Klaus Katzensteiner
©Österreichischer Naturschutzbund; download unter www.biologiezentrum.at

Eintrag von Luftverunreinigungen in Waldökosysteme und deren Wirkungen

Einleitung

Als zu Beginn dieses Jahrzehnts Waldschadensphänomene in vielen Teilen Mitteleuropas zu beobachten waren, stand die Fachwelt dem Problem relativ ratlos gegenüber. Obwohl Forstwirtschaft und Forstwissenschaft traditionsreiche Disziplinen sind, waren Informationen über die vielfältigen Beziehungen und Wirkungsgrößen in Waldökosystemen nicht ausreichend, um den zu beobachtenden Schadablauf zu erklären. Als ein wesentlicher Faktor wurde jedoch relativ bald der Eintrag von Luftverunreinigungen in die Wälder erkannt. Monitoringprogramme zur Erfassung von Schadensverläufen wurden in mehreren Ländern Mitteleuropas gestartet, Meßnetze zur kontinuierlichen Erfassung von Luftverunreinigungen installiert. Weiters wurden Forschungsprogramme initiiert, in Österreich konstituierte sich die Forschungsinitiative gegen das Waldsterben, die in den vergangenen Jahren wesentliche Beiträge zur Ursachenfindung leistete.

Zustand der österreichischen Wälder

Abbildung 1 zeigt die Ergebnisse der bundesweiten Waldzustandsinventur 1985 bis 1988 (Pollanschütz 1988). Man ersieht deutlich, daß der Schadverlauf über die Baumarten nicht gleichmäßig verteilt ist. Zeigt sich im Mittel aller Baumarten eine leichte Besserung des Zustandes in den vergangenen beiden Jahren, erkennt man doch die dramatische Vitalitätsverschlechterung der Laubhölzer, vor allem der Eiche.

Nahm man ursprünglich an, die Schäden verteilten sich gleichmäßig über alle Standorte, zeigten die Aufnahmen der WZI deutliche Zusammenhänge zwischen Wasserhaushalt, Bodentyp und Verlichtungsmerkmalen (Neumann, 1989). Bioindikatornetzuntersuchungen zeigten weiters, daß Nährelementmängel auf Waldstandorten weit verbreitet sind, wobei auch hier die Abhängigkeit von Standortsmerkmalen gegeben ist (Stefan, 1989).

Ursachenkomplex – Wirkung von Luftverunreinigungen auf Waldökosysteme

Bereits relativ früh wurde multipler Streß als Ursache von Baumschäden postuliert (Ulrich, 1983; Führer, 1985; Bolhar-Nordenkampf et al., 1988), wobei ein Zusammenwirken klimatischer Stressoren, standörtlicher Stressoren (Wasser- und Nährelementhaushalt) sowie die Einwirkung von Luftschadstoffen bei einer Überschreitung der Streßtoleranz zu Schäden an der Vegetation führen. Die Rolle der Luftverunreinigungen in diesem Wirkungsgefüge soll anhand der folgen-

©Österreichischer Naturschutzbund; download unter www.biologiezentrum.at

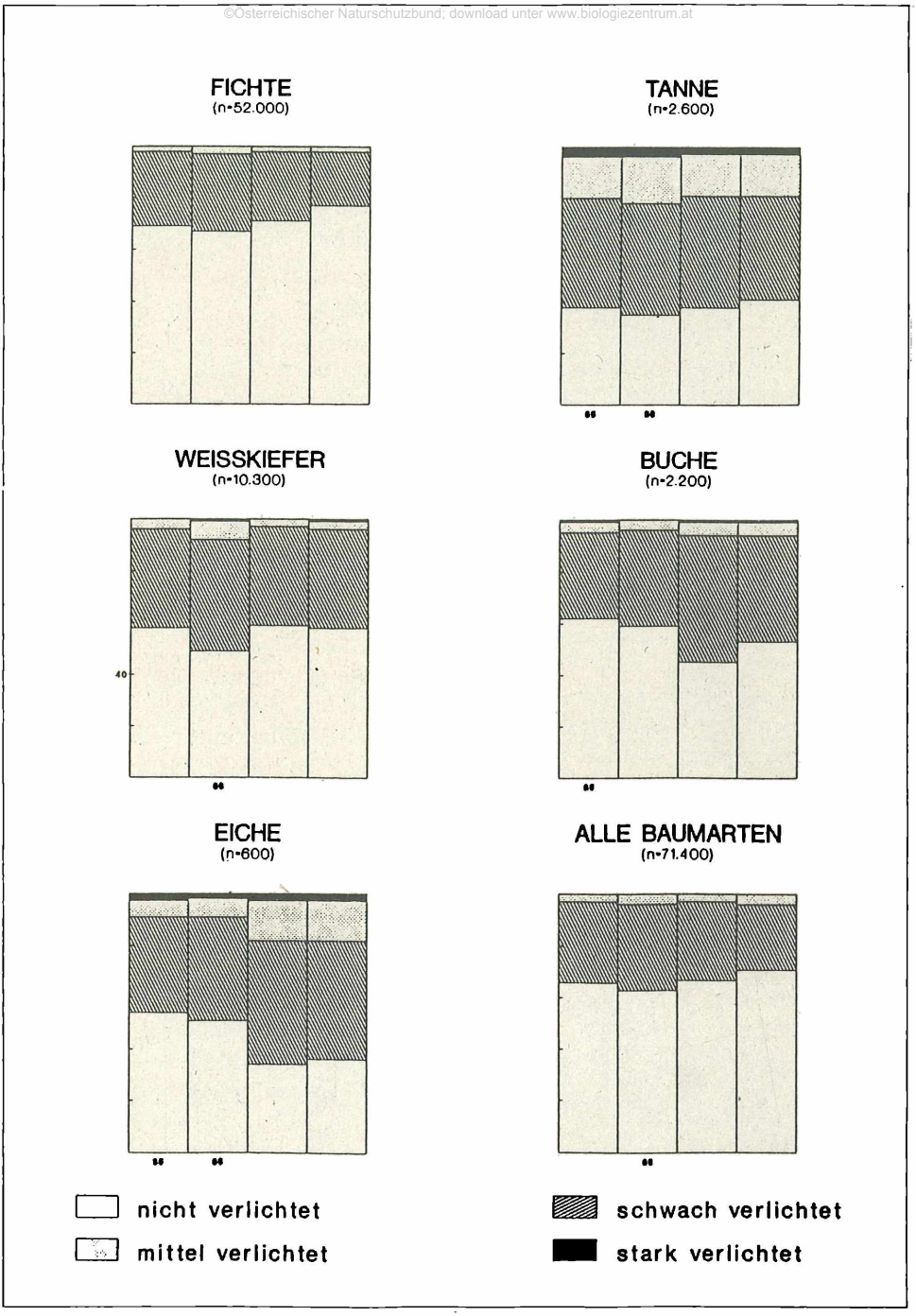

Abbildung 1: *Kronenverlichtung der im Rahmen der Waldzustandsinventur 1985 bis 1988 taxierten Waldbäume (nach Pollanschütz, 1988).*

den Abbildung näher erläutert werden. Wie die obige Darstellung zeigt, gibt es verschiedene Möglichkeiten, wie die Luftverunreinigungen auf die Pflanze einwirken, wobei je nach Standort und Belastungssituation unterschiedliche Schadstoffe oder Schadstoffkombinationen auftreten.

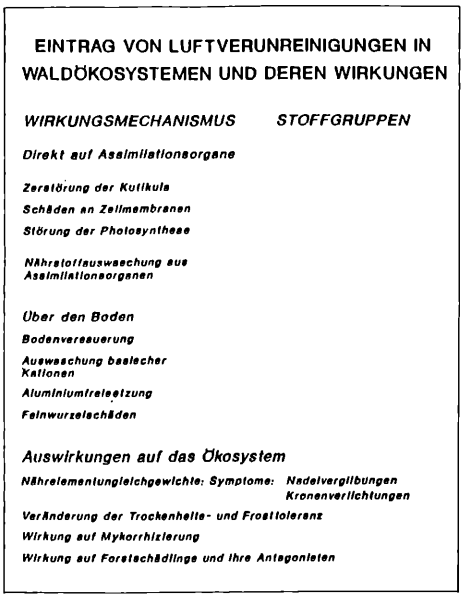

Abbildung 2: *Wirkung von Luftverunreinigungen in Waldökosystemen.*

Seit langem als Verursacher von Walderkrankungen bekannt, hat SO_2 in klassischen Rauchschadensgebieten, wie z. B. im Erzgebirge, verheerende Auswirkungen gezeigt. Zerstörungen der Kutikula der Blätter (Bermardinger et al., 1988) sowie Veränderungen an den Zellmembranen und Chloroplasten (Zellenig et al., 1988) sind direkte Auswirkungen dieses Schadstoffes auf Blattorgane. Weiters ist SO_2 einer der Stoffe, die nach Oxydation und Hydrolyse den Cocktail »SAURER REGEN« bilden. Die Abpufferung dieser Säuren an Blattoberflächen führt zu Auswaschung basischer Kationen und verändert damit die Mineralstoffernährung der Pflanzen. Abbildung 3 zeigt modellmäßig den Wirkungsweg dieser Säurepufferung. Wie aus dieser Abbildung ersichtlich ist, muß das Puffersystem Pflanze aus dem Boden nachgeladen werden, um eine Elektroneutralität aufrechtzuerhalten. Die Folge ist eine Versauerung des Bodens im unmittelbaren Bereich der Rhizosphäre.

Wird SO_2 in erster Linie von kalorischen Kraftwerken, Schwerindustrie und teilweise durch Verbrennung von Braunkohle im Hausbrand emittiert, so kommt in den letzten Jahrzehnten den Stickoxyden und Kohlenwasserstoffen eine steigende Bedeutung im luftchemischen Kreislauf zu. Vor allem Hochtemperaturverbrennungsprozesse, wie z. B. im KFZ-Verkehr, setzen Stickoxyde frei. Stickoxyde sind nicht nur Säurebildner, sondern führen durch Reaktion mit Kohlenwasserstoffen zur Bildung der sogenannten Photooxydantien, eine Schadstoffgruppe, die eine Vielzahl luftchemisch sehr reaktiver Verbindungen, als Leitsubstanz das Ozon enthält. Diese aktiven Verbindungen greifen intensiv in die biochemischen Abläufe in den Pflanzenzellen ein (Castillo et al., 1989; Landolt et al., 1989).

Haben diese Verbindungen alleine bereits starken Einfluß auf den Metabolismus der Pflanze, so kann eine kombinierte Einwirkung von gasförmigen Luftschadstoffen die Entgiftungsmechanismen der Pflanze überfordern. Das Reaktionsschema einer synergistischen Wirkung von SO_2 und NO_2 läßt sich beispielsweise deutlich nachvollziehen (Grill et al., 1988). Begasungsversuche in Open Top Chambers mit gleichzeitiger saurer Beregnung zeigten eine deutlich erhöhte Auswaschung von Kationen aus den mit SO_2 und Ozon behandelten Bäumen ge-

©Österreichischer Naturschutzbund; download unter www.biologiezentrum.at

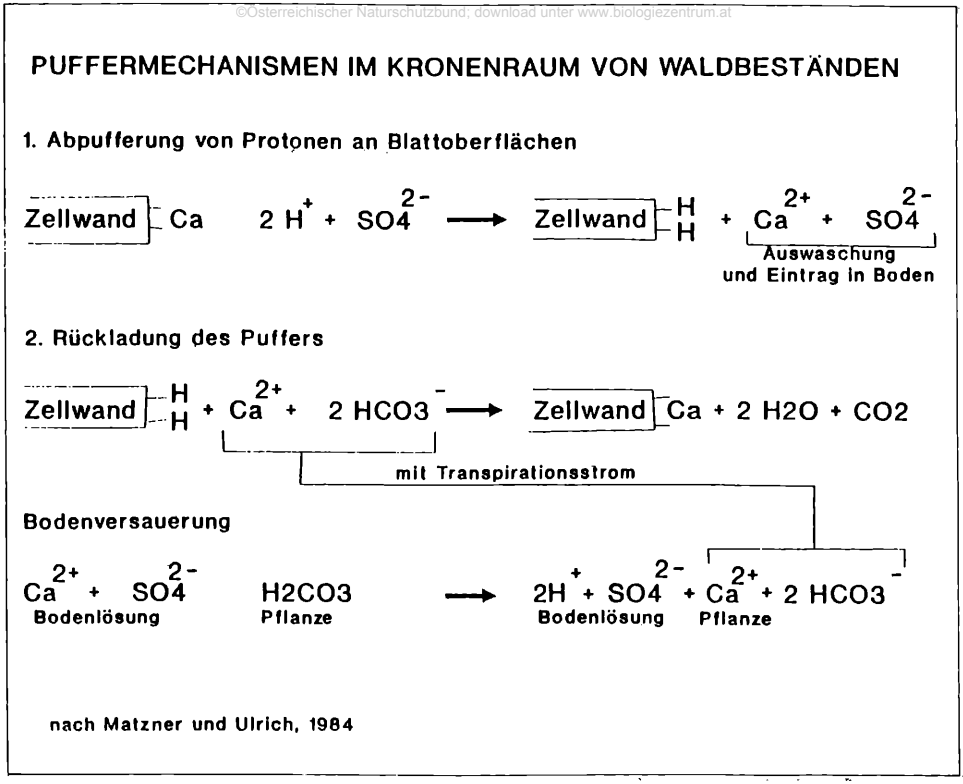

Abbildung 3: *Wirkungsmechanismus der Säurepufferung auf Blattoberflächen (modifiziert nach Matzner und Ulrich, 1984).*

genüber den Behandlungen mit einem singulären Schadstoff (Seufert, 1988). Diese Ergebnisse müssen bei der Festlegung von Grenzwerten einbezogen werden.

Eine weitere Gruppe von Schadverursachern sind reduzierte Stickstoffverbindungen. Direkte Schäden durch Ammoniak sind hauptsächlich in der Nähe von Mastbetrieben zu beobachten. Ammoniak und ammoniumhältige Aerosole zeigen jedoch auch in Mengen, die in emittentenfernen Waldökosystemen eingetragen werden, Auswirkungen auf die Pflanzenernährung.

Die meisten Waldökosysteme waren in ihrer historischen Entwicklung Stickstoffmangelsysteme. Anthropogene Einflüsse, wie zum Beispiel Streunutzung über Jahrhunderte hinweg führten in vielen Waldgebieten zu einer extremen Verarmung an Nährstoffen. Nun wird ein, das Pflanzenwachstum stark beeinflussender Nährstoff einseitig zugeführt. Wie Messungen von Stoffeinträgen in Wäldern zeigen, werden während der Vegetationsperiode unter dem Kronendach geringere Stickstoffflüsse gemessen als auf der Freifläche (Abbildung 4). Die Bäume nehmen also Stickstoffverbindungen über die Assimilationsorgane auf.

Diese Aufnahme, und auch die Aufnahme von eingetragenem Stickstoff über das Wurzelsystem der Bäume, führt zu einer

Entkoppelung der Stickstoffmineralisation im Auflagehumus und der Stickstoffaufnahme. Eine einseitige Stickstoffernährung ist die Folge. Je nach Boden führt dies zu Mängeln an Kalium, Magnesium, Kalzium und Spurenelementen. Vergilbungen sind ein sichtbarer Ausdruck dieser induzierten Nährstoffmängel. Die montane Vergilbung der Fichte auf saurem Substrat ist z. B. signifikant mit Magnesiummängeln korrelliert (Hüttel, 1985). Auf karbonatischem Ausgangsmaterial sind hingegen Kalium- und Manganmängel häufig für Verfärbungen der Nadeln verantwortlich.

Luftschadstoffe wirken nicht nur direkt auf Assimilationsorgane und Wurzeln der Waldbäume. Bodenversauerung ist eine der Folgewirkungen des Säureeintrages. Diese Bodenversauerung geht mit einer Verarmung des Bodens an basischen Kationen einher, und trägt weiter zur Mangelversorgung der Bäume bei. Dabei kommt nicht nur den Säureeinträgen Bedeutung zu, sondern auch die deponierten reduzierten Sickstoffverbindungen wirken bei einer Entkoppelung des Stickstoffkreislaufes bodenversauernd. Abbildung 5 zeigt modellmäßig anhand von Ammonnitrat diese versauernde Wir-

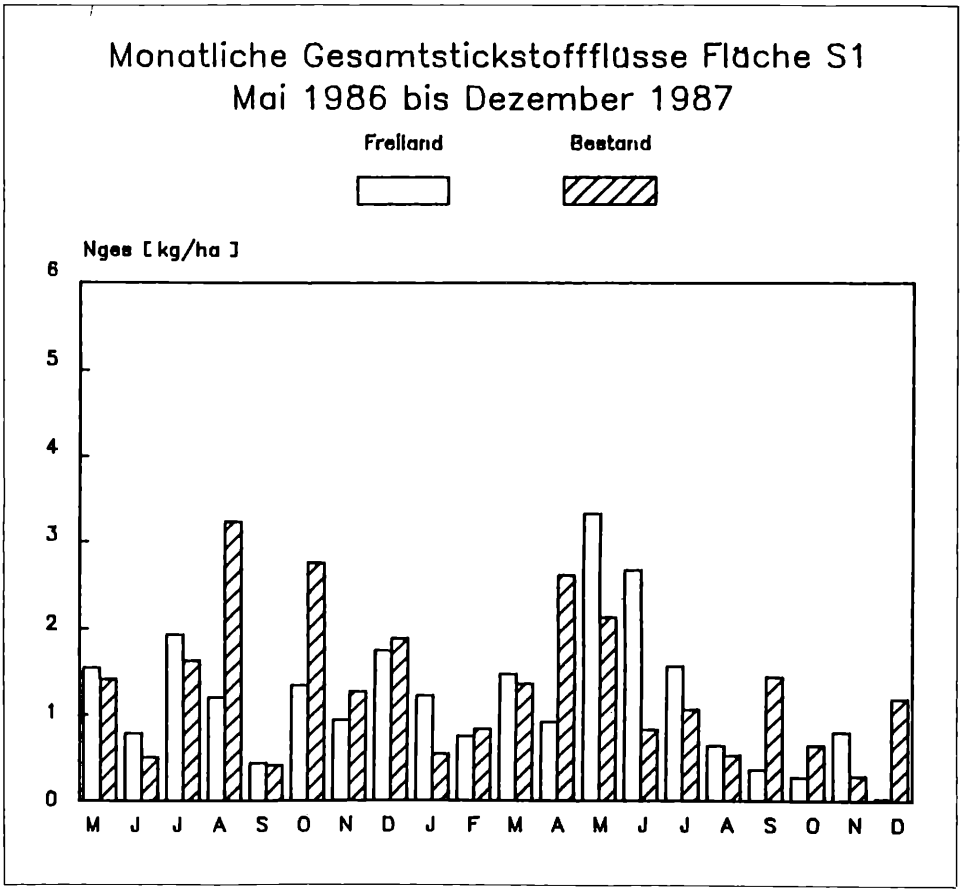

Abbildung 4: *Jahresgang der Stickstoffflüsse auf der Meßfläche Schöneben 1*

©Österreichischer Naturschutzbund download unter www.biologiezentrum.at

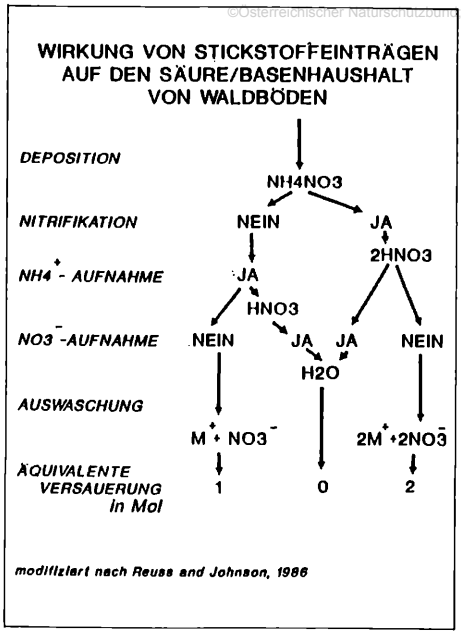

Abbildung 5: *Wirkung von Stickstoffeinträgen auf den Säure/Basenhaushalt von Waldböden (modifiziert nach Reuss und Johnson, 1986).*

kung des Ammonium.

Würden Ammonium und Nitrat von der Pflanze im gleichen Ausmaß aufgenommen, wäre der Säure/Basenhaushalt ausgeglichen. Da jedoch Koniferen, vor allem auf sauren Böden, bevorzugt Ammonium aufnehmen, kommt es durch die gleichzeitige Abgabe eines Protons im Boden zur Bodenversauerung. Wird Ammonium nicht aufgenommen, sondern nitrifiziert, entsteht Nitrat, das, wenn es ausgewaschen wird, zu einer weiteren Bodenversauerung führt. So kann zum Beispiel 1 Mol deponiertes Ammonnitrat eine äquivalente Versauerung von 2 Mol Protonen im Boden verursachen. In diesem Zusammenhang muß auf sauren Böden auch der Aspekt der Aluminiumtoxizität in Betracht gezogen werden. Wird nämlich die Pufferkapazität des Bodens mit basischen Kationen überschritten, kommt es zur Auflösung von Aluminiumhydroxykationen und sogar zur Freisetzung freier Aluminiumionen im Bodenwasser (Ulrich, 1981). Im Mineralboden wirken diese Aluminiumionen toxisch für Feinwurzeln (Rost-Siebert, 1985). Die Einlagerung von Aluminium im Wurzelparenchym hemmt weiters die Aufnahme von Magnesium, was bei einer ohnehin angespannten Ernährungssituation die Versorgung der Pflanzen weiter verschlechtert. Da organische Verbindungen Aluminium in für die Pflanze unschädlicher Form komplexieren, zieht sich das Wurzelsystem in die oberen, humosen Bodenhorizonte zurück. Der verfügbare Nährstoffpool wird eingeengt.

Zusammenfassend kann man also sagen, daß ein Zusammenwirken gasförmiger Luftschadstoffe, saurer Nebel und Regen und Stickstoffverbindungen, vor allem auf durch den Menschen ausgeplünderten Waldstandorten drastische Auswirkungen auf den Ernährungs- und damit Gesundheitszustand der Waldbäume hat.

Es bleibt jedoch nicht bei diesen direkten Auswirkungen der Luftverunreinigungen. Die verbesserte Stickstoffernährung kann durch eine verzögerte Triebausreifung die Frosttoleranz der Bäume herabsetzen (Leith et al., 1989). Ein durch Aluminiumtoxizität verflachtes Wurzelsystem macht Bäume trockenheitsanfälliger. Bodenveränderungen und eine Veränderung der Vitalität haben Auswirkungen auf die Mykorrhizierung der Bäume. Jüngere Untersuchungen zeigen auch einen Einfluß der Luftverunreinigungen auf Forstschädlinge. So gibt es Indizien, daß eine verbesserte N-Ernährung das Massenauftreten nadelfressender Insekten, wie z. B. Pristiphora fördert (Berger und Katzensteiner, 1988). Schließlich kann eine Zerstörung des

Antagonistenkomplexes das Überleben von Forstschädlingen fördern, so sterben in saurem Bodenmilieu insektenpathogene Nematoden, wodurch die Überlebensrate von Cephalcialarven steigt (Fischer und Führer, 1988).

Die Belastungssituation österreichischer Waldstandorte mit atmosphärischen Spurenstoffen

Gasförmige Luftschadstoffe:

Man kann generell sagen, daß die Belastung mit SO_2 in den vergangenen Jahrzehnten rückläufig war, lokal werden die zulässigen Grenzwerte jedoch immer wieder überschritten. Bioindikatornetzuntersuchungen der forstlichen Bundesversuchsanstalt zeigen erhöhte Schwefelgehalte in Fichtennadeln in klassischen Rauchschadensgebieten, aber auch zum Teil auf größeren Flächen im östlichen Mühlviertel und im Waldviertel (Stefan, 1989). Gerade auf diesen Flächen kommt dem Ferntransport von Luftverunreinigungen größere Bedeutung zu. Vor allem nach langandauernden winterlichen Hochdrucklagen treten SO_2-Episoden auf, so zum Beispiel im Februar 1986, wo an einem Tag in den Hintergrundmeßstationen Wurzeralm (OÖ.), Schöneben (OÖ.), Ostrong (NÖ.) und Rosalia (Bgld.) der Tagesmittelgrenzwert für forstschädliche Luftverunreinigungen von 0,1 mg/m^3 Luft überschritten wurde, wofür als Quelle die Industrieregion im Erzgebirge anzunehmen ist (Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, 1986, Smidt, 1988).

Außer dieser Form von Smog tritt im Sommer bei schlechter Thermik und hohen Stickoxyd- und Kohlenwasserstoffkonzentrationen photochemischer Smog auf. Als Leitsubstanz gut nachzuweisen ist das in diesem Cocktail mengenmäßig vorherrschende Ozon. Solche Ozonepisoden wurden in den vergangenen Sommern, meist im Juli, an mehreren Hintergrundstationen gemessen (Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, Meßberichte).

Der Eintrag langzeitwirksamer Schadstoffe:

In den vergangenen Jahren wurden vom Institut für Forstökologie in mehreren Waldgebieten Österreichs Depositionsmessungen durchgeführt. Messungen von Freiflächenniederschlägen sind für forstliche Fragestellungen unbrauchbar, da Bäume aufgrund ihrer großen Oberfläche eine sehr effiziente Filterwirkung für Nebel, Aerosole und Gase besitzen. Tabelle 1 zeigt die Ergebnisse dieser Messungen von Schadstoffeinflüssen unter dem Kronendach.

Spitzenreiter in der Belastungssituation ist der oberösterreichische Hausruck, wobei hier vor allem »hausgemachte« Schwefelemissionen die enorm hohen Werte des Sulfateintrages verursachen dürften. Auffallend sind in diesem Gebiet auch die hohen Stickstoffeinträge, die mit bis zu 50 kg Gesamtstickstoff durchaus Vergleichen mit norddeutschen und niederländischen Untersuchungen standhalten. Zu bemerken ist, daß eigentlich auf allen Standorten die Stickstoffflüsse in einer Größenordnung liegen, die den Bedarf der Waldbestände langfristig überschreiten. Ein Vergleich mit einer echten Hintergrundstation in Neuseeland zeigt, daß die Stickstoffeinträge ein Mehrfaches dessen ausmachen, was auch bei uns in vorindustrieller Zeit eingetragen wurde. Auffallend ist weiters, daß nur etwa 50% des Stickstoffes in Form von Nitrat deponiert werden. Ein großer Anteil kommt in Form von Ammonium und

©Österreichischer Naturschutzbund; download unter www.biologiezentrum.at

organischen Stickstoffverbindungen zum Waldboden, als Quelle kommt hier vor allem die Landwirtschaft in Frage. So berechnete Buijsman (1987) für Österreich eine jährliche Ammoniakstickstoffemission von 13 kg/Hektar landwirtschaftlicher Nutzfläche.

Die Untersuchungen zeigen auch deutlich, daß kleinflächig, je nach Bestandesstruktur, Exposition und topographischen Faktoren große Unterschiede in der Schadstoffdeposition auftreten können. Wie Abbildung 6 zeigt, liegen auf den Flächen Schöneben am exponierten Südwesthang die Sulfat- und Stickstoffeinträge rund um 1/3 höher als auf der nordostexponierten Fläche.

JÄHRLICHE N–, S– UND H–FLUSSDICHTEN UNTER DEM KRONENDACH

STANDORT	SEEHÖHE m	FLUSSDICHTE kg/ha.J Ntot	NO3–N	SO4–S	H^+
SCHÖNEBEN S1	800	16	6	21	0.5
SCHÖNEBEN S2	1000	18	7	28	0.7
SCHÖNEBEN S3	940	24	11	30	0.7
JUDENBURG J1	900	15	6	21	0.3
JUDENBURG J2	1300	12	6	21	0.3
WURZERALM W1	1000	24	8	18	0.1
WURZERALM W2	1140	15	6	15	0.1
WURZERALM W3	1400	13	5	17	0.2
HAUSRUCK H1	720	49	24	54	1.5
HAUSRUCK H2	750	28	14	39	0.5
HAUSRUCK H3	500	29	13	71	0.5
HAUSRUCK H4	620	35	16	40	0.5
WIENERWALD	500	32	15	32	~0
NEUSEELAND		3	0.1		

• alle Bestände Picea abies außer Wienerwald (Fagus sylv.) und Neuseeland (Pinus radiata)

© GIBB

Tabelle 1: *Pflanzenverfügbare Stickstoffmengen, Sulfat-S und Protonenfracht im Kronendurchlaß österreichischer Waldbestände.*

Auskämmung von Wolken- und Nebelwasser dürfte in erster Linie dafür verantwortlich sein. Niederschlagsformen wie Nebel und Reif können besonders hoch mit Schadstoffen belastet sein. Abbildung 7 und 8 zeigt, daß Rauhreif ein Mehrfaches der Schadstoffkonzentrationen von Schnee und Regen aufweist. Schäden an der Kutikula der Bäume und verstärkte Auswaschung von Nährelementen sind eine Folge dieser Deposition. Daß auf pufferschwachen Böden die Säureeinträge verbunden mit mineralisierungsbedingten Versauerungsschüben durchaus ausreichen, die Pufferrate der Böden zu überschreiten, ist auf dem Standort Schöneben zu beobachten. Das Kalzium/Aluminiumverhältnis in der Bodenlösung dieser durch ehemalige landwirtschaftliche Nutzungsformen wie Weide- und Streunutzung (vor allem Fläche S2) vorbelasteten Böden liegt häufig unter 1 (Abbildung 9), einem Bereich, in dem mit Feinwurzelschäden zu rechnen ist (Rost-Siebert, 1985).

Eine dadurch erschwerte Nährelementaufnahme, einseitige Stickstoffernährung und Auswaschung basischer Kationen aus den Nadeln durch saure Niederschläge sind für extreme Nadelvergilbungen, Entnadelungen bis zum Absterben von Einzelbäumen auf diesem Standort verantwortlich (Kazda, 1989).

Schlußfolgerungen

Die Schadstoffbelastung von Wäldern ist ein wesentlicher disponierender, zum Teil sogar auslösender Faktor für Waldschäden. Neuartige Waldschäden sind dadurch gekennzeichnet, daß zu beobachtende Symptome nicht einem einzelnen Schadfaktor zuzuordnen sind, sondern kleinräumig eine unterschiedliche Kombination von Faktoren Schäden hervorruft. Unter bestimmten Bedingungen kommt es im österreichischen Raum zu kurzfristigen, episodischen Spitzenbe-

©Österreichischer Naturschutzbund, download unter www.biologiezentrum.at

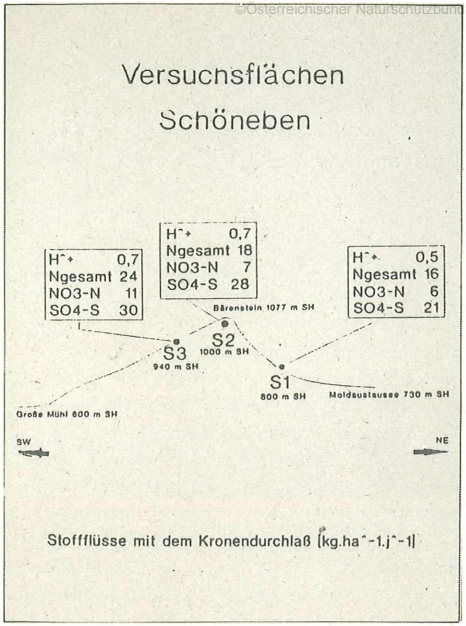

Abbildung 6: *Abhängigkeit der Stoffflüsse von der Topographie auf drei Standorten im Böhmerwald.*

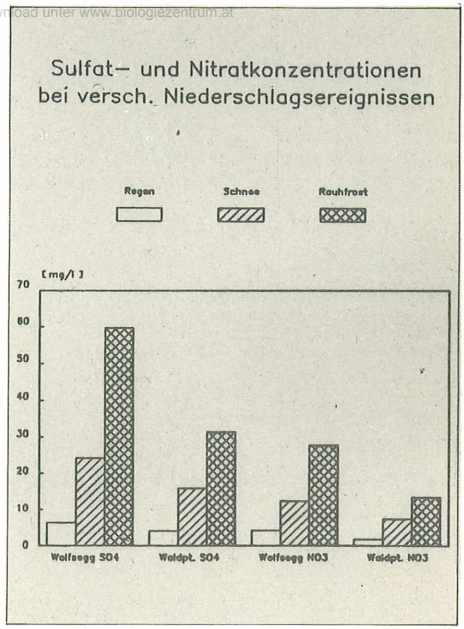

Abbildung 7: *Sulfat- und Nitratkonzentrationen in verschiedenen Niederschlagsformen auf zwei Waldstandorten im Hausruck.*

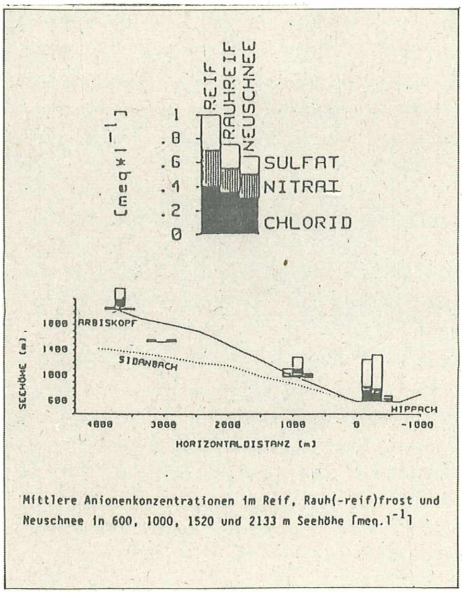

Abbildung 8: *Mittlere Anionenkonzentrationen in verschiedenen winterlichen Niederschlagsformen im Zillertal (Stöhr, 1988).*

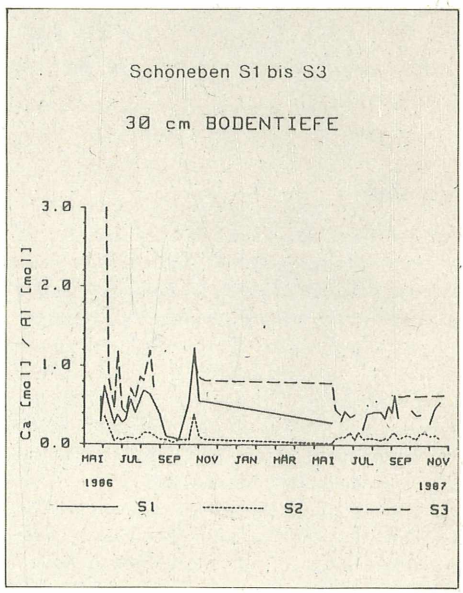

Abbildung 9: *Jahresgang der molaren Kalzium/Aluminiumverhältnisse auf drei Waldstandorten im Böhmerwald.*

lastungen der Wälder mit Schadgasen, deren langfristige physiologische Auswirkungen schwer abschätzbar sind. Weiters liegen die Einträge langzeitwirksamer Luftschadstoffe in einer Größenordnung, die zu Nährstoffauswaschung aus Blattorganen führt, aber auch die Böden langfristig verändert. Vor allem die einseitige Stickstoffeutrophierung ist kritisch zu bewerten. Einseitige Stickstoffaufnahme sowie Bodenversauerung führen zu Ernährungsstörungen der Waldbäume. Düngung als Gegenmaßnahme gegen Schäden ist nur als Symptombehandlung zu sehen. Nach Düngung oder Kalkung ist eine Belastung des Bodenwassers mit Nitrat nicht auszuschließen, wie verschiedene Feldversuche zeigen (Matzner, 1985; Schierl und Kreutzer, 1989). In manchen ausgeplünderten und immissionsgeschädigten Wäldern werden Sanierungsmaßnahmen unter Einsatz von Düngern und Bodenhilfsstoffen unumgänglich sein, langfristig kann jedoch nur eine Reduktion der Emissionen das ökosystemare Gleichgewicht unserer Wälder stabilisieren.

Literatur

Amt der oberösterreichischen Landesregierung, UA Immissionsschutz, 1986: Meßbericht 4. Meßergebnisse des automatischen Luftmeßnetzes des Landes Oberösterreich. Hrsg. Amt der OÖ. Landesregierung, Linz, 161 S.

BERGER, R. und KATZENSTEINER, K., 1988: Massenwechsel der Kleinen Fichtenblattwespe im Hausruck unter dem Einfluß forstschädlicher Luftverunreinigungen. Bericht FIW Symposium, Univ. f. Bodenkultur, Wien, 1988, 249 – 250.

BERMARDINGER, E., GRILL, D. und WALTINGER, H., 1988: Einfluß verschiedener Luftverunreinigungen auf das Oberflächenwachs der Fichte. Bericht FIW Symposium, Univ. f. Bodenkultur, Wien, 1988, 251 – 252.

BOLHAR-NORDENKAMPF, H. R., LECHNER, E. G. und POSTL, W., 1988: Perspektiven der Photosyntheseforschung zur Kausalität der neuartigen Waldschäden. Bericht FIW Symposium, Univ. f. Bodenkultur, Wien, 1988, 151 – 165.

BUIJSMAN, E., MAAS, H.F.M. und ASMAN, W.A.H., 1987: Anthropogenic NH3 emissions in Europe. Atmospheric Environment 21, Seite 1009 – 1022.

CASTILLO, F. J., OGIER, G. und GREPPIN, H., 1989: Effect of ozone and sulfur dioxide on Norway Spruce. Comparative Biochemical Analysis. In: Pollution and Forest Decline. Proceedings of the 14th International Meeting for Specialists in Air Pollution Effects on Forest Ecosystems. Interlaken, 1989, S. 131 – 134.

FISCHER, P. und FÜHRER, E., 1988: Bodenversauerung als Hemmfaktor für Bioregulatoren der Fichtengespinstblattwespe. Bericht FIW Symposium, Univ. f. Bodenkultur, Wien, 1988, 261 – 262.

FÜHRER, E., 1985: Zur Situation der Waldschadensforschung in Österreich. In: E. Führer (Hrsg.): Bericht 1985 der Forschungsinitiative gegen das Waldsterben. Wien, 1985, S 3 – 11.

GRILL, D., EBERMANN, R., GAILHOFER, M. und HALBWACHS, G., 1988: Reaktion des Pflanzenstoffwechsels im Syndrom der neuartigen Waldschäden. Bericht FIW Symposium, Univ. f. Bodenkultur, Wien, 1988, S. 166 – 186.

HÜTTEL, R., 1985: »Neuartige« Waldschäden und Nährelementversorgung von Fichtenbeständen (Picea abies Karst.) in Südwestdeutschland. Freiburger Bodenkundliche Abhandlungen, Heft 16, 196 S.

KAZDA, M., 1989: Zusammenhang zwischen Stoffeintrag, Bodenwasserchemismus und Baumernährung in drei Waldökosystemen im Böhmerwald, Oberösterreich. Manuskript für die Forstliche Schriftenreihe der Univ. f. Bodenkultur, Wien, 138 S.

LANDOLT, W., LÜTHI, B. und PFENNINGER, I., 1989: The effect of ozone on enzyme activities and metabolic pools in economically important forest species in Switzerland. In: Air Pollution and Forest Decline. Proceedings of the 14th International Meeting for Specialists in Air Pollution Effects on Forest Ecosystems. Interlaken, 1989, S 131 – 134.

LEITH, I.D., CAPE, J.N., SHEPHARD, L.J., MURRAY, M.B., DEANS, J.D. and FOWLER, D., 1989: Frost hardiness and visible injury of spruce seedlings subjected to simulated acid mist. In: Air Pollution and Forest Decline. Proceedings

of the 14th International Meeting for Specialists in Air Pollution Effects on Forest Ecosystems. Interlaken, 1989, S. 175 – 180.
MATZNER, E. und ULRICH, B., 1984: Raten der Deposition, der internen Produktion und des Umsatzes von Protonen in zwei Waldökosystemen. Z. Pflanzenernähr. u. Bodenk. 147, Seite 2290 – 2308.
MATZNER, E., 1985: Auswirkungen von Düngung und Kalkung auf den Elementumsatz und die Elementverteilung in zwei Waldökosystemen im Solling. AFZ 43, S. 1143 – 1186.
NEUMANN, M., 1989: Einfluß von Standortsfaktoren auf den Kronenzustand. In: Air Pollution and Forest Decline. Proceedings of the 14th International Meeting for Specialists in Air Pollution Effects on Forest Ecosystems. Interlaken, 1989, S. 209 – 216.
POLLANSCHÜTZ, J., 1988: Der Zustand des österreichischen Waldes; Waldzustandsmonitoring, Ergebnisse, Zukunftsperspektiven. Bericht FIW Symposium, Univ. f. Bodenkultur, Wien, 1988, 19 – 38.
REUSS, J. O. und JOHNSON, D. W., 1986: Acid Deposition and the Acidification of Soils and Waters. Springer Verlag, New York, Berlin, Heidelberg, Tokyo, 119 S.
ROST-SIEBERT, K., 1985: Untersuchungen zur H- und Al-Toxizität an Keimpflanzen von Fichte (Picea abies Karst.) und Buche (Fagus sylvatica, L.) in Lösungskultur. Ber. des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben, Göttingen, Bd. 12, 219 S.
SEUFERT, G., 1988: Untersuchungen zum Einfluß von Luftverunreinigungen auf den wassergebundenen Stofftransport in Modellökosystemen mit jungen Waldbäumen. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe A, Bd. 44, 258 S.
SCHIERL, R. und KREUTZER, K., 1989: Dolomitische Kalkung eines Fichtenbestandes auf saurer Parabraunerde: Auswirkungen auf Bodenchemie und Vegetation. KALI-BRIEFE (Büntehof) 19 (6), 417 – 423.
SMIDT, S., 1988: Luftschadstoffmonitoring in österreichischen Waldgebieten. Belastungssituation, Entwicklungstendenzen. Bericht FIW Symposium, Univ. f. Bodenkultur, Wien, 1988, 39 – 59.
STEFAN, K., 1989: Schwefel- und Nährstoffgehalte in Pflanzenproben des österreichischen Bioindikatorennetzes. In: Air Pollution and Forest Decline. Proceedings of the 14th International Meeting for Specialists in Air Pollution Effects on Forest Ecosystems. Interlaken, 1989, S. 99 – 104.
STÖHR, D., 1988: Winterliche Schadstoffdeposition in einem inneralpinen Tal – am Beispiel des Zillertales. Dissertation Universität f. Bodenkultur, Wien, 161 S.
ULRICH, B., 1981: Ökologische Gruppierung von Böden nach ihrem chemischen Bodenzustand. Zeitschr. f. Pflanzenernähr. u. Bodenkunde 144, S. 289 – 305.
ULRICH, B., 1983: A Concept of forest ecosystem stability and of deposition as driving force for destabilization. In: Ulrich, B. and Pankrath, J. (eds).: Effects of Air Pollutants in Forest Ecosystems. D. Reidl Publ. Comp. S. 1 – 29.
ZELLENIG, G., BERMARDINGER, E., GAILHOFER, M. und GRILL, D., 1988: TEM- und REM-Untersuchungen von Fichten aus Inversionszonen. Bericht FIW Symposium, Univ. f. Bodenkultur, Wien, 1988, S. 317 – 318.

(Anschrift des Verfassers: Dr. Klaus Katzensteiner, Institut für Forstökologie, Peter-Jordanstraße 82, 1190 Wien.)

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Natur und Land (vormals Blätter für Naturkunde und Naturschutz)

Jahr/Year: 1989

Band/Volume: 1989_3-4

Autor(en)/Author(s): Katzensteiner Klaus

Artikel/Article: Eintrag von Luftverunreinigungen in Waldökosysteme und deren Wirkungen 81-91