith, Grill Dieter

Artikel/Article: <u>Pflanzenphysiologische Untersuchungen im</u> <u>Immissionsgebiet Breitenau. 73-87</u>