

Sonderdruck aus:

Verhandlungen
Gesellschaft für Ökologie
Band VIII
Freising-Weihenstephan 1979

Im Auftrag der Gesellschaft
herausgegeben
von Wolfgang Haber

Auswirkungen gasförmiger Luftverunreinigungen auf die Ökophysiologie junger Fichtennadeln

Wilhelm Kuttler

In order to examine the regional differentiation of the effects of gaseous pollutants on vegetation, young spruces of the same clone were planted as indicator plants at several places in the Ruhr industrial area where there is heavy air pollution of different intensities, and in the neighbouring Sauerland which is less or not at all polluted. In addition, older spruce plants from four forest research plantations were used as test plants. The investigations carried out included the peroxidase test and the determination of the protein content of the needles. They provided a measure of the differential effects of air pollutants on spruce plants in the two areas compared. Differences of enzymatic activity of peroxidase, as well as differences in protein content could be established, and are discussed with regard to their regional occurrence.

Air pollution, conifers, bioindicators, peroxidase test, determination of protein content, Ruhr area.

1. Einführung

Die bodennahen Luftschichten industrieller Ballungsgebiete enthalten in unterschiedlich hohen Konzentrationen zahlreiche luftfremde Stoffe, die als gas- und partikelförmige Emissionen stationären und mobilen Quellen entstammen. Diese durch menschliche Aktivitäten fortwährend an die Troposphäre abgegebenen Fremdstoffe werden ihr zwar immer wieder durch Verdünnung und Abtransport entzogen, führen aber - einem Fließgleichgewicht entsprechend - zu der als Dauer- bzw. Grundbelastung bekannten Höhe der Schadstoffkonzentrationen. Zusammen mit den meist kurzfristig und episodisch auftretenden, durch wechselnde meteorologische Zustände hervorgerufenen Spitzenkonzentrationen bedingen sie vielfach räumlich gebundene, unterschiedlich hohe Belastungen und Schäden der Organismen.

Ausmaß und Art der durch verschiedenen hohe Luftverschmutzungskonzentrationen verursachten Immissionsschäden sind schon mehrfach mit Hilfe niedriger und höherer Pflanzen erfaßt worden. Als Schädigungssymptome können neben morphologisch sichtbaren Schäden am Vegetationskörper (wie z. B. Chlorosen, Nekrosen, Blattverfärbungen und Kormsveränderungen) auch Störungen verschiedener photosynthetischer Prozesse sowie belastungsabhängige Reaktionen der unterschiedlichen Enzymgruppen nachgewiesen werden.

2. Ziel der Untersuchungen und Arbeitsgebiete

Um die ökophysiologischen Auswirkungen zu erfassen, die gasförmige Luftverunreinigungen längerfristig bei Pflanzen hervorrufen, wurden zwei relativ eng benachbarte Gebiete verschiedener Luftgüte mit Hilfe von Testpflanzen untersucht. Es sollten jedoch nicht Einzelkomponenten der Luftverschmutzung berücksichtigt, sondern "chronische Immissionsschäden" (KELLER 1964) aller auf die Pflanze einwirkenden Luftschadstoffe eines Raumes festgestellt werden. Hierzu bot sich einerseits der flächenmäßig größte durch Luftverschmutzung belastete Verdichtungsraum der Bundesrepublik, das Rheinisch-Westfälische Industriegebiet - oder kurz Ruhrgebiet benannt - an, andererseits das relativ nah benachbarte westliche Sauerland, das schon seit langem für die Ruhrgebietsbevölkerung einen lufthygienischen Ausgleichsraum darstellt.

Für die Untersuchung standen in beiden Arbeitsgebieten sowohl einzeln ausgebrachte Indikatorpflanzen aus Reinluftgebieten als auch Pflanzen forstlicher Versuchsflächen der Landesanstalt für Ökologie, Landesentwicklung und Forstplanung Düsseldorf/Recklinghausen (LÖLF) zur Verfügung. Die Auswahl der Standorte für die verwendeten Indikatorpflanzen orientierte sich im Ruhrgebiet an einer von der Landesanstalt für Immissionsschutz Essen (LIS) in unregelmäßigen Zeitabständen herausgegebenen Immissionsbelastungskarte, die einen Überblick über die in den verschiedenen Belastungszonen des Ruhrgebietes nachgewiesenen Fremdstoffkonzentrationen gibt.

Während im Ruhrgebiet nach dieser Karte sowohl in städtischen Kerngebieten (wie z. B. in den lufthygienisch stark belasteten Stadtgebieten Duisburg und Bottrop) als auch in den sich nördlich und südlich anschließenden mehr durch Grünflächen bestimmten Randzonen (wie z. B. Duisburg-Großenbaum, Mülheim und Wetter) Indikatorpflanzenorte eingerichtet wurden, konnte für das westliche Sauerland - als Beispielraum wurde das untere und mittlere Lennetal von Letmathe bis Plettenberg gewählt - keine Immissionsbelastungskarte zugrundegelegt werden, mit der eine belastungsabhängige Verteilung der Indikatorpflanzen hätte erfolgen können.

Die Verteilung der Testpflanzen im Bereich des geomorphologisch stärker als das Ruhrgebiet gegliederten Lennetales richtete sich daher nach den topographischen Verhältnissen, die eine relativ einheitliche Unterteilung in Tal- (120-220 m ü.NN) und Höhenstandorte (350-470 m ü.NN) zuließen. Dieses Verteilungskriterium wurde deshalb gewählt, weil das untere und mittlere Lennetal im Gegensatz zu den talbegleitenden Höhenzügen relativ stark industrialisiert ist (Kleineisenindustrie) und die Industrie so neben dem Hausbrand und dem Straßenverkehr die Luftverschmutzung mit verursacht. Darüber hinaus herrschen hier im Gegensatz zu den Höhenlagen auf Grund der durch das teilweise tief eingeschnittene Tal erfolgenden Abschirmung häufig nur geringe Windgeschwindigkeiten vor, so daß einerseits sich nächtliche Kaltluftseen mit den dazugehörigen Temperaturinversionen ausbilden können. Diese behindern gleichzeitig den vertikalen Luftaustausch und begünstigen eine weitere Akkumulation der emittierten Schadstoffe.

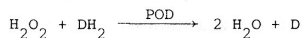
3. Indikatorpflanzen und Untersuchungsmethoden

Als Indikatorpflanzen wurden 120 drei- bis vierjährige Fichten (*Picea abies*) eines Klons, in Einheitserde gepflanzt und mit Depotdünger versehen, an insgesamt 33 ausgesuchten Standorten (10 im Ruhrgebiet zwischen Duisburg und Dortmund, 23 im Lennetal) mit Töpfen in den Boden eingesetzt, und zwar je Standort 3 oder 4 Pflanzen. Es wurden optimal besonnte und beregnete Standorte ausgewählt. Von den 120 Testpflanzen konnten 100 für die Nadelanalysen verwendet werden.

Die im Januar 1977 erstmalig geernteten, sowohl gleichaltrigen als auch expositionsgleichen Zweigedienten als Nullprobe für die späteren Probenahmen, die nach jeweils vier bzw. acht Wochen erfolgten. Bei jeder Probenahme im Gelände wurden die Zweige kurz mit Aqua dest. gewaschen und anschließend in flüssigem Stickstoff aufbewahrt.

Ergänzend zu diesen Untersuchungen wurden die Nadeln 14- bis 15jähriger Klonfichten (*Picea abies*) von vier forstlichen Versuchsflächen der LÖLF in Duisburg (je einmal in Randzone und Kerngebiet), Hagen, Hertzen und Arnsberg nach den gleichen Methoden untersucht. Diese Werte wurden für eine weitergehende Interpretation der Ergebnisse der ausgepflanzten Testpflanzen herangezogen. Abb. 1 zeigt die Lage der einzelnen Standorte.

Zum Nachweis der Auswirkungen unterschiedlicher Luftgüte auf das Nadelmaterial wurde der von KELLER und SCHWAGER (1971) eingeführte und bereits mehrfach angewandte Peroxidase-Test als "empfindlicher Indikator für Stoffwechselbelastungen allgemeiner Art" (RUDOLPH 1977) verwendet. Darüber hinaus erlaubt dieser relativ einfach durchzuführende und empfindliche Enzymtest, "eine pflanzliche Stoffwechselreaktion auch bei Ausbleiben äußerlich sichtbarer Symptome nachzuweisen" (KELLER 1974). Die Peroxidase (im folgenden abgekürzt POD) ist ein Enzym, das zur Gruppe der Fe^{III}-haltigen Hämoproteide zählt und Wasserstoff von einem H-Donator auf H₂O₂ als Akzeptor nach folgender Summenformel überträgt:



Wird als H-Donator ein Chromogen, also ein Farbstoff in reduzierter Form, gewählt - im vorliegenden Fall wurde mit p-Phenylendiamin (C₆H₄CNH₂)₂ gearbeitet - so erfolgt nach dem Start der Reaktion in der Küvette durch Zugabe von H₂O₂ eine Farbänderung, deren Stärke von der Enzymaktivität des eingefüllten Nadelhomogenats abhängig ist (vgl. AEBI 1965). Zur Bestimmung der POD-Aktivität wurde die Extinktionsänderung bei λ = 485 nm gemessen. Je höher die Belastung einer Pflanze durch luftverschmutzende Stoffe ist, desto höhere Aktivitätswerte der POD werden i. a. erreicht. Für jede Probe wurde eine Dreifachbestimmung über jeweils drei Minuten vorgenommen und die Extinktionsänderung pro Minute als Maß für die Enzymaktivität herangezogen. Ferner wurde die spezifische Aktivität der POD für jedes Probevolumen berechnet und mit den Werten der gefundenen Extinktionsänderungen pro Minute korreliert. Der Vergleich beider Wertegruppen ergab Korrelationskoeffizienten für die Proben der Ruhrgebietsstandorte von r = 0.97 und für die Proben der Sauerlandstandorte von r = 0.96, so daß wegen der großen Übereinstimmung auf die Darstellung der Werte der spezifischen Aktivität an dieser Stelle verzichtet werden kann. Darüber hinaus erfolgte für jede Probe eine Bestimmung der Proteinkonzentrationen photometrisch mit Hilfe einer modifizierten Methode nach Schachterle.

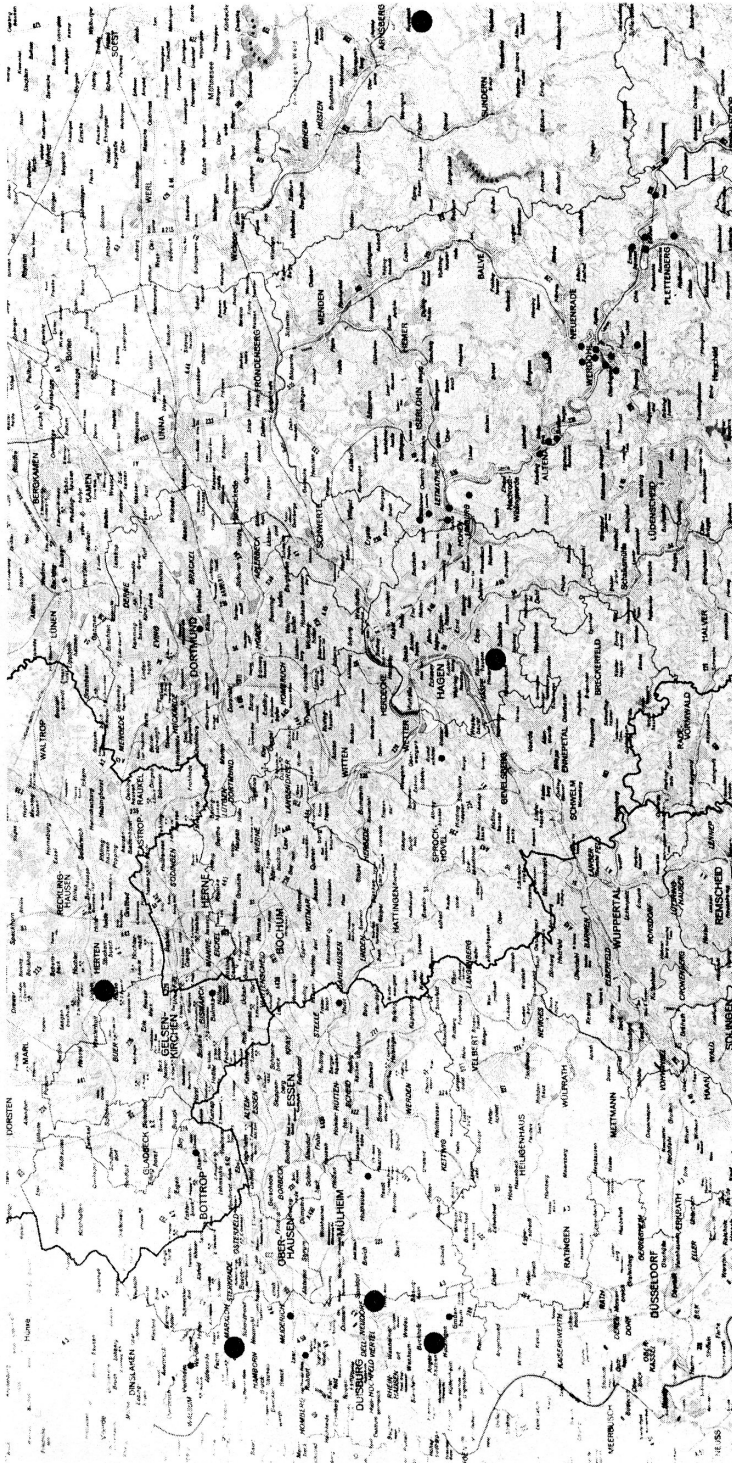


Abb. 1: Standorte der Probebäume ● = VERSUCHSFLÄCHEN ● = FANGPFLANZSTANDORTE

4. Ergebnisse

4.1 Auswertung der Aktivitätswerte der Peroxidase

Um einen ersten Überblick über die Auswirkungen unterschiedlicher Luftgüte auf das Nadelmaterial in beiden Untersuchungsräumen zu erhalten, wurden die in der Zeit zwischen Januar und Juli 1977 berechneten Aktivitätswerte der POD ihrer prozentualen Häufigkeit nach entsprechenden Klassen (Klassenbreite $K = 0.050 \Delta E/\text{min}$) zugeordnet.

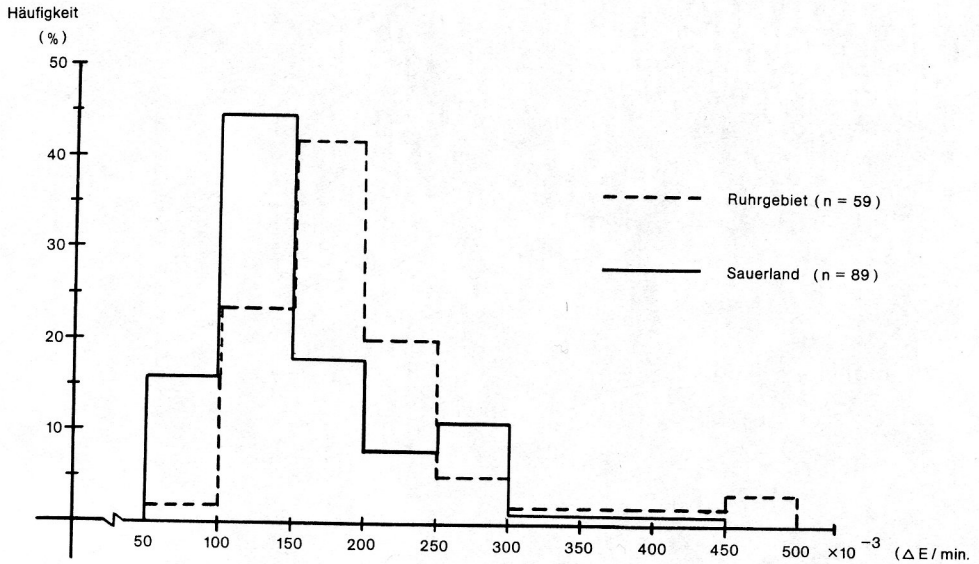


Abb. 2: Vergleich der Häufigkeitsverteilungen der Aktivitätswerte der Peroxidase von Ruhrgebiet- und Sauerlandstandorten

Das Ergebnis dieser Auswertung, in die die jeweiligen monatlichen Standortmittelwerte einfließen, zeigen die beiden Stufendiagramme in Abbildung 2. Während die Werte der Sauerlandstandorte ein deutliches Verteilungsmaximum in dem Extinktionsbereich von 0.100 bis 0.150 $\Delta E/\text{min}$ mit einem Anteil von mehr als 44 % an der Gesamtanzahl der Werte aufweisen, entfallen 42 % der Werte der Ruhrgebietstandorte auf die nächsthöhere Klasse. Betrachtet man darüber hinaus die prozentuale Häufigkeitsverteilung der Extinktionswerte bis einschließlich des Bereiches, in den das Verteilungsmaximum der Sauerlandwerte fällt ($\Delta E/\text{min}$ von < 0.150) so zeigt sich, daß von den Sauerlandstandorten insgesamt 60 % aller Werte diesen beiden Klassen zugeordnet werden können, während von den Ruhrgebietswerten hierauf nur 25 % entfallen.

Der Verlauf und die relativ große Streuung der Werte im Ruhrgebiet und im Sauerland läßt darüber hinaus auf eine recht differenzierte, unterschiedlich hohe Belastung in den beiden Untersuchungsräumen schließen. Insbesondere zeigt sich, daß mehr als 10 % der Sauerlandwerte einem relativ hohen Extinktionsbereich zwischen 0.250 und 0.300 $\Delta E/\text{min}$ entsprechen. Für die Ruhrgebietswerte läßt sich ein sekundäres Maximum mit einem Anteil von ca. 5 % allenfalls in dem Bereich von 0.450 $\Delta E/\text{min}$ nachweisen.

Um Aufschluß darüber zu erhalten, in welchem Maße die Aktivitätswerte der POD im Lennetal standortabhängig reagieren, wurden in einer zweiten Häufigkeitsanalyse die Extinktionswerte der Tal- und Höhenstandorte miteinander verglichen (Abb. 3). Der unterschiedliche Verlauf beider Stufendiagramme läßt die verschiedenen Belastungspotentiale in den beiden Teilräumen indirekt deutlich werden. Obwohl beide Kurven eine maximale prozentuale Häufung des Extinktionsbereiches 0.100 bis 0.150 $\Delta E/\text{min}$ aufweisen, fällt auf, daß insgesamt 83 % aller Werte der Höhenstandorte nur Extinktionen von $< 0.150 \Delta E/\text{min}$ erreichen, wobei die Werte der Talstandorte nur zu etwa 37% in diesem unteren Bereich vertreten sind. Während also die Werte der Höhenstandorte zum überwiegenden Teil relativ einheitlich niedrig sind und eine relativ geringe Streuung aufweisen, liegen die Werte der Talstandorte in höheren Extinktionsbereichen und sind relativ breit gestreut.

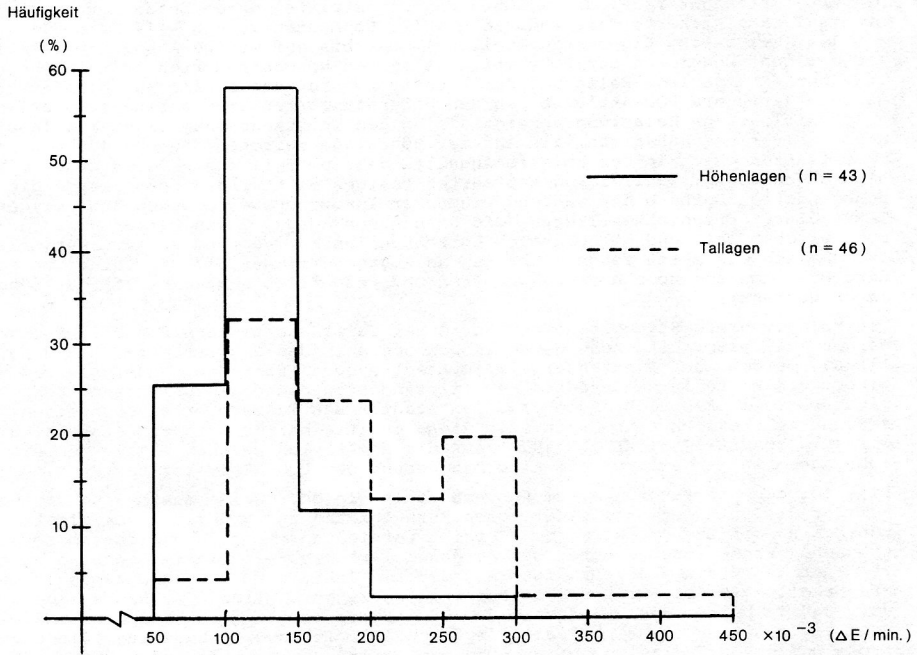


Abb. 3: Vergleich der Häufigkeitsverteilungen der Aktivitätswerte der Peroxidase von Sauerlandhöhen- und -tallagen

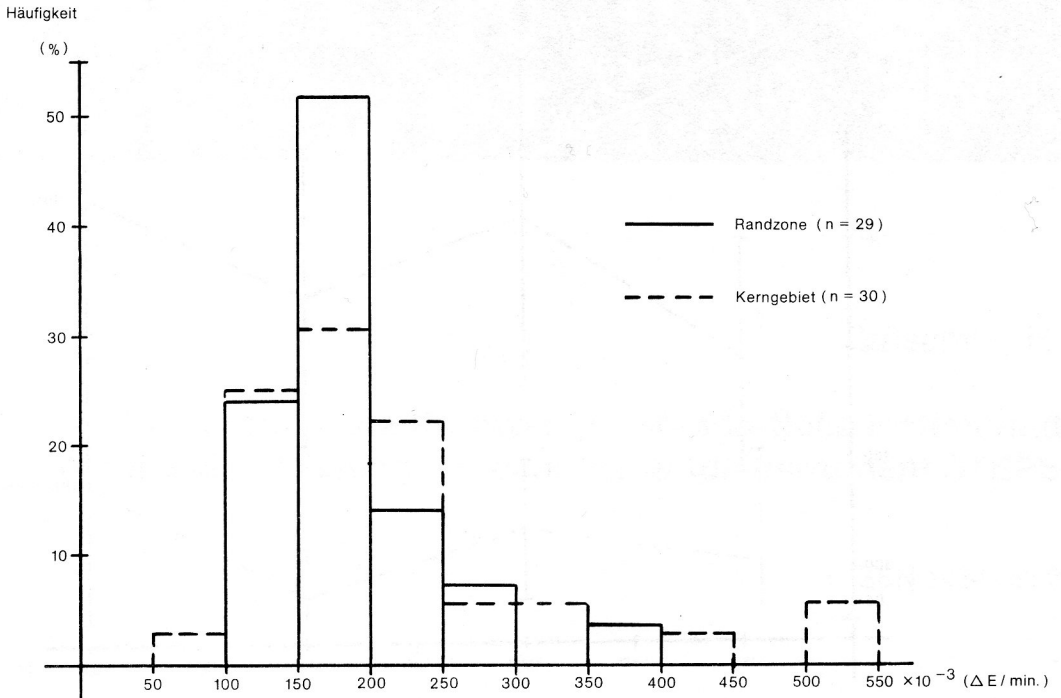


Abb. 4: Vergleich der Häufigkeitsverteilungen der Aktivitätswerte der Peroxidase von Rand- und Kernzonenstandorten im Ruhrgebiet

Die Extinktionsunterschiede zwischen den Gesamtmittelwerten beider Gruppen sind statistisch gesichert: Talstandorte $n = 12$, Höhenstandorte $n = 11$; $t = 3,1$; $\alpha = 1\%$ (bei zweiseitiger Fragestellung). Das bis auf wenige Ausnahmen relativ einheitliche Reagieren der POD-Aktivität an den Höhenstandorten läßt auf keine bzw. nur eine geringe Belastung durch Luftverschmutzung schließen. Die Tatsache, daß die geringere POD-Aktivität an den Höhenstandorten eine geringere stoffwechselphysiologische Belastung anzeigt als an den Talstandorten, erscheint insofern nicht weiter verwunderlich, als auf der Höhenlage zwischen 350 und 470 m ü.NN die Testpflanzen oberhalb der Emissionsquellen des zum Teil engen Tales stehen. Darüber hinaus konnte auf zahlreichen Meßfahrten festgestellt werden, daß gerade die Höhenstandorte oberhalb der während windarmer Inversionswetterlagen ausgebildeten Temperatursperrschichten liegen, die dann einen ausgeprägten Witterungsantagonismus zwischen Tal- und Höhenbereich entstehen lassen. Während solcher Wetterlagen ist nämlich die meist feuchte, kalte, an Äthylen reiche Luft des Tales von der darüber liegenden trockeneren, wärmeren und wesentlich sauberen Luft der Höhenlagen getrennt.

Die relativ große Streubreite der Werte der Talstandorte kann darauf zurückgeführt werden, daß einerseits hohe Werte insbesondere in den Schwerpunkten Letmathe, Altena, Werdohl und Plettenberg, also stadtbezogen auftraten, andererseits relativ niedrigere Werte in den stadtfernen Talstandorten nachgewiesen wurden. Hohe Aktivitätswerte ließen sich jedoch auch an stadtfernen Talstandorten nachweisen, und zwar ausschließlich dann, wenn sich diese unmittelbar an Straßen befanden. Dies wird mit IMASEKI (bei KELLER 1974) auf die an Äthylen reichen Abgase von Kraftfahrzeugen zurückgeführt, die eine Steigerung der POD-Aktivität bewirken.

Eine für den Untersuchungsraum Ruhrgebiet in gleicher Weise durchgeführte Analyse, bei der die Standortwerte städtischen Kerngebieten und grünflächenbestimmten Randzonen einander zugeordnet wurden, ergibt vergleichbare, jedoch nicht so scharf zu trennende Ergebnisse zwischen den beiden Teilräumen, wie sie im Lennetal auftraten (Kerngebiete $n = 30$, Randzone $n = 29$; $t = 1,85$; $\alpha = 10\%$ (bei zweiseitiger Fragestellung)). Das Ergebnis dieser Analyse zeigt Abbildung 4. Hieraus geht hervor, daß im Bereich der Randzonen ca. 76% aller Werte $< 0,200 \Delta E/\text{min}$ sind, während aus dem Kerngebiet nur ca. 59% diese Aktivitätswerte besitzen. Die nicht so große Differenz der Werte zwischen beiden Teilräumen kann darauf zurückgeführt werden, daß auf Grund der offenen und damit durchlüftungsbegünstigten Lage des Ruhrgebietes großräumige Verfrachtung von Emissionen auch in die Randzonengebiete viel besser ablaufen können als in dem geomorphologisch stärker gegliederten Bereich des Lennetales. Bei längerer Beobachtungszeit hätte sich die Trennung in

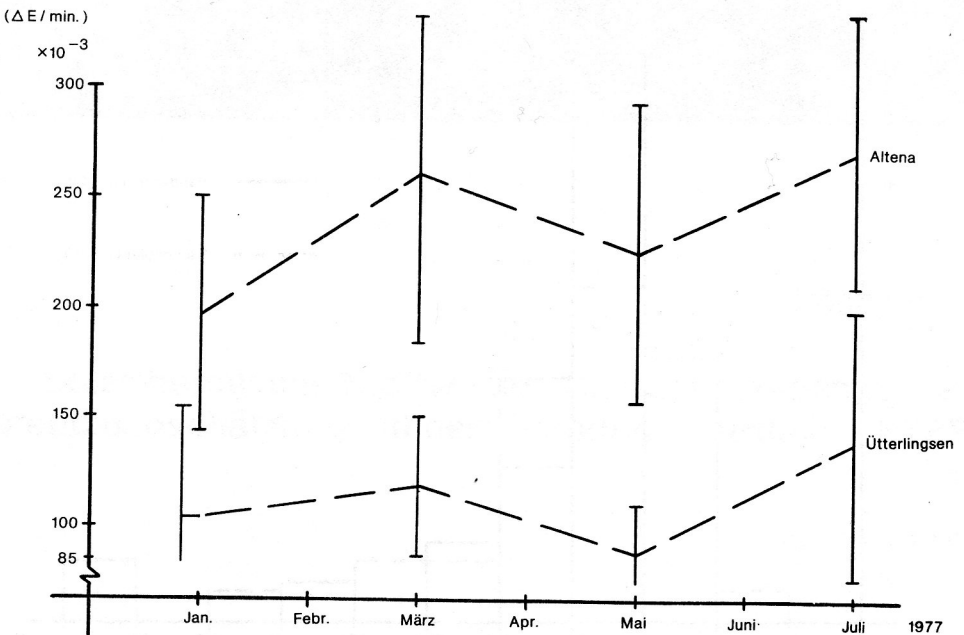


Abb. 5: Mittlere monatliche Peroxidase-Aktivität eines Tal- (Altena) und eines Höhenlagenstandortes (Utterlingsen)

belastete und unbelastete Räume vermutlich stärker ausgeprägt, so wie sie den jeweiligen Immissionsbelastungskarten entspricht.

Um neben den räumlichen auch die zeitlichen Veränderungen der POD-Aktivität in den Untersuchungsgebieten zu verdeutlichen, wurden aus den Bereichen Sauerlandhöhenlagen und Sauerlandtallagen sowie Ruhrgebietrandzone und Kernbereich die Aktivitätswerte jeweils eines Standortes dargestellt. Auf den beiden Abbildungen 5 und 6

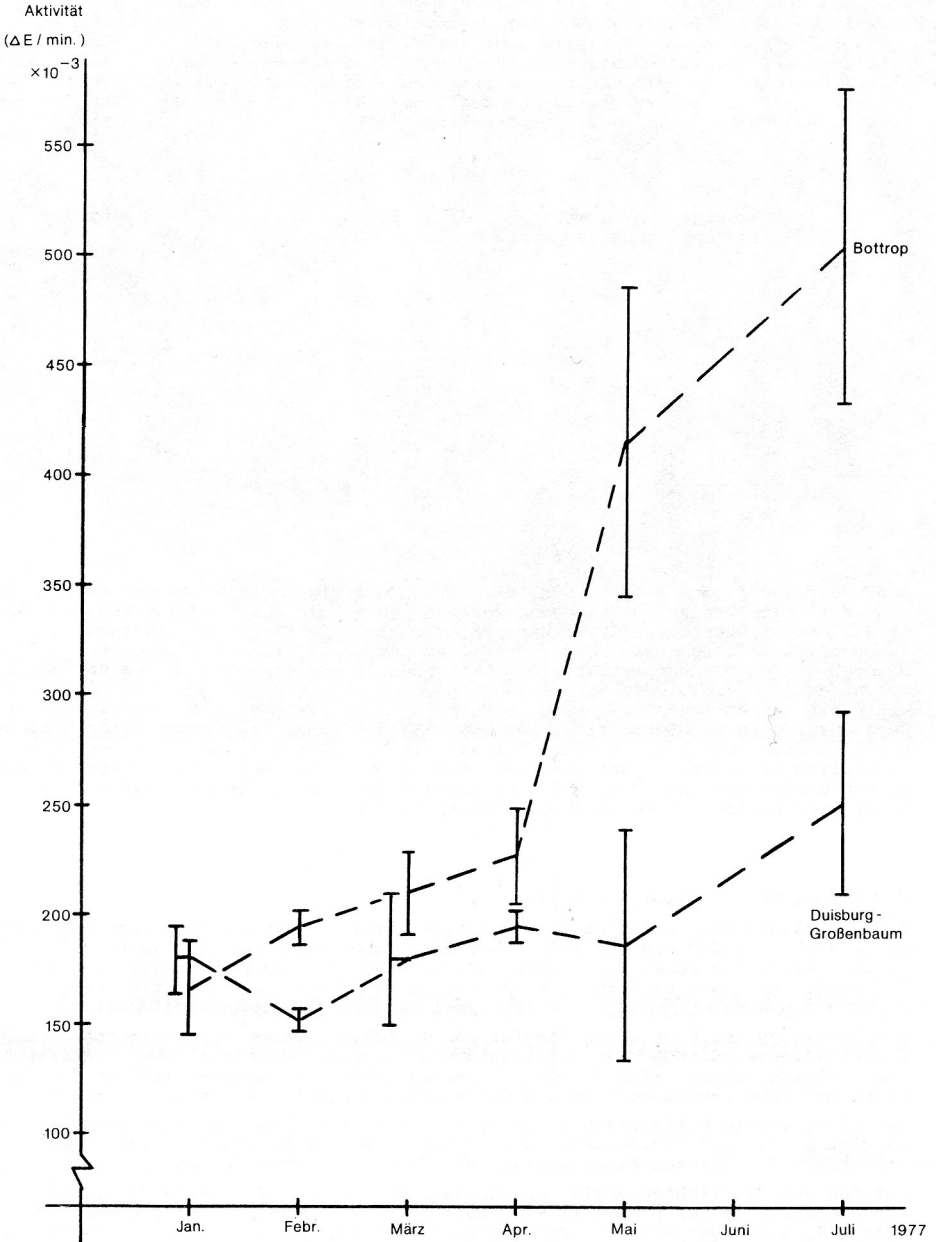


Abb. 6: Mittlere monatliche Peroxidase-Aktivität eines Ruhrgebietstandortes aus dem Stadtbereich (Bottrop) und eines Standortes der Randzone (Duisburg-Großenbaum)

sind deshalb für die Zeit von Januar bis Juli die Einzelwerte mit den jeweiligen Standardabweichungen eingezeichnet. Während der Wert des Höhenstandortes im Sauerland (Abb. 5, Utterlingsen, 300 m ü.NN) bis zum Monat Juli auf einen mittleren Extinktionswert von ca. 0.120 $\Delta E/\text{min}$ ansteigt, läßt sich an dem Tal- und Stadtstandort Altena (180 m ü.NN) ein mittlerer Aktivitätswert von ca. 0.250 $\Delta E/\text{min}$ im Monat Juli feststellen. Noch deutlicher wird der Unterschied beim Vergleich der beiden Ruhrgebietstandorte in Abbildung 6: Während der südliche Randzonenbereich (Duisburg - Großenbaum) bis zum Monat Juli einen Extinktionswert von etwa 0.250 $\Delta E/\text{min}$ erreicht, steigen im städtischen Kernbereich (Bottrop) die Aktivitätswerte auf über 0.500 $\Delta E/\text{min}$ an. Neben den unterschiedlich hohen Werten, die in Abhängigkeit von der Luftgüte an den vier Standorten erreicht werden, fällt besonders der sprunghafte Anstieg der Aktivitätswerte im späten Frühjahr und Frühsommer an dem relativ stark belasteten Standort Bottrop auf. Dieses starke Emporschnellen der Aktivitätswerte kann mit dem Beginn der Vegetationsperiode erklärt werden, die somit auf Grund der zu erwartenden großen Unterschiede für eine Auswertung am geeignetsten erscheint (vgl. hierzu auch KELLER 1971).

Tab. 1: Peroxidase-Aktivität in Prozent für die Standorte des Ruhrgebietes und des Sauerlandes (Januar = 100 %)

	Jan.	März	Mai	Juli
Ruhrgebiet, Kernzone	100	96	179	201
Ruhrgebiet, Randzone	100	86	112	176
Sauerland, Tallage	100	128	111	144
Sauerland, Höhenlage	100	120	106	101

Zusammenfassend kann an Hand von Tab. 1, aus der die prozentuale Veränderung der POD-Aktivität für den Untersuchungszeitraum innerhalb der vier Untersuchungsgebiete hervorgeht, festgestellt werden, daß die größte Aktivitätssteigerung an den Ruhrgebietstandorten nach über siebenmonatiger Exposition im Juli mehr als 200 %, bezogen auf den Januarwert, beträgt, während die Steigerungen an den übrigen Standorten deutlich niedrigere Werte einnehmen.

Die vorliegenden Ergebnisse konnten durch die Analyse von Fichtennadeln der vier Versuchsflächen der LÖLF prinzipiell bestätigt werden. Bei diesem älteren Klonmaterial traten jedoch nicht die hohen Aktivitätsdifferenzen zwischen den unterschiedlich belasteten Standorten auf, wie sie bei den jungen Klonfichten nachgewiesen werden konnten. Dies mag genetische Gründe haben, könnte aber auch mit dem Alter dieser Klons in Verbindung gebracht werden.

4.2 Auswertung der Proteingehalte

Die Auswertung der Proteingehalte des Nadelmaterials beider Untersuchungsräume zeigt (Abb. 7), daß die Verteilung der Sauerlandwerte, wie zu erwarten, in Richtung höherer Konzentrationen verschoben ist, während die Ruhrgebietswerte der prozentualen Häufigkeit nach niedrigeren Konzentrationen aufweisen (Ruhrgebiet $n = 39$, Sauerland $n = 89$; $t = 1.85$; $\alpha = 10\%$ (bei zweiseitiger Fragestellung)).

Ein Vergleich der Proteingehalte für die Teilräume Randzone und Kernzone des Ruhrgebietes sowie für Höhen- und Tallagen des Sauerlandes zeigte keine signifikanten Unterschiede, obwohl sich Trends zu jeweils höheren Proteingehalten an den Standorten der Sauerlandhöhenlagen und der Ruhrgebietsrandzonen erkennen ließen.

Daß signifikante Differenzen zwischen den Proteingehalten von Nadelmaterial im Vergleich zwischen Ruhrgebiets- und Sauerlandswerten bestehen, zeigen die Analyseergebnisse des älteren Klonmaterials der Versuchsflächen in Tab. 2.

Bezogen auf die Fichtennadeln der unbelasteten Versuchsfläche im Sauerland, ergaben die Analysen der Proben im Ruhrgebiet fast 30 %, in den Randzonenbereichen im Mittel 15 % weniger Protein. Die Tatsache, daß bei den jüngeren, nur verhältnismäßig kurze Zeit exponierten Indikatorpflanzen derartige Unterschiede nicht auftraten, könnte einerseits in der Kürze der Expositionszeit begründet liegen, andererseits auch darin, daß der verwendete Fichtenklon bezüglich des Proteingehaltes langsamer reagiert.

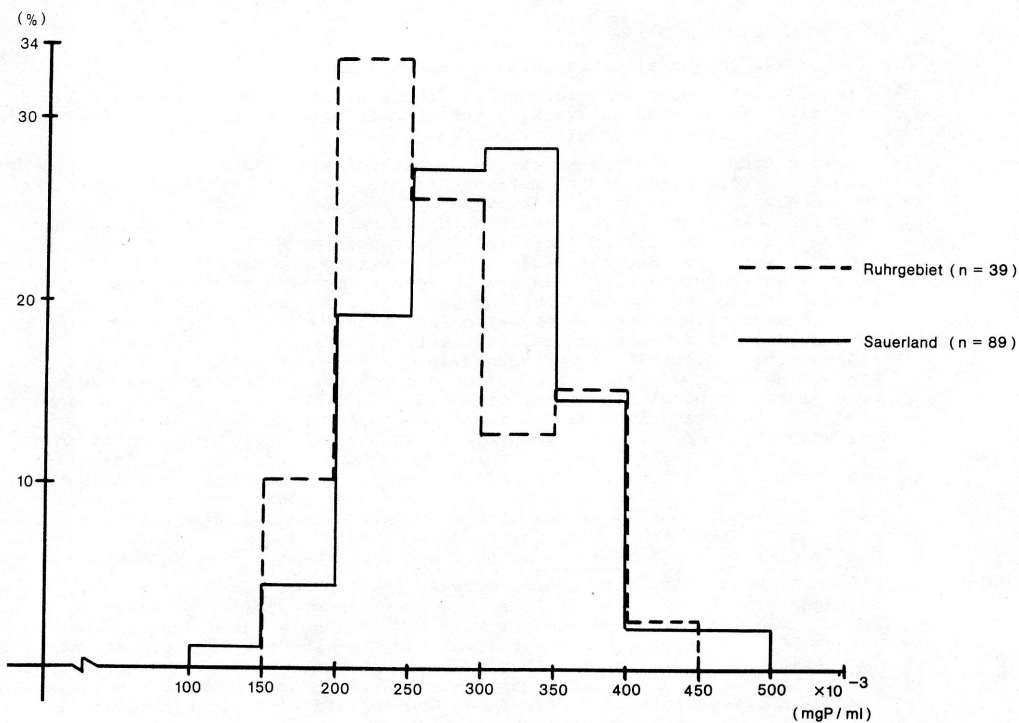


Abb. 7: Häufigkeitsverteilung der Proteinkonzentrationen der Sauerland- und der Ruhrgebietsproben nach Klassen

Tab. 2: Proteingehalte des Nadelmaterials der Versuchsflächen der Landesanstalt für Ökologie, Landesentwicklung und Forstplanung (in μg Protein/ml Küvetteninhalt)

	Arnsberg	Herten	Hagen	Duisburg	
				Randzone	Kernzone
Januar '77	305	340	199	228	188
April '77	301	346	218	267	223
Juni '77	353	298	302	333	277
August '77	407	405	293	335	275
Oktober '77	483	413	330	474	353
Januar '78	349	285	231	245	211
März '78	278	263	194	213	190
Mai '78	350	428	280	315	281
Mittelwert	353	347	255	301	250

5. Zusammenfassung

Die Ergebnisse lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- 1) Mit Hilfe der dieser Untersuchung zu Grunde gelegten Nachweismethode lassen sich die Auswirkungen unterschiedlich starker Belastungen durch Luftverunreinigungen auf Pflanzen nachweisen.
- 2) Ein Vergleich der Analysenwerte des Nadelmaterials beider Untersuchungsgebiete zeigte den verschiedenen hohen Luftverunreinigungen entsprechende signifikante Unterschiede in der Peroxidase-Aktivität. Während jedoch im Ruhrgebiet belastete und nicht belastete Gebiete (Kernzonen und Randzonen) für den Untersuchungszeitraum weniger deutlich voneinander getrennt werden können, unterscheiden sich die Werte der Sauerlandtal- und -höhenstandorte voneinander. Dieser Umstand wird darauf zurückgeführt, daß das Ruhrgebiet trotz der permanenten Zufuhr luftfremder Stoffe ein von den Oberflächenformen her durchlüftungsbegünstigter Raum ist, in dem bei entsprechender Wetterlage großräumige Verfrachtungsvorgänge ablaufen, die die auf der Immissionsbelastungskarte gezogenen Grenzen zwischen stärker und weniger stark luftverschmutzten Zonen durchlässig machen können. Im weniger gut durchlüfteten, zum Teil engen Tal der Lenne können Abgase weniger schnell abtransportiert werden. Dieser Nachteil verstärkt sich insbesondere dann, wenn eine Temperaturinversion bei entsprechender Wetterlage auch den vertikalen Abtransport der Schadstoffe verhindert, so daß es zu einer Akkumulation der emittierten Gase kommen kann. Die in diesem Bereich des Sauerlandes häufig in einer mittleren Höhenlage von ca. 350 bis 400 m ü. NN ausgebildeten Temperatursperrschichten bewirken gleichzeitig, daß die an Abgasen und Schadstoffen reiche Luft nicht aus dem Talsohlenbereich entweichen kann und so oberhalb der Inversion, an den Höhenstandorten, nicht verschmutzte, saubere Luft vorherrscht, die den Stoffwechsel der Pflanzen weniger stark belastet.
- 3) Die Auswirkungen der unterschiedlichen Luftgüten auf den Proteingehalt des Nadelmaterials zeigten, daß im Ruhrgebiet mit einem Anteil von nahezu 30 % weniger Protein pro Einheit zu rechnen ist als in den unbelasteten Gebieten des Sauerlandes. Eine Differenzierung der jeweiligen Teilräume im Ruhrgebiet und im Sauerland erlaubte jedoch nur eine trendmäßige Aussage, was möglicherweise an der zu kurzen Expositionsdauer der Testpflanzen während der Vegetationszeit liegt oder aber auch artspezifische Gründe haben könnte, die hier nicht untersucht wurden.

Dem Direktor des Geographischen Instituts der Ruhr-Universität Bochum, Herrn Professor Dr. H. Liedtke sowie Herrn Professor Dr. D. Schreiber habe ich sowohl für stete Diskussionsbereitschaft als auch dafür zu danken, daß diese Untersuchungen im Geomorphologischen Labor des Instituts durchgeführt werden konnten. Für die mühevollere Aufbereitung und die Analyse des Nadelmaterials sorgten die Chemielaboranten Frau Stein und Herr W. Gosda. Die Durchführung von Vergleichsmessungen mit Nadelmaterial der forstlichen Versuchsflächen der LÖLF ermöglichte Herr Dr. W. Knabe, Düsseldorf. Allen Beteiligten bin ich zu großem Dank verpflichtet.

Die Arbeit wurde im Rahmen einer Forschungsförderung unter dem Thema "Witterung in Naherholungsgebieten des Rheinischen Schiefergebirges während gesundheitsgefährdender Wetterlagen im Ruhrgebiet" vom Minister für Wissenschaft und Forschung des Landes NRW finanziell unterstützt.

Literatur

- AEBI H., 1965: Einführung in die praktische Biochemie. Frankfurt (Akad. Verlagsges.): 382 S.
- KELLER T., 1964: Industrielle Immissionen und Forstwirtschaft. Schweiz. Z. Forstw. 115: 228-255.
- KELLER T., SCHWAGER H., 1971: Der Nachweis unsichtbarer ("physiologischer") Fluor-Immissions-schädigungen an Waldbäumen durch eine einfache kolorimetrische Bestimmung der Peroxidase-Aktivität. Europ. J. Forest. Pathol. 1: 6-18.
- KELLER T., 1974: Über den Einfluß verunreinigter Stadtluft auf die Vegetation. Umwelthygiene 10: 221-227.
- RUDOLPH E., 1977: Exposition von Indikatorpflanzen zur Erfassung komplexer Immissionswirkungen in München. Staub-Reinhaltung der Luft 37: 467-472.

Adresse:

Dr. Wilhelm Kuttler
Geographisches Institut der Ruhr-Universität
Postfach 10 2148
D-4630 Bochum