

Biologische Methoden zur Kontrolle des Reinheitsgrades der Luft im Raum Innsbruck

VON

Maria HUTTER *)

(Aus dem Institut für Allgemeine Botanik der Universität Innsbruck)

Biological methods to control air pollution in Innsbruck

Synopsis:

Biological methods to control air pollution (lichen-explant method, measurement of turbidness of pine needle extracts, measurement of conductivity, determination of the content of sulphate, pH-measurements and analysis of the content of chloride of bark-extracts from spruce) were tested in a comparative study parallel to measurements of sulphur-dioxide contamination by lead dioxide candles and sulphur analysis of pine needles.

Of all biological procedures the lichen-explant method proved most suitable to indicate seasonal changes. Local differences of immission were determined by measuring the total conductivity of bark-extracts from spruce.

Under the air pollution prevailing in Innsbruck neither the measurement of turbidness of pine needle extracts nor the pH-measurements or the determination of the content of chloride of bark-extracts from spruce gave reliable evidence on the degree of immission.

Inhaltsverzeichnis:

1. Einleitung
2. Untersuchungsmethoden
 - 2.1 Flechtenexplantatmethode
 - 2.2 Trübungsmessung von Fichtennadelextrakten
 - 2.3 Leitfähigkeitsmessung und Bestimmung des Sulfatgehaltes von Fichtenborken-extrakten

*) Anschrift der Verfasserin:
Mag. rer. nat. M. Hutter, Lehrkanzel für Hygiene II der Universität Innsbruck,
A-6010 Innsbruck, Schöpfstraße 41, Österreich.

- 2.4 pH-Messung von Fichtenborkenextrakten
- 2.5 Bestimmung des Chloridgehaltes von Fichtenborkenextrakten
- 3. Beobachtungsplätze
 - 3.1 Beobachtungsplätze parallel zum Beobachtungsnetz der Untergruppe Umweltschutz des Tiroler Raumordnungsbeirats
 - 3.2 Beobachtungsplätze parallel zum Beobachtungsnetz der Landesforstinspektion
- 4. Ergebnisse
 - 4.1 Ergebnisse der Flechtenexplantatmethode
 - 4.2 Ergebnisse der Trübungsmessung von Fichtennadelextrakten
 - 4.3 Ergebnisse der Leitfähigkeitsmessung und Bestimmung des Sulfatgehaltes von Fichtenborkenextrakten
 - 4.4 Ergebnisse der pH-Messung von Fichtenborkenextrakten
 - 4.5 Ergebnisse der Bestimmung des Chloridgehaltes von Fichtenborkenextrakten
- 5. Zusammenfassende Besprechung der Ergebnisse
- 6. Literatur

1. Einleitung:

Die schädigende Wirkung mancher Luftverunreinigungen auf die Pflanze wurde bereits im vorigen Jahrhundert erkannt. STÖCKHARDT (1853) berichtet, daß Fichten in Luft mit einer Schwefeldioxidkonzentration von 1 ppm absterben. Erste Erfahrungen mit Fluorwasserstoff (HF) gehen auf SCHMITZ-DUMONT (1896) zurück, der Schädigungen an Fichten, Eichen und Spitzahorn feststellte. Der Pflanze kommt daher als Indikator für biologisch wirksame Immissionen große Bedeutung zu. Auf Grund von arten-, sorten-, entwicklungs- und umweltbedingten Resistenzunterschieden gegenüber Luftverunreinigungen ändert sich in der Nähe von Städten oder in der Nähe eines einzelnen Emittenten die Zusammensetzung von Pflanzengesellschaften. Derartige Beobachtungen machten beispielsweise GUDERIAN und VAN HAUT (1970) in der Nähe eines SO₂-Emittenten, NIKLFELD (1967) in der Nähe der Fluorwasserstoffemissionsquelle Ranshofen an höheren Pflanzen. Besonders empfindliche Indikatoren für Luftverunreinigungen stellen Flechten dar. Bereits NYLANDER (1866) stellte in Paris fest, daß die Flechtenfloren gegen die Stadt fortschreitend verarmen. Diese Erkenntnis wurde später durch BESCHEL (1958), PEARSON und SKYE (1965), SCHUBERT und FRITSCH (1965), BORTENSCHLAGER (1969), SCHÖNBECK (1969), KIRSCHBAUM, KLEE, STEUBING (1971) u.v.a. bestätigt. Ganz allgemein haben alle diese Studien erwiesen, daß sich an eine Normalzone gegen das Stadttinnere meist eine äußere und innere Kampfzone anschließen und im Hauptemissionszentrum in eine Flechtenwüste übergehen. Lassen sich an den natürlich vorkommenden Pflanzenarten infolge zu hoher Resistenz Immissionseinwirkungen nicht mehr sicher nachweisen oder fehlt ein natürlicher Pflanzenbewuchs in einem Gebiet vollständig, so kann durch Exponieren von Indikatororganismen Kenntnis über die örtliche Schadgasbelastung erlangt werden. Als Indikatorpflanzen wählt man auf Immissionen besonders empfindlich reagierende Arten. Für höhere Pflanzen gewann das Verfahren von SCHÖNBECK (1963) in den letzten Jahren immer größere Bedeutung.

Dazu werden die Indikatorpflanzen an Standorten innerhalb des Immissionsgebietes und außerhalb auf einer durch Schadgase nicht beeinflussten Kontrollstation in Erde kultiviert, die aus einem immissionsfreien Gebiet stammt. Die exponierten Pflanzen werden nach Verstreichen einer gewissen Zeit auf Immissionsschäden untersucht. Von den niederen Pflanzen eignet sich die besonders empfindliche Blattflechte *Hypogymnia physodes* sehr gut zur Exposition. Hierzu wird in erster Linie das Verfahren von SCHÖNBECK (1969) angewendet. (Siehe Kapitel 2.1). Neben diesen Expositionsverfahren gelangen häufig Testkammerverfahren zur Anwendung. Die Testkammer wird unmittelbar von der vorhandenen Außenluft durchströmt, während bei der Vergleichskammer die Luft vor ihrem Eintritt in die Kammer von pflanzenschädigenden Komponenten gereinigt wird.

Sowohl an natürlich vorkommenden Pflanzen als auch an exponierten Indikatorpflanzen werden Schadgaseinflüsse auf Grund von morphologischen, physiologischen, biochemischen, chemischen und physikochemischen Veränderungen beurteilt. Unter Einwirkung hoher Schadgaskonzentrationen kommt es häufig zur Ausbildung von Nekrosen an Blättern, deren Aussehen je nach Pflanzenart und Art des einwirkenden Schadgases variiert. Chlorosen sind oft das einzige Symptom einer Schädigung und entstehen nach Einwirkung lang anhaltender niederer Schwefeldioxidkonzentrationen. Phytotoxische Immissionen wirken sich nicht nur auf einzelne Organe der Pflanze aus, sondern beeinflussen häufig ihren gesamten Habitus, insbesondere bei langlebigen Arten. Unter starken HF-Einwirkungen kommt es zur Ausbildung von Zwergformen. Dies wurde von HALBWACHS und KISSER (1967) beispielsweise an Fichten und Birken beobachtet. Meist kommt es an den dem Emittenten zugewandten Seiten eines Baumes zu starken Wuchsbehinderungen, was bei Bäumen und Sträuchern zur Ausbildung asymmetrischer Kronen bzw. Wuchsformen führt (GUDERIAN und VAN HAUT 1970). An SO₂-beeinflussten Kiefern wurde von PELZ und MATERNA (1964) ein Rückgang der Benadelung sowie ein verminderter Höhenzuwachs festgestellt. In Immissionsgebieten kommt es nicht selten auch zu einer Verminderung der Jahrringbreite von Bäumen (HASELHOFF 1932, WENTZEL 1956).

Neben äußerlich sichtbaren Veränderungen werden auch physiologische Kriterien zur Feststellung, insbesondere zur Frühdiagnose einer Immissionsbelastung herangezogen. Schon vor dem Auftreten äußerer Schädigungsmerkmale kommt es sowohl nach Einwirkung von SO₂ als auch HF zu einem Absinken der Nettophotosynthese. Ein Atmungsanstieg tritt nach BERGE (1970) nach Einwirken von SO₂-Immissionen immer ein, wenn ein akuter Schaden an den chlorophyllführenden Organen auftritt, bei Einwirkung von Fluorverbindungen tritt in diesem Falle eine Atmungsminderung ein (YANG 1963). Die Transpiration steigt nach NEGER und LAKON (1914) und HEILING (1933) nach SO₂-Einwirkung zunächst stark an, diesem Anstieg folgt ein rascher Abfall. HALBWACHS (1968, 1970) stellte an SO₂-geschädigten und F-geschädigten Bäumen einen Abfall der Saugspannung in der Gipfelregion fest; bei gesunden Bäumen steigt diese kontinuierlich von der Unterkrone zur Kronenspitze an.

Immissionsbedingte biochemische Veränderungen sind der Chlorophyllabbau und geänderte Enzymaktivitäten. Nach Untersuchungen von MÜLLER (1957) wird Chlorophyll a rascher als Chlorophyll b abgebaut, deren verändertes Verhältnis zueinander liefert einen wichtigen Hinweis auf eine SO₂-Immissionsbelastung. Die Peroxidaseaktivität sinkt

nach DÄSSLER (1962) unter Einwirkung von SO₂ (0,001 %), F-Immissionen hingegen bewirken eine Aktivitätssteigerung derselben (KELLER und SCHWAGER 1971).

Nach Einwirkung von Immissionen kommt es meist zu einer Veränderung der chemischen Zusammensetzung einer Pflanze: Schadstoffe werden in der Pflanze je nach ihrem Entwicklungszustand mehr oder weniger stark angereichert. Die chemische Pflanzenanalyse kann daher eingesetzt werden, um einen Schadstoff, der beispielsweise ein nicht schadgasspezifisches Schädigungsbild hervorruft, zu eruieren. Kommen in einem Immissionsgebiet mehrere Arten von Schadgasen vor, so können aus den angereicherten Schadstoffmengen Rückschlüsse auf die Häufigkeit der einzelnen Komponenten gezogen werden. Physikochemisch wurde von HÄRTEL und GRILL (1972) nach Immissionseinwirkung ein Anstieg der Leitfähigkeit von Fichtenborkenextrakten festgestellt, von HÄRTEL (1953) eine erhöhte Trübung an Heißwasserextrakten SO₂-beeinflusster Fichtennadeln beobachtet.

In der vorliegenden Arbeit wurden biologische Methoden zur Kontrolle des Reinheitsgrades der Luft vergleichend parallel zu Messungen der Schwefeldioxidbelastung mittels "Bleikerzen" und mittels Schwefelanalysen von Fichtennadeln getestet. Die "Bleikerzen" wurden im Auftrag der Untergruppe Umweltschutz des Tiroler Raumordnungsbeirats vom Institut für Hygiene und Mikrobiologie und vom Institut für Anorganische und Analytische Chemie analysiert. Die Schwefelanalysen wurden im Auftrag der Landesforstinspektion von der landwirtschaftlich chemischen Untersuchungsstelle Rotholz ausgeführt.

2. Untersuchungsmethoden:

2.1 Flechtenexplantatmethode BRODO (1961):

BRODO (1961) stanzte mit Flechten bewachsene Rindenstücke (= Explantate) in einem immissionsfreien Gebiet aus und setzte diese in entsprechend vorgestanzte Vertiefungen derselben Baumart, der sie entnommen wurden, in einem immissionsbelasteten Gebiet aus. Dabei wurde ein deutlicher Einfluß der Luftverunreinigung auf die Flechten beobachtet. Das Verhältnis von abgestorbenen zu ungeschädigten Thallusteilen läßt Rückschlüsse auf die Immissionshöhe zu. SCHÖNBECK (1969) wies nach, daß es nicht notwendig ist, die Explantate wieder in Vertiefungen derselben Baumart einzusetzen. Er befestigte die Explantate auf Holz- oder Kunststofftafeln. Nach derselben Methode arbeitete auch KLEE (1970). Für die Untersuchungen verwendet man am besten die Blattflechte *Hypogymnia physodes* (BRODO 1961, SCHÖNBECK 1969, KLEE 1970). Parallel zu *Hypogymnia physodes* wurden in Innsbruck auch *Parmelia caperata* und *Parmelia furfuracea* auf ihre Eignung als Immissionsindikatoren untersucht. Bei vergleichenden Untersuchungen ist darauf zu achten, daß die Flechten in einem möglichst immissionsfreien Gebiet am selben Standort und von derselben Unterlage entnommen werden. Mit einem Messer werden die mit *Hypogymnia physodes* dicht bewachsenen Rindenstücke ihrer Unterlage entnommen. SCHÖNBECK und KLEE verwendeten zur Probenentnahme ein eigenes Stanzgerät. Die Explantate werden zu Quadraten mit einer Seitenlänge von 4 cm zugeschnitten. Die Befestigung auf Resopalplatten erfolgt mittels eines Drahtes mit Kunststoffhülle, um eine Beeinflussung der Flechten durch den Metalldraht zu vermeiden. KLEE klebte die Rindenstücke mit Baumwachs in entsprechende Höhlungen der Kunststofftafel ein. Die Thalli von *Parmelia caperata* sind großflächig. Als Unterlage dienen ihnen meist Steine oder Bäume. Es werden möglichst große Stücke von der Unterlage gelöst, die dann auf dieselbe Art wie die *Hypogymnia physodes*-Explantate weiterbehandelt werden. Auf jede Tafel kommen 10 Explantate

(Abb. 1). *Parmelia furfuracea* wird samt den Fichtenästchen auf den Tafeln befestigt. Die Tafeln werden nun an den Beobachtungsplätzen in einer Höhe zwischen 2 - 3 m nach Norden gerichtet befestigt, um die Flechte vor direkter Sonneneinstrahlung zu schützen.

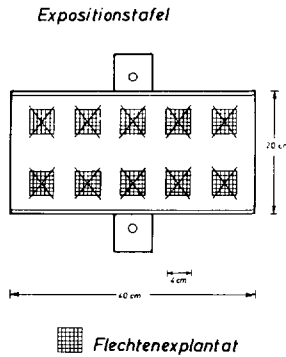


Abb.1: Flechtenexpositionstafel

Die Auswertung erfolgt visuell. Zur Dokumentation sollten die Explantate in regelmäßigen Zeitabständen mit einem Farbfilm fotografiert werden. Aufnahmen sollten aber mindestens immer dann gemacht werden, wenn visuelle Unterschiede auffallen. Die regelmäßige Dokumentation bietet die Möglichkeit, visuell schwer faßbare Farbunterschiede zwischen zwei Kontrollterminen durch Vergleich der Fotos zu erkennen. Selbstverständlich muß bei der Aufnahme darauf geachtet werden, daß der Farbfilm diese Unterschiede unverzerrt aufzeichnet. Wir haben mit gutem Erfolg Agfa CT 18 verwendet. Bei der Aufnahme ist besonders auf den gleichen Kameraabstand zum Objekt und stets gleiche Belichtung (Elektronenblitz) zu achten. Vor der Aufnahme sind die Flechten mit destilliertem Wasser mittels einer Sprühflasche gleichmäßig zu befeuchten. Dadurch wird eine intensivere Farbe erzielt, die die Schädigungen deutlicher macht. Außerdem ist die Farbe vom Quellungsgrad abhängig. Durch das Aufsättigen werden Farbunterschiede, die durch den verschiedenen Feuchtigkeitsgehalt der Luft zu verschiedenen Beobachtungszeiten auftreten können, beseitigt. Die Kontrolle von *Hypogymnia physodes* und *Parmelia caperata* erfolgte photographisch. Die Kontrolle von *Parmelia caperata* war schwieriger. Der Farbunterschied zwischen geschädigten und ungeschädigten Teilen war geringer als bei *Hypogymnia physodes*. Die Veränderung von *Parmelia furfuracea* wurde visuell beobachtet. Wegen der Vielgestaltigkeit dieser Flechtenart lassen sich kaum auswertbare Bilder machen. Gesunde Thalli von *Hypogymnia physodes* sind grün bis graugrün, geschädigte mit zunehmendem Absterben grau-weiß. *Parmelia caperata* ist im gesunden Zustand hellgrün, geschädigte Teile sind weiß bis bräunlich. Gesunde Thalli von *Parmelia furfuracea* sind graugrün, geschädigte bekommen einen Stich ins bräunliche. Der Schädigungsgrad wird anhand folgender Einteilung bemessen.

Schädigungsgrad

- 0 vollständig gesund
- 1 wenig geschädigt (weniger als 1/20 der Flechte geschädigt)
- 2 bis 1/4 geschädigt
- 3 1/4 bis 1/2 geschädigt
- 4 1/2 bis 3/4 geschädigt
- 5 3/4 bis fast ganz geschädigt (etwa 1/20 noch gesund)
- 6 fast vollständig abgestorben (weniger als 1/20 noch gesund)
- 7 vollständig abgestorben

Vorteil der Methode: Der Vorteil der Flechtenexplantatmethode liegt darin, daß sie auch in Gebieten angewendet werden kann, in denen der natürliche Flechtenbewuchs fehlt, wie es in Städten häufig der Fall ist.

Nachteile der Methode: Schwierig ist das Auffinden eines Standortes, an dem eine Flechtenart auf derselben Unterlage in so reichlicher Menge vorkommt, daß alle Versuchsplätze mit Explantaten versorgt werden können. Eine weitere Schwierigkeit bei *Hypogymnia physodes* bildet die Beschaffenheit der Borke. Ist diese glatt, was für die gute Haftung der Flechte notwendig ist, so wird der Stamm bei der Probenentnahme bis zur Saffthaut verletzt. In diesem Fall wäre das Fällen geeigneter Bäume notwendig. Es müssen also Bäume mit einer Borke gefunden werden, auf der die Flechte gut haftet, die sich aber vom Stamm ohne Verletzung der Saffthaut lösen läßt (z.B. Lärche).

2.2 Trübungsmessung von Nadelextrakten: (Trübungstest nach HÄRTEL 1953)

Der Trübungstest beruht darauf, daß Heißwasserextrakte aus Koniferennadeln immissionsgeschädigter Bäume stärker als Nadelauszüge gesunder Bäume getrübt sind.

Den zu untersuchenden Bäumen werden Zweigproben von den unteren Astquirlen entnommen. In diesem Bereich unterscheiden sich die Trübungswerte der verschiedenen alten Nadeljahrgänge, sowie die der Sonnen- und Schattennadeln nur geringfügig. Die Trübungswerte sind unabhängig von Immissionen jahreszeitlich verschieden, ihre Minima liegen im Herbst. Außerdem ist die Streuung der Werte zu dieser Jahreszeit am geringsten. Der Herbst ist also die günstigste Zeit für die Probenentnahme, da hier die durch Immissionen hervorgerufenen Trübungen am deutlichsten hervortreten. Die Proben sollen möglichst rasch nach ihrer Entnahme untersucht werden. Dazu werden die Nadeln von den Trieben mittels einer kleinen Schere oder Rasierklinge so abgetrennt, daß weder Rindenpartikel mitgerissen werden noch größere Verletzungen an den Nadeln selbst entstehen. 2 g (1/3 1-jährige, 2/3 2-jährige) Nadeln werden in eine Proberöhre gefüllt und mit 10 ml destilliertem Wasser übergossen. Die entsprechend beschrifteten Röhrchen werden nun in siedendes Glycerin gestellt. Die Nadeln werden 12 Minuten bei leichter Blasenentwicklung des Wassers gekocht. Hernach werden die Proberöhren mit den Proben aus dem Glycerinbad genommen, der Extrakt sofort dekantiert, auf 10 ml aufgefüllt und nach Abkühlung auf Zimmertemperatur (die Trübung ist stark temperaturabhängig!) bei 570 nm photometriert. Längeres Stehenlassen der Extrakte soll vermieden werden. Der Trübungstest kann auch am getrockneten Material durchgeführt werden (STEUBING und KUNZE 1972). Dazu werden die Nadeln bei 40°C getrocknet. Diese Temperatur darf nicht überschritten werden, da sonst bestimmte Komponenten der Nadelwache herausgelöst werden. Von den getrockneten Nadeln wird eine Einwaage von 1 g verwendet.

Der Trübungstest wurde Anfang Oktober 1972 durchgeführt. Von jedem Baum wurden 5 Parallelproben untersucht. Die Untersuchung am Frischmaterial erfolgte meist sogleich nach der Probenentnahme. War dies nicht möglich, wurden die Proben höchstens eine Nacht im Kühlraum bei 0°C und Dunkelheit gelagert. Um am Kontrollstandort einen Trübungswert von 25–35 % Absorption (das entspricht dem Leerwert) zu erhalten, mußten alle Extrakte im Verhältnis 1:3 verdünnt werden.

Vorteil der Methode: Der Vorteil in Gebieten mit reichen Fichtenvorkommen besteht darin, daß innerhalb sehr kurzer Zeit eine Aussage über den Belastungsgrad eines Gebietes gemacht werden kann.

Nachteile der Methode: Bis jetzt ist es noch immer unklar, welche Stoffe die erhöhte Trübung hervorrufen. Die Anwendung des Trübungstestes in Städten bringt die Schwierigkeit mit sich, daß in dicht verbauten Gebieten kaum die für die Untersuchung notwendige Anzahl von Fichten gefunden werden kann.

2.3 Leitfähigkeitsmessung und Bestimmung des Sulfatgehaltes von Fichtenborkenextrakten

(Borkentest nach HÄRTEL und GRILL 1972):

Unter dem Einfluß von Immissionen lagern sich auf der Borke von Bäumen verschiedene Stoffe an. Bei wässriger Extraktion dissoziieren verschiedene Stoffe, wodurch es zu einer Erhöhung der elektrolytischen Leitfähigkeit kommt.

Für die Probenentnahme sind völlig gesunde Fichten (Mindestalter 30 Jahre) mit möglichst grober Borke auszuwählen. Die Borkenproben werden in einer Höhe von 1–2 m entnommen. Mit dem Messer wird die äußerste Schicht von ca. 3 mm abgehoben. Diese Art der Probenentnahme schädigt den Baum nicht, da die Saffthaut niemals verletzt wird. Es ist darauf zu achten, daß die Proben nicht mit Algen bewachsen sind. Diese sind Anzeiger für Stellen, welche während eines Niederschlages durch herablaufendes Wasser stärker ausgewaschen werden. Diese Borkenpartien weisen eine niedrigere Leitfähigkeit auf. Nach meiner Erfahrung empfiehlt es sich, Proben nach einem Regen zu entnehmen. Nur dann lassen sich die vom Regenwasser nicht ausgewaschenen Teile eines Stammes eindeutig erkennen. 4 g der luftgetrockneten Probe werden in 10–25 mm² große Stückchen zerteilt und in 30 ml destilliertem Wasser unter öfterem Umschütteln 24 Stunden bei Zimmertemperatur extrahiert. Anschließend wird die Leitfähigkeit gemessen. Zusätzlich kann der Sulfatgehalt derselben Extrakte nach einer einfachen turbidimetrischen Methode bestimmt werden. Dazu werden 10 ml Extrakt mit 10 ml destilliertem Wasser und 1 ml 10%-iger salzsaurer (1 normal) BaCl₂-Lösung versetzt und innerhalb von 15 Minuten im Spektralphotometer bei 575 nm photometriert; der Blindprobe (ohne BaCl₂) muß wegen der pH-abhängigen Eigenfarbe des Extraktes genau die gleiche Säuremenge zugesetzt werden. Aus der Lichtschwächung kann der Sulfatgehalt durch Vergleich mit einer Eichkurve ermittelt werden, ebenso werden die den Sulfatgehalten adäquaten Leitfähigkeitswerte einer Eichkurve entnommen (Abb. 2 und 2a). Diese wird mit K₂SO₄-Lösungen abgestufter Konzentration aufgestellt, da nach COUNCLER (aus HÄRTEL und GRILL 1972) in den Rinden und Borken vor allem Calcium, außerdem Kalium und Magnesium vorkommen. Calcium ist vor allem als Calciumoxalat in Kristallform, Magnesium in den Zellwänden organisch gebunden. Daher scheint es nach HÄRTEL und GRILL für einen ersten Vergleich am zutreffendsten als Sulfatleitfähigkeit die Leitfähigkeit einer K₂SO₄-Lösung anzunehmen, die denselben Sulfatgehalt wie der Borkenextrakt besitzt. Dies ist aber nur eine Annahme und bedarf noch weiterer Überprüfungen durch Kationenanalysen. Der Rest der Leitfähigkeit, die "Nicht-sulfatleitfähigkeit", wird wahrscheinlich durch verschiedene im Staub enthaltene Ionen bestimmt.

Vorteil der Methode: Der Vorteil in Gebieten mit reichen Fichtenvorkommen liegt darin, daß innerhalb kurzer Zeit große Räume hinsichtlich ihrer Immissionsbelastung untersucht werden können.

Nachteil der Methode: Bei der Anwendung des Borkentests in Städten tritt wie beim Trübungstest das Problem auf, eine ausreichende Zahl von Fichten zu finden. Es wäre zu überprüfen, ob sich auch Baumarten, die in Städten häufiger vorkommen, für derartige Untersuchungen eignen. Dabei ist zu berücksichtigen, daß die Borke verschiedener Baumarten von Natur aus auf einen bestimmten pH und eine bestimmte Leitfähigkeit eingestellt ist. Man darf daher nur Vergleiche innerhalb derselben Baumart anstellen.

2.4 pH-Messung von Fichtenborkenextrakten:

Wässrige Extrakte von Rinden reagieren deutlich saurer, wenn die Proben einem Immissionsgebiet entstammen (GRODZINSKA 1971, LÖTSCHERT und KÖHM 1972).

4 g luftgetrocknete Fichtenborkenproben werden in 30 ml destilliertem Wasser bei Zimmertemperatur unter öfterem Umschütteln 24 Stunden extrahiert. Die Borke wird dazu in 10–25 mm² große Stückchen zerkleinert. Die Wasserstoffionenkonzentration wird mit einem pH-Meter gemessen.

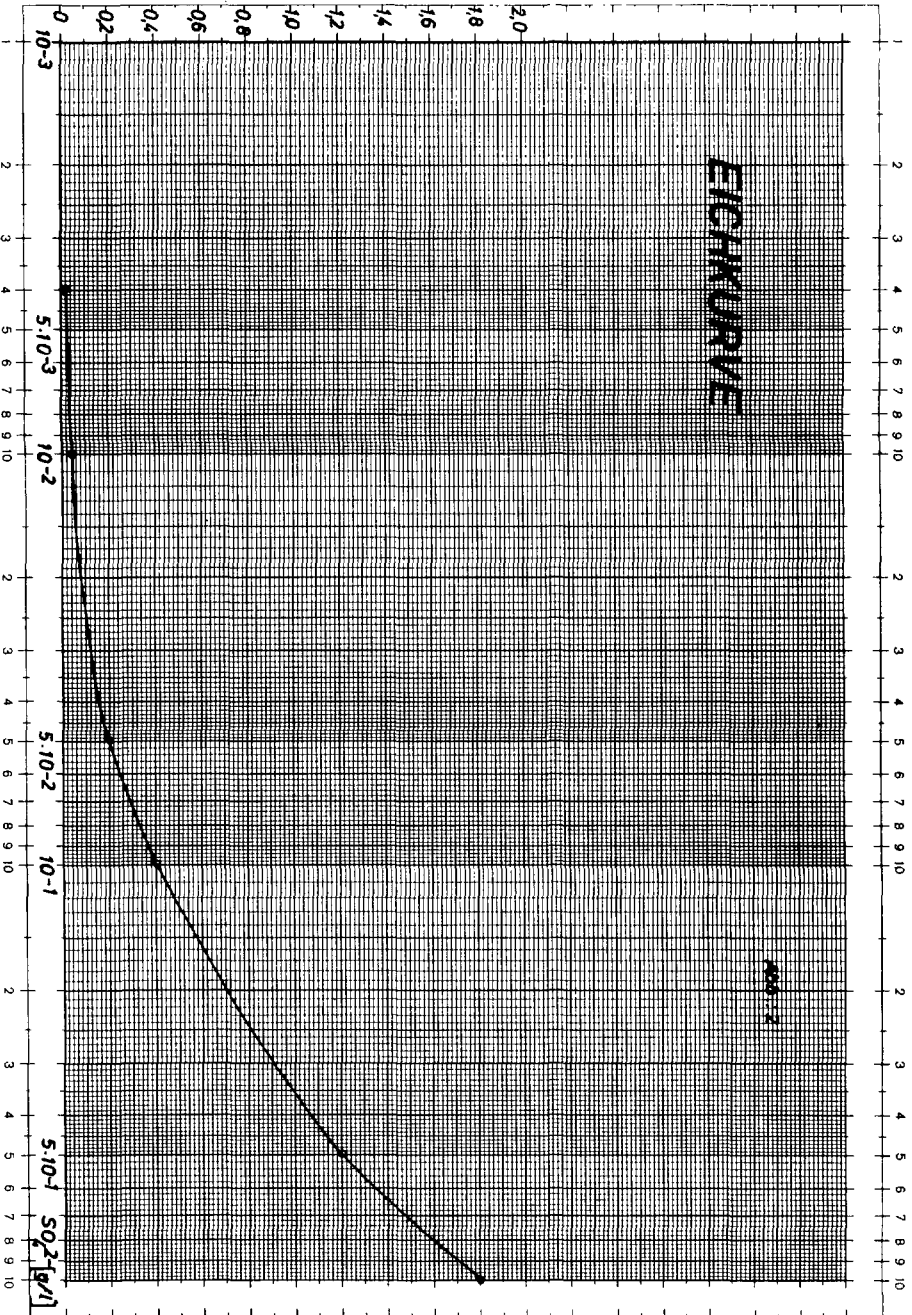


Abb. 2: Eichkurve zur Bestimmung des Sulfatgehaltes von Fichtenborkenextrakten

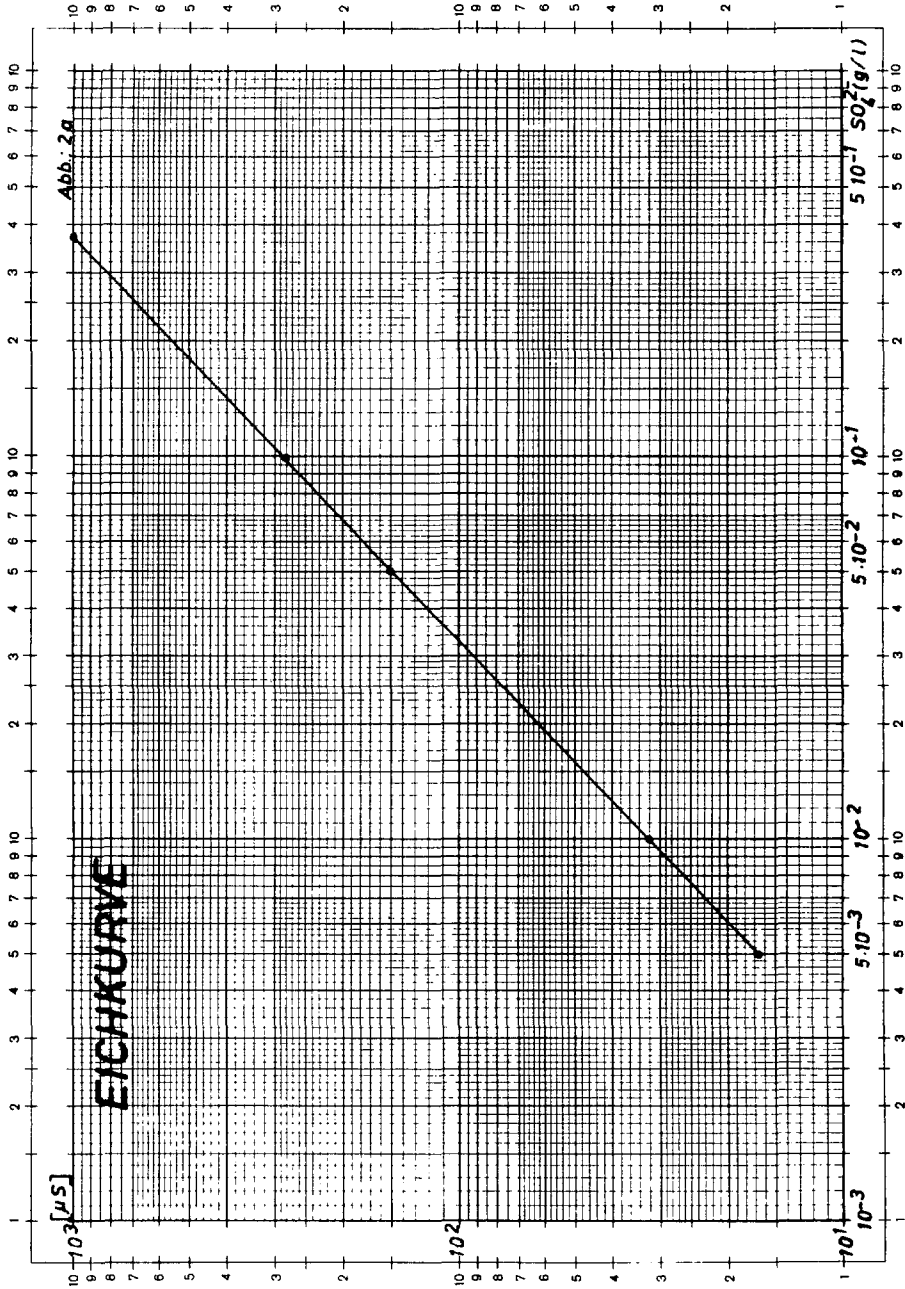


Abb. 2a: Eichkurve zur Bestimmung der Sulfatleitfähigkeit von Fichtenborkenextrakten

2.5 Bestimmung des Chloridgehaltes von Fichtenborkenextrakten:

In der Nähe von stark befahrenen Straßen kann es infolge der winterlichen Salzstreuung sehr häufig zu einer Chloridanreicherung in den Rinden von Bäumen kommen.

Von den Fichtenbäumen wird die äußerste Borkenlage für die Untersuchung verwendet. Die Proben werden bei 80°C getrocknet, danach grob zerkleinert und anschließend in der Elektromühle gemahlen. 2 g des Mahlgutes werden im Erlenmeyer mit 50 ml destilliertem Wasser auf dem Wasserbad 1/2 Stunde unter leichtem Erwärmen (ca. 40°C) extrahiert. Die Chloride werden mit einem Überschuß an Silbernitrat gefällt. Dazu wird abfiltriert. Vom Filtrat werden 5 ml in einen 50 ml-Erlenmeyer gegeben, dazu 5 ml destilliertes Wasser, 2 ml HNO₃ verdünnt (1:3) und 10 ml AgNO₃. Man erhitzt diese Lösung auf dem Asbestnetz und hält sie 10 Minuten bei schwachem Sieden. Anschließend läßt man im Dunkeln erkalten, filtriert dann den Niederschlag durch Watte, die in einen Trichter eingelegt ist und wäscht dreimal gründlich mit destilliertem Wasser nach. Zum Filtrat werden 5 Tropfen Stärkelösung gegeben und anschließend das unverbrauchte AgNO₃ gegen Jodlösung (bis zum Farbumschlag von gelb-orange nach blau-schwarz) zurücktitriert.

Einstellung der Jodlösung: (KJ X J₂)

10 ml AgNO₃ (0,01 n) + 2 ml HNO₃ verd. + 15 ml destilliertes H₂O + 3 Tropfen Stärkelösung werden gegen die 0,01 n KJ X J₂ bis zur Blaufärbung titriert.

Berechnung:

a = ml Verbrauch an Jodlösung bei der Titration von 10 ml 0,01 n AgNO₃.

b = ml Verbrauch an Jodlösung bei der Titration des Untersuchungsmaterials.

Dann ist $a : 10 \text{ ml AgNO}_3 = b : x \text{ ml AgNO}_3$

$$x = \frac{b \cdot 10}{a}$$

Da 10 ml 0,01 n AgNO₃ dazugegeben wurden, beträgt die zur Fällung des Chlorids verbrauchte Menge AgNO₃: 10 - x ml AgNO₃. 1 ml 0,01 n AgNO₃ entspricht 0,3546 mg Chlorid.

3. Beobachtungsplätze:

Die Beobachtungsplätze (Abb. 3) wurden so gewählt, daß sowohl höchste als auch niedrigste Verunreinigungsgrade erfaßt werden konnten. Als Grundlage dafür dienten Vorergebnisse der Bleikerzenmessungen und der Schwefelanalysen von Fichtennadeln. Die Reihung der Beobachtungsplätze erfolgt nach dem Belastungsgrad. Die Numerierung steht damit nicht im Zusammenhang. Sie diene nur zur Erleichterung der Fotoauswertung.

3.1 Beobachtungsplätze parallel zum Beobachtungsnetz der Untergruppe Umweltschutz des Tiroler Raumordnungsbeirats:

Landhausplatz (2) – liegt im Stadtzentrum, umschlossen von den verkehrsreichsten Straßen Innsbrucks.

Dreiheiligenstraße (3) – Der Versuchsplatz liegt in einem Garten im nordöstlichen Bereich des Stadtzentrums nahe einem Industriebetrieb.

Botanischer Garten (4) – liegt ca. 35 m über der Talsohle an einem nach S gerichteten Hang in einem Villenviertel 1 km westlich der Innenstadt.

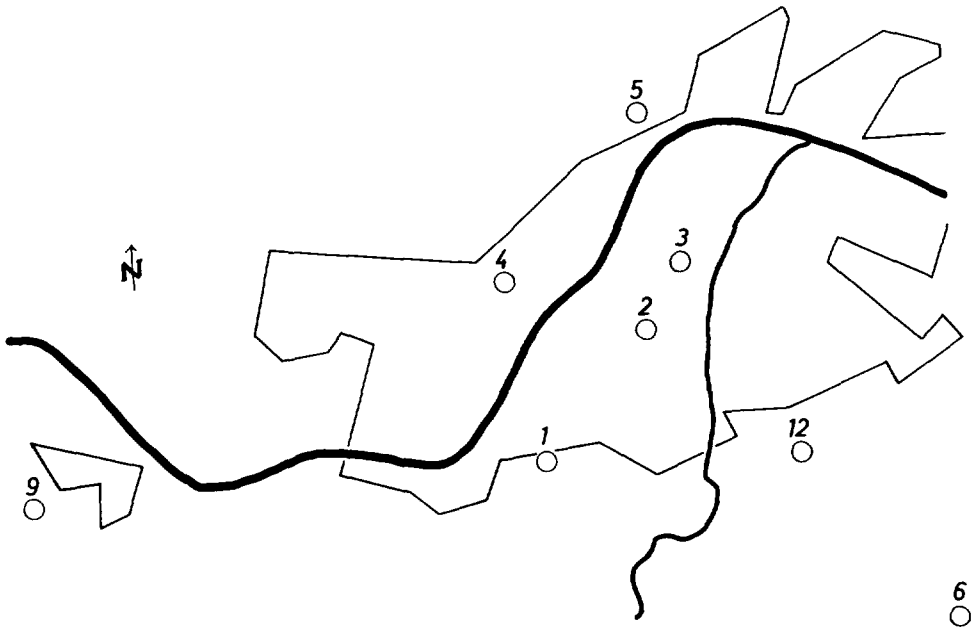


Abb.3: Beobachtungsplätze Raum Innsbruck

Alpenzoo (5) – liegt an einer südostgerichteten Berglehne der Nordkette am unteren Waldrand ca. 90 m über der Talsohle 1,5 km nördlich der Innenstadt.

Patscherkofel (6) – dieser Versuchsplatz wurde als Kontrolle in einer Höhe 1.370 m über der Talsohle (1.940 m Seehöhe) an der oberen Waldgrenze gewählt. Er liegt an einem Nordwesthang ca. 8 km südöstlich von Innsbruck.

In Abb. 4 wird eine Übersicht über den mittels Bleikerzen gemessenen SO_2 -Belastungsgrad an den verschiedenen Beobachtungsplätzen gegeben.

3.2 Beobachtungsplätze parallel zum Beobachtungsnetz der Landesforstinspektion:

Andreas-Hofer Weg (1) – Der Versuchsplatz ca. 60 m über der Talsohle liegt in einem nach N abfallenden Fichtenwald direkt über dem Westbahnhof. Er befindet sich ca. 1,5 km südwestlich von der Innenstadt.

Tantegertweg (12) – Der Beobachtungsplatz ca. 110 m über der Talsohle liegt in einem mäßig nach N geneigten Fichtenwald. Er befindet sich in südöstlicher Richtung ca. 2 km von der Innenstadt entfernt.

Völs (9) – 140 m über der Talsohle südlich der Siedlung Frieden liegt dieser Versuchsplatz auf einem Nordhang in einem Fichtenwald. Er liegt ca. 8 km westlich von Innsbruck.

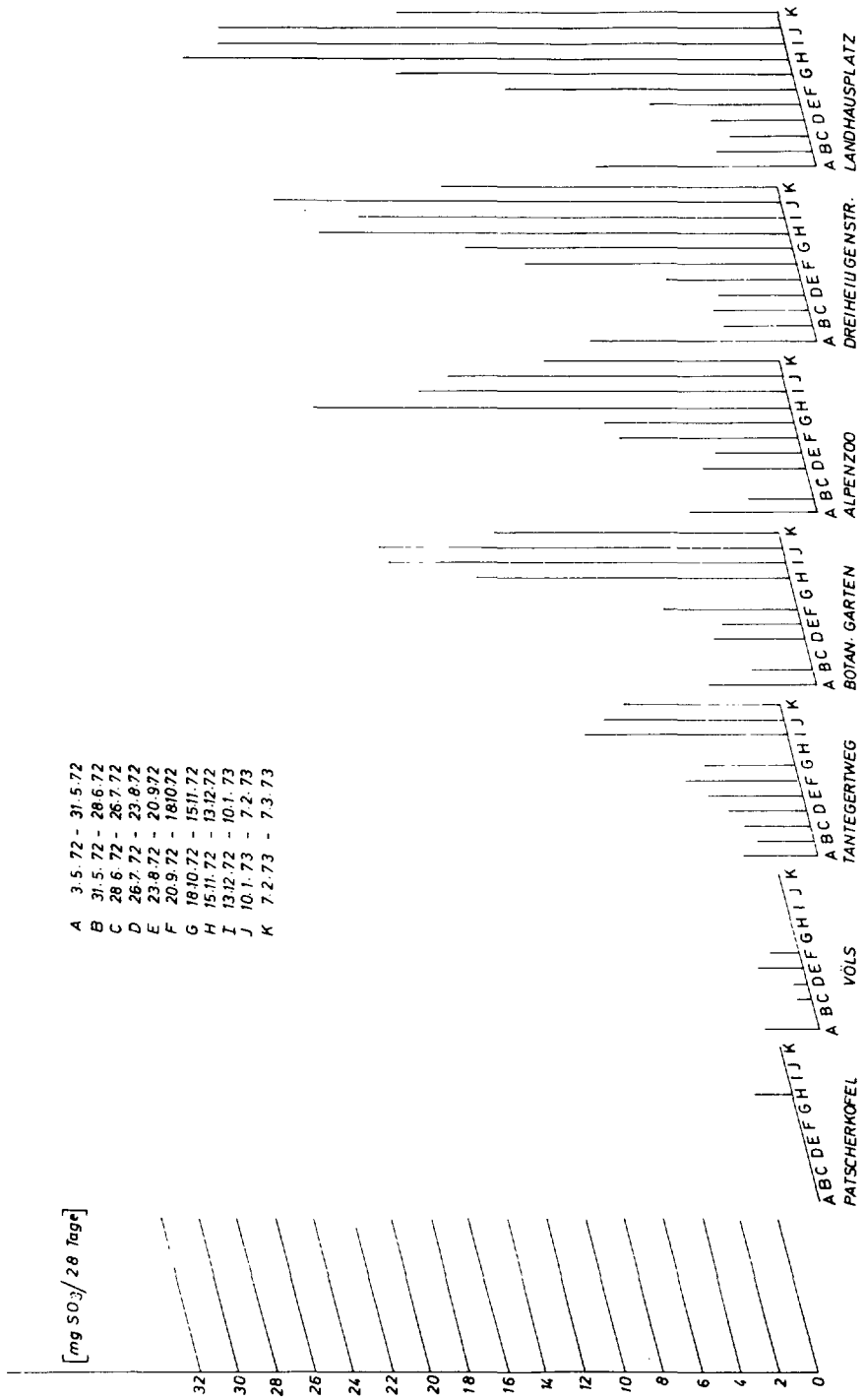


Abb.4: Bleikonzentrationen einiger Beobachtungsplätze im Raum Innsbruck

Die verschieden hohen Schwefelwerte von Fichtennadeln sind in Abb. 5 eingezeichnet.

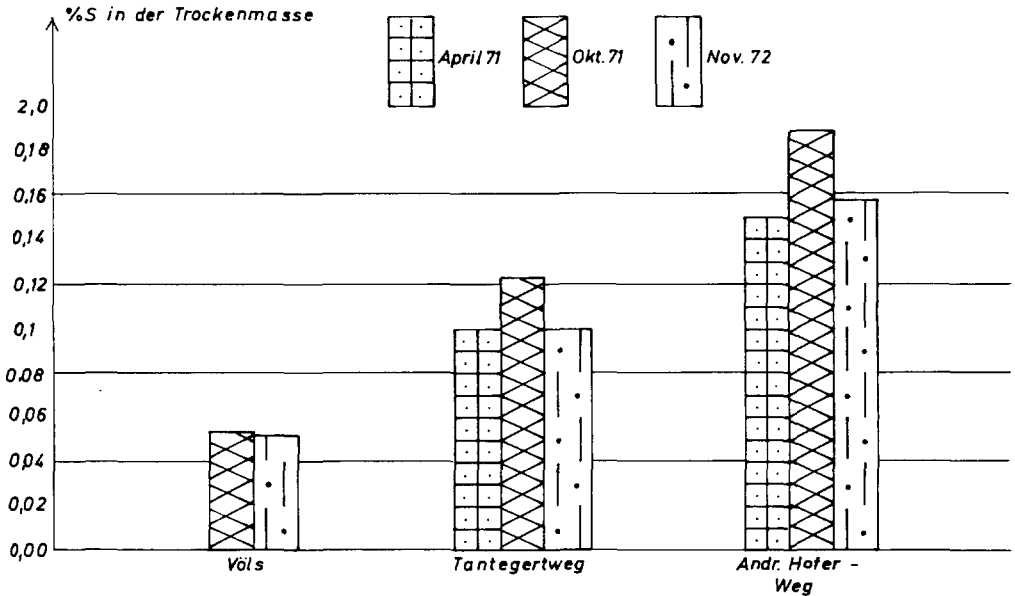


Abb.5: Schwefelgehalt von Fichtennadeln

An den Beobachtungsplätzen parallel zum Beobachtungsnetz der Untergruppe Umweltschutz des Tiroler Raumordnungsbeirats wurden Tafeln mit allen 3 Flechtenarten exponiert, an denen parallel zum Beobachtungsnetz der Landesforstinspektion nur Tafeln mit der allgemein verwendeten Testflechte *Hypogymnia physodes*. Für die Durchführung der Beobachtungen an Flechtenexplantaten mußte ein für die notwendige Zahl von Explantaten (80 *Hypogymnia physodes*-Explantate, 50 *Parmelia caperata*- und *Parmelia furfuracea*-Explantate) ausreichendes Vorkommen der 3 Flechtenarten gefunden werden. *Hypogymnia physodes* wurde auf Lärchenstämmen in einem Föhrenwald westlich von Völs, *Parmelia caperata* auf Steinen im subalpinen Nadelwald nahe Köfels im Ötztal und *Parmelia furfuracea* auf Fichten in einem Fichtenwald auf dem Gilfert ober Innerst gefunden. Für die Durchführung des Trübungs- und Borkentests sowie für die Bestimmung des pH-Wertes und des Chloridgehaltes wurden an allen Beobachtungsplätzen mit Ausnahme des Landhausplatzes 6 – 8 gesunde Fichten, die älter als 30 Jahre sind, ausgewählt. In nächster Umgebung des Landhausplatzes gibt es keine Fichten, daher fehlen diesbezügliche Angaben. Für alle Untersuchungen wurden dieselben Bäume verwendet.

4. Ergebnisse:

4.1 Ergebnisse der Flechtenexplantatmethode (Abb. 6 und 7):

Die Explantate von *Hypogymnia physodes* und *Parmelia caperata* wurden vor ihrer Exponierung im Mai 1972 fotografiert, weitere Aufnahmen folgten im Juli 1972, Oktober 1972 und Februar 1973. Die *Hypogymnia-physodes*-Explantate zeigten schon zu Beginn der Exposition im Mai an allen Beobachtungsplätzen einen sehr geringen Teil an abgestorbener Thallusfläche. Diese "Vorschädigung" entspricht dem natürlichen, nicht immissionsbeeinflussten Zustand. Wie bei KLEE (1970) wurde diese bei der Auswertung der Fotos mit beurteilt. Betrachtet man den Schädigungsgrad, so war bis Oktober eine leichte Steigerung und erst mit Beginn der Heizperiode ein sehr starker Anstieg zu beobachten. Während der Monate November bis März erreichten die Immissionen laut Bleikerzenmessungen Spitzenwerte. In diesem Zeitraum wurde auch die höchste Absterberate der Flechtenexplantate beobachtet. Die Schädigung der Explantate stieg in der Innenstadt auf ca. 85 %, in den nördlichen Außenbezirken auf ca. 50 % und in den südlichen Randgebieten auf ca. 25 % an. Die höhere Schädigung der Flechten am nördlichen Stadtrand gegenüber jenen am südlichen könnte mit den in Innsbruck herrschenden Windverhältnissen erklärt werden. Die vorherrschenden Südwestwinde im Stadtgebiet bei Westwetterlage befördern einen großen Schadgasanteil in Richtung Nordosten der Stadt. Föhnstürme dürften auf diese Erscheinung keinen Einfluß haben. Die Verweilzeit von Schadgasen bei höheren Windgeschwindigkeiten dürfte für eine ergiebige Immissionsbelastung nicht ausreichen.

Zeiträume mit geringerer Immissionsbelastung können mit der Flechtenexplantatmethode deutlich registriert werden. Betrachtet man beispielsweise die Meßstelle Landhausplatz, so sieht man, daß der Schädigungsgrad bis Juli zwar auf 13 % anstieg, jedoch anschließend keine wesentliche Zunahme der Schädigung eintrat. Diese Aussage trifft auf alle von mir untersuchten Beobachtungsplätze zu. Die Zunahme der Schädigung an den Flechtenthalli ist nicht auf ein natürliches Absterben der Explantate zurückzuführen: So zeigten die am Patscherkofel exponierten Flechten während der gesamten Untersuchungszeit keine Schädigungszunahme.

Auch an *Parmelia caperata* wurden unterschiedliche Schädigungsgrade bei den verschiedenen Beobachtungsplätzen festgestellt. Ebenso wie bei *Hypogymnia physodes* war der Schädigungsgrad bei *Parmelia caperata* während der Sommermonate gering, ein deutlicher Anstieg wurde während der Wintermonate verzeichnet. Nach bisherigen Untersuchungen scheint *Parmelia caperata* zur Beurteilung von Immissionsbelastungen weniger geeignet zu sein, da die Unterschiede zwischen geschädigten und ungeschädigten Thallusteilen weniger deutlich hervortreten als bei *Hypogymnia physodes*.

An *Parmelia furfuracea* wurden ebenfalls abgestorbene Thallusteile nach Einsetzen der Heizperiode beobachtet. Die Tendenz wäre in etwa mit der von *Hypogymnia physodes* zu vergleichen; die fotografische Auswertung ist jedoch wegen der Vielgestaltigkeit dieser Art sehr schwierig.

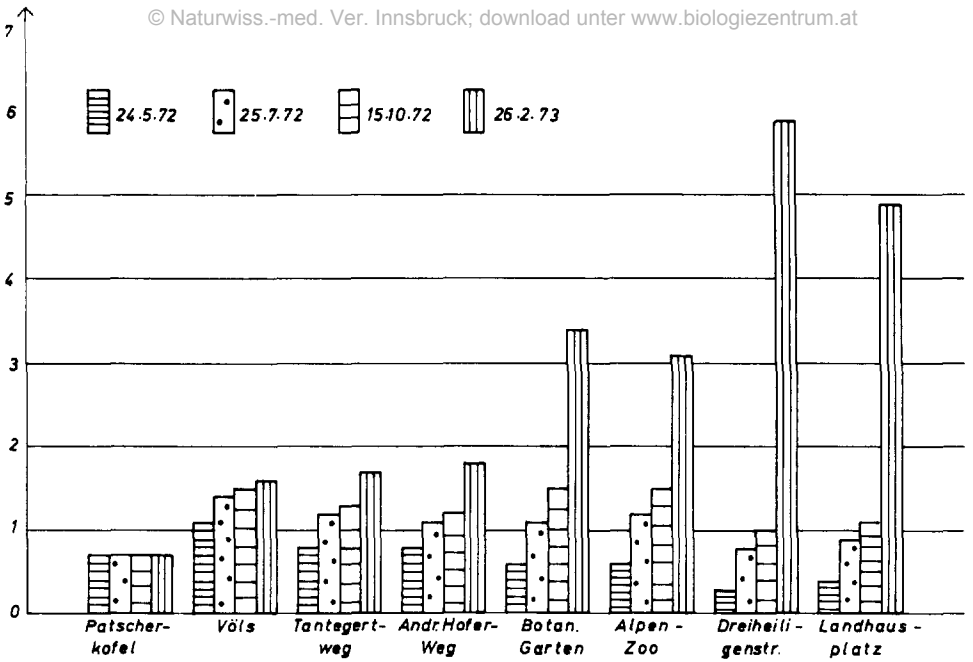


Abb.6: Schädigungsgrad der *Hypogymnia physodes*-Explantate an verschiedenen Beobachtungspätzen im Raum Innsbruck

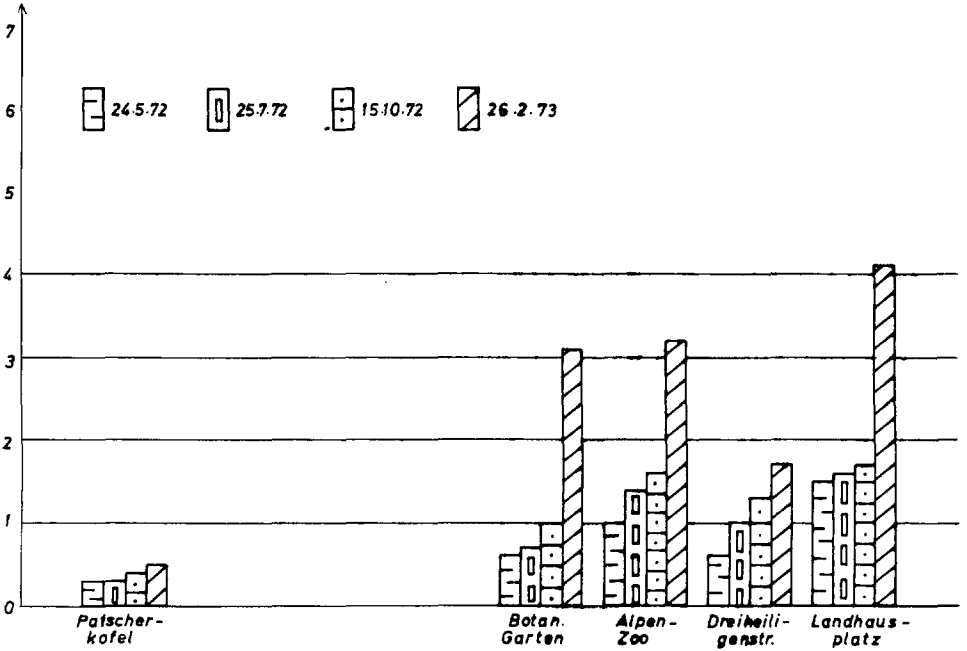


Abb.7: Schädigungsgrad der *Parmelia caperata*-Explantate an verschiedenen Beobachtungspätzen im Raum Innsbruck

Beobachtungs- platz	Schädigungsgrad							
	<i>Hypogymnia physodes</i>				<i>Parmela caperata</i>			
	Mai	Juli	Okto- ber	Feb- ruar	Mai	Juli	Okto- ber	Feb- ruar
Patscherkofel	0,7*	0,7	0,7	0,7	0,3	0,3	0,4	0,5
Völs	1,1	1,4	1,5	1,6	–	–	–	–
Tantegertweg	0,8	1,2	1,3	1,7	–	–	–	–
Andreas-Hofer Weg	0,8	1,1	1,3	1,8	–	–	–	–
Botanischer Garten	0,6	1,1	1,5	3,4	0,6	0,7	1,0	3,1
Alpenzoo	0,6	1,2	1,5	3,1	1,0	1,4	1,6	3,2
Dreiheiligenstraße	0,3	0,8	1,0	5,9	0,6	1,0	1,3	1,7
Landhausplatz	0,4	0,9	1,1	4,9	1,5	1,6	1,7	4,1

* Die in dieser Tabelle enthaltenen Werte sind Mittelwerte aus 10 Parallelproben. Die Zahlen sind Schätzwerte des Schädigungsgrades.

4.2 Ergebnisse der Trübungsmessung von Nadelextrakten (Abb. 8):

Der Trübungstest wurde Anfang Oktober 1972 durchgeführt. Die Trübungswerte an den verschiedenen Beobachtungsplätzen unterschieden sich nicht wesentlich. So ergaben sich beispielsweise am Kontrollstandort Patscherkofel nahezu dieselben Werte wie im Stadtzentrum. Geringfügige Unterschiede der Werte sind ohne Bedeutung, da die Streuung der Werte von Bäumen desselben Beobachtungsplatzes im Normalfall von 10 – 30 % reichen kann. Die photometrische Trübungsmessung erfolgte auch mit getrockneten Fichtennadeln, um zu prüfen, ob die Werte des Frisch- und Trockenmaterials übereinstimmen. Der Unterschied zwischen den beiden Werten war sehr gering.

Die Immissionsbelastung in Innsbruck ist in erster Linie auf Hausbrandschadgase während der Wintermonate und nur in geringem Ausmaß auf Industrieabgase zurückzuführen. Beim Trübungstest tritt also der Fall ein, daß während Perioden vermehrter Emissionen die Pflanze sich in einem Zustand verminderter Stoffwechselaktivität befindet und so Schadgase nur eine geringe Schädigung ausüben.

Beobachtungsplatz: Patscherkofel

Baum	Lichtabsorption (%)	
	Frischmaterial	Trockenmaterial
A	26,6	34,0
B	37,4	42,6
C	25,2	22,4
D	30,8	34,0
E	28,8	–
Mittelwert	29,7	33,3

Beobachtungsplatz: Völs

Baum	Lichtabsorption (%)	
	Frischmaterial	Trockenmaterial
A	26,8	20,2
B	23,8	16,8
C	47,8	54,8
D	29,0	33,8
E	37,8	26,5
F	41,2	41,8
Mittelwert	34,4	32,3

Beobachtungsplatz: Tantegertweg

Baum	Lichtabsorption (%)	
	Frischmaterial	Trockenmaterial
A	29,0	28,0
B	29,8	32,0
C	27,2	33,0
D	36,0	41,0
E	35,0	32,0
F	18,4	28,3
Mittelwert	29,3	32,4

Beobachtungsplatz: Andreas-Hofer Weg

Baum	Lichtabsorption (%)	
	Frischmaterial	Trockenmaterial
A	24,2	46,5
B	35,6	35,6
C	40,8	24,2
D	38,2	32,0
E	44,2	—
F	32,0	—
Mittelwert	36,0	34,5

Beobachtungsplatz: Botanischer Garten

Baum	Lichtabsorption (%)	
	Frischmaterial	Trockenmaterial
A	33,8	43,5
B	27,8	37,2
C	23,4	38,0
D	43,2	31,5
E	49,8	28,0
F	30,4	—
G	27,5	—
H	47,4	—
Mittelwert	35,4	35,6

Beobachtungsplatz: Alpenzoo

Baum	Lichtabsorption (%)	
	Frischmaterial	Trockenmaterial
A	30,8	35,0
B	23,8	27,6
C	22,8	24,6
D	27,8	35,2
E	34,6	39,6
Mittelwert	27,9	32,4

Beobachtungsplatz: Dreiheiligenstraße

Baum	Lichtabsorption (%)	
	Frischmaterial	Trockenmaterial
A	26,0	35,8
B	26,2	35,2
C	29,4	27,0
D	34,2	24,8
Mittelwert	28,9	30,7

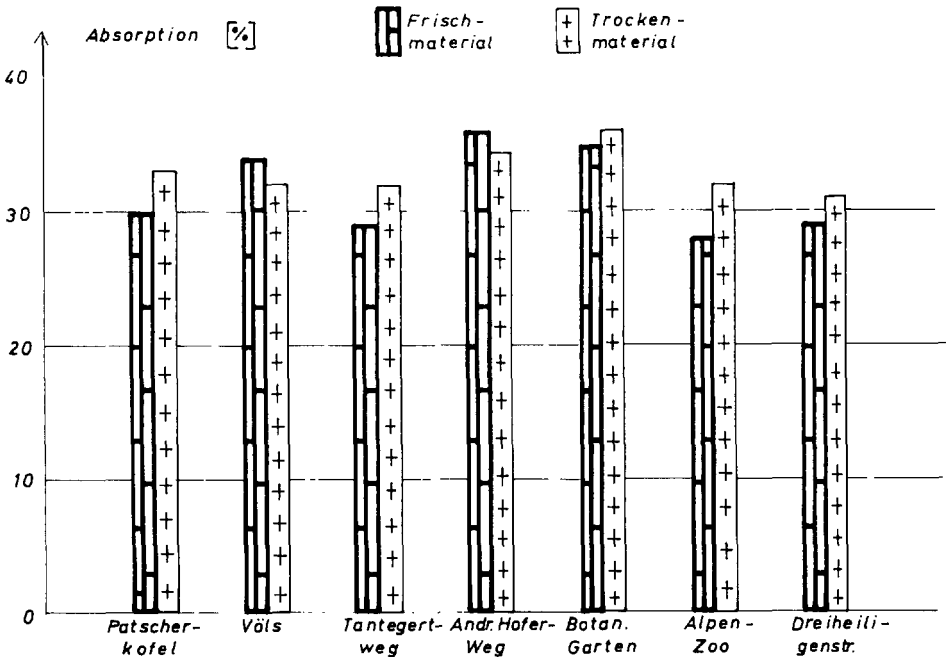


Abb.8: Trübungswerte von Fichtennadlextrakten an verschiedenen Beobachtungspätzen im Raum Innsbruck

4.3 Ergebnisse der Leitfähigkeitsmessung und Bestimmung des Sulfatgehaltes von Fichtenborkenextrakten (Abb. 9):

Die Messung der Leitfähigkeit sowie die Bestimmung des Sulfatgehaltes erfolgten im Juni 1972, September 1972 und im Februar 1973. Die Messung der Gesamtleitfähigkeit ermöglichte die Einstufung der Versuchsplätze nach dem Verunreinigungsgrad. Die höchste Belastung wies das Stadtzentrum auf, es folgten der nördliche Stadtrand, die südlichen Randgebiete und Völs. Mit dieser Methode wurde ähnlich wie mit den Flechtenexplantaten für den Nordteil der Stadt eine höhere Immissionsbelastung als für den Südteil festgestellt. Am Kontrollstandort Patscherkofel wurde eine sehr niedrige Leitfähigkeit gemessen, die nicht auf Luftverunreinigungen zurückzuführen sein dürfte, sondern dem nicht belasteten Zustand entspricht.

Diese Methode läßt keine Aussage über kurzzeitige Immissionsschwankungen zu, da die summativen Adsorptionen von Luftverunreinigungen einen Langzeiteffekt darstellen.

Die Gesamtleitfähigkeit wurde in Sulfat- und Nichtsulfatleitfähigkeit getrennt. Die so bestimmten Werte entsprachen nicht den Erwartungen. Die Analysenmethode hierfür bedarf noch einer ausführlichen Überprüfung.

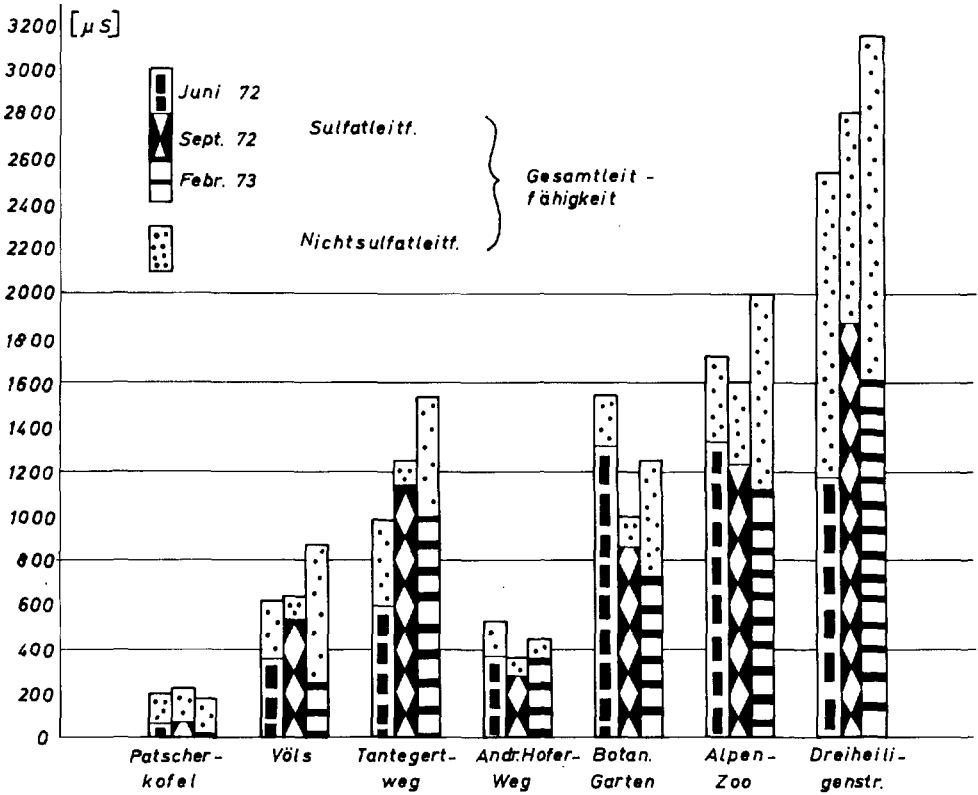


Abb.9: Elektrolytische Leitfähigkeit wässriger Fichtenborkenextrakte an verschiedenen Beobachtungspätzen im Raum Innsbruck

Beobachtungsplatz: Patscherkofel

Baum	Gesamtleitfähigkeit (µS) b. 25°C			Sulfatgehalt (g/l)			Sulfatleitfähigkeit (µS)			Nicht-sulfatleitfähigkeit (µS)		
	Juni	Sept.	Febr.	Juni	Sept.	Febr.	Juni	Sept.	Febr.	Juni	Sept.	Febr.
A	92	94	81	0,007	0,005	0,0	7	17	0	85	77	81
B	221	221	137	0,02	0,026	0,003	69	79	10	152	142	127
C	218	201	134	0,035	0,023	0,002	102	70	8	116	132	126
D	190	185	166	0,011	0,005	0,003	30	17	10	160	168	156
E	337	332	390	0,059	0,055	0,014	149	160	43	188	172	347
F	129	-	-	0,004	-	-	2	-	-	127	-	-
Mittelwert	204	207	182	0,023	0,022	0,004	62	69	14	137	138	168

Beobachtungsplatz: Völs

Baum	Gesamtleitfähigkeit (μS) b. 25°C			Sulfatgehalt (g/l)			Sulfatleitfähigkeit (μS)			Nichtsulfatleitfähigkeit (μS)		
	Juni	Sept.	Febr.	Juni	Sept.	Febr.	Juni	Sept.	Febr.	Juni	Sept.	Febr.
A	664	1198	1329	0,126	0,366	0,252	313	967	667	351	232	662
B	772	424	802	0,183	0,095	0,22	450	270	587	322	154	216
C	691	681	325	0,153	0,223	0,083	377	597	240	315	85	85
D	404	659	1277	0,103	0,226	0,358	258	607	943	145	52	333
E	–	502	616	–	0,127	0,193	–	355	523	–	147	93
F	572	370	889	0,166	0,095	0,286	408	270	740	164	190	149
Mittelwert	621	639	873	0,146	0,188	0,232	361	511	617	260	128	256

Beobachtungsplatz: Tantegetweg

Baum	Gesamtleitfähigkeit (μS) b. 25°C			Sulfatgehalt (g/l)			Sulfatleitfähigkeit (μS)			Nichtsulfatleitfähigkeit (μS)		
	Juni	Sept.	Febr.	Juni	Sept.	Febr.	Juni	Sept.	Febr.	Juni	Sept.	Febr.
A	906	917	1281	0,28	0,303	0,384	665	810	1003	241	107	277
B	697	948	594	0,216	0,293	0,163	523	787	447	173	162	147
C	732	758	1221	0,19	0,243	0,246	467	637	667	266	101	554
D	1619	1956	1030	0,33	0,716	0,244	850	1800	663	769	156	367
E	1025	2150	2427	0,263	0,8	0,546	643	2033	1400	382	117	1027
F	954	844	2748	0,183	0,286	0,746	450	770	1850	504	74	898
Mittelwert	910	1262	1550	0,216	0,44	0,388	600	1142	1005	389	120	545

Beobachtungsplatz: Andreas-Hofer Weg

Baum	Gesamtleitfähigkeit (μS) b. 25°C			Sulfatgehalt (g/l)			Sulfatleitfähigkeit (μS)			Nichtsulfatleitfähigkeit (μS)		
	Juni	Sept.	Febr.	Juni	Sept.	Febr.	Juni	Sept.	Febr.	Juni	Sept.	Febr.
A	370	181	226	0,123	0,034	0,05	305	104	153	65	77	72
B	313	157	952	0,073	0,017	0,3	187	55	800	126	102	152
C	620	259	548	0,166	0,068	0,14	407	198	393	214	61	155
D	781	545	277	0,236	0,166	0,07	567	497	217	214	49	60
E	758	713	352	0,213	0,24	0,11	510	650	302	248	63	50
F	374	319	389	0,093	0,081	0,1	237	233	293	138	86	95
Mittelwert	536	362	457	0,151	0,101	0,12	369	290	360	167	73	97

Beobachtungsplatz: Botanischer Garten

Baum	Gesamtleitfähigkeit (μS) b. 25°C			Sulfatgehalt (g/l)			Sulfatleitfähigkeit (μS)			Nichtsulfatleitfähigkeit (μS)		
	Juni	Sept.	Febr.	Juni	Sept.	Febr.	Juni	Sept.	Febr.	Juni	Sept.	Febr.
A	–	253	791	–	0,071	0,15	–	210	417	–	43	375
B	1895	1193	2177	0,84	0,45	0,44	1870	955	1150	25	238	1027
C	2136	2056	1923	0,79	0,723	0,432	1807	1853	1210	329	202	713
D	1792	1558	1590	0,746	0,524	0,358	1685	1360	943	107	198	647
E	1665	1178	814	0,55	0,396	0,2	1287	1033	523	378	145	291
F	810	–	705	0,185	–	0,152	450	–	412	360	–	294
G	1109	568	844	0,37	0,17	0,178	860	460	493	249	108	350
Mittelwert	1615	1013	1263	0,6	0,342	0,272	1327	864	735	257	149	528

Beobachtungsplatz: Alpenzoo

Baum	Gesamtleitfähigkeit (μS) b. 25°C			Sulfatgehalt (g/l)			Sulfatleitfähigkeit (μS)			Nichtsulfatleitfähigkeit (μS)		
	Juni	Sept.	Febr.	Juni	Sept.	Febr.	Juni	Sept.	Febr.	Juni	Sept.	Febr.
A	3003	1746	2527	1,2	0,532	0,637	2700	1373	1567	303	372	960
B	1984	894	1714	0,68	0,275	0,42	1757	740	1090	409	154	624
C	1788	1249	1098	0,643	0,39	0,208	1457	1025	547	331	224	552
D	1216	1072	1035	0,426	0,336	0,232	1007	950	618	209	122	417
E	1019	2019	4256	0,35	0,748	0,784	835	1830	1957	184	189	2299
F	2908	–	5054	1,0	–	1,056	2267	–	2533	641	–	2521
G	1704	1320	1182	0,546	0,436	0,284	1267	1147	747	437	173	435
H	1799	1100	707	0,523	0,36	0,22	1223	950	590	576	150	117
J	956	3496	566	0,25	0,75	0,16	610	1900	440	344	1596	126
Mittelwert	1733	1612	2016	0,58	0,478	0,44	1355	1239	1121	399	373	895

Beobachtungsplatz: Dreieiligenstraße

Baum	Gesamtleitfähigkeit (μS) b. 25°C			Sulfatgehalt (g/l)			Sulfatleitfähigkeit (μS)			Nichtsulfatleitfähigkeit (μS)		
	Juni	Sept.	Febr.	Juni	Sept.	Febr.	Juni	Sept.	Febr.	Juni	Sept.	Febr.
A	1359	477	3326	0,495	0,121	0,674	1150	335	1683	200	142	1643
B	2860	2915	1265	0,573	0,861	0,3	1323	2160	783	1537	755	482
C	5029	4932	1583	0,523	1,216	0,33	1207	2947	870	3822	1985	713
D	2526	4858	5212	0,6	1,328	1,072	1387	3240	2600	1140	1618	2612
E	1001	924	4417	0,36	0,27	0,874	850	723	2200	151	201	2217
Mittelwert	2555	2821	3160	0,51	0,759	0,65	1183	1881	1627	1372	940	1533

4.4 Ergebnisse der pH-Messung von Fichtenborkenextrakten (Abb. 10):

Die pH-Messung wurde an denselben Extrakten, die für die Leitfähigkeitsmessung vorbereitet waren, vor dieser durchgeführt. Die pH-Werte unterschieden sich an allen Beobachtungsplätzen nicht nennenswert voneinander. Unterschiede um einige Zehntel pH-Einheiten sind nicht signifikant, da bereits die Werte zwischen den einzelnen Bäumen desselben Beobachtungsplatzes in diesem Bereich streuen. Auch die zu verschiedenen Jahreszeiten gemessenen Werte unterschieden sich nur geringfügig oder gar nicht, so daß die Bestimmung des pH-Wertes keine Aussage über den Immissionsbelastungsgrad brachte.

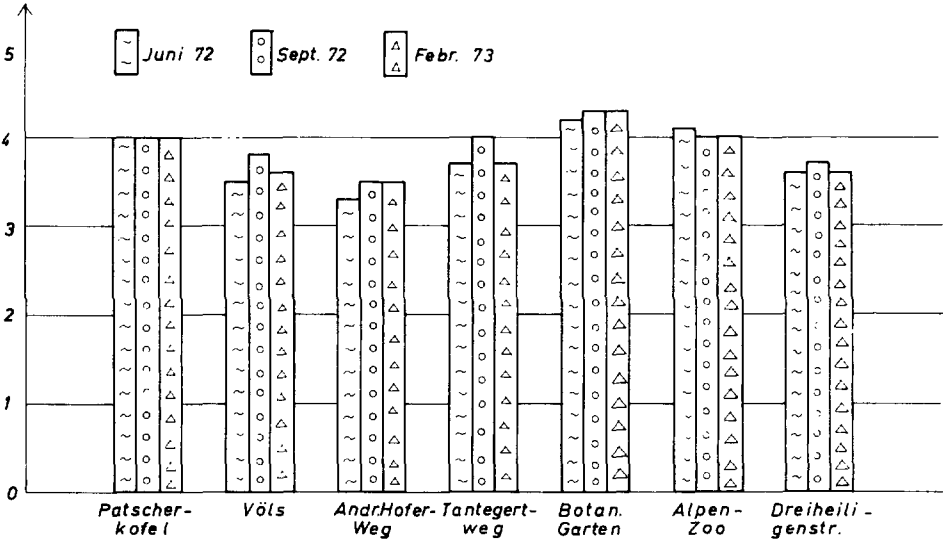


Abb.10: pH-Werte wässriger Fichtenborkenextrakte an verschiedenen Beobachtungsplätzen im Raum Innsbruck

Beobachtungsplatz: Patscherkofel

Baum	pH-Wert		
	Juni	September	Februar
A	4,2	4,3	4,0
B	4,0	4,0	4,2
C	3,9	3,8	4,1
D	4,0	4,0	4,1
E	3,8	3,7	3,8
F	4,2	—	—
Mittelwert	4,0	3,9	4,0

Beobachtungsplatz: Völs

Baum	pH-Wert		
	Juni	September	Februar
A	3,8	—	3,6
B	3,6	3,9	3,5
C	3,6	3,6	3,6
D	3,8	3,8	3,6
E	3,6	3,7	3,8
Mittelwert	3,6	3,7	3,6

Beobachtungsplatz: Tantegertweg

Baum	pH-Wert		
	Juni	September	Februar
A	3,5	3,8	3,5
B	3,5	3,6	3,5
C	3,4	3,6	3,6
D	3,1	3,2	3,5
E	3,0	3,2	3,3
F	3,2	3,4	3,3
Mittelwert	3,3	3,5	3,5

Beobachtungsplatz: Andreas-Hofer Weg

Baum	pH-Wert		
	Juni	September	Februar
A	3,8	4,0	3,8
B	3,5	4,0	3,5
C	3,6	4,0	3,5
D	3,8	4,0	3,9
E	3,6	3,9	3,9
F	3,7	3,9	3,7
Mittelwert	3,7	4,0	3,7

Beobachtungsplatz: Botanischer Garten

Baum	pH-Wert		
	Juni	September	Februar
A	4,1	—	4,2
B	4,2	4,2	4,3
C	4,5	4,4	4,3
D	4,3	4,2	4,2
E	4,3	4,3	4,2
F	4,3	4,6	4,4
G	4,1	4,4	4,2
Mittelwert	4,2	4,3	4,3

Beobachtungsplatz: Alpenzoo

Baum	pH-Wert		
	Juni	September	Februar
A	4,3	4,3	4,4
B	4,0	4,3	3,9
C	4,1	3,9	4,0
D	3,9	4,0	3,7
E	4,2	—	3,6
F	3,8	3,8	3,8
G	3,7	—	4,4
H	3,5	3,7	4,5
J	4,6	4,5	—
Mittelwert	4,1	4,1	4,0

Beobachtungsplatz: Dreieiligenstraße

Baum	pH-Wert		
	Juni	September	Februar
A	3,4	3,4	3,5
B	3,5	3,8	3,5
C	3,5	3,7	3,8
D	3,7	3,7	3,6
E	—	4,0	3,8
F	3,6	4,0	3,6
Mittelwert	3,5	3,8	3,6

4.5 Ergebnisse der Bestimmung des Chloridgehaltes von Fichtenborken-Extrakten (Abb. 11):

Der Chloridgehalt wurde im September 1972 und im Februar 1973 bestimmt. Die Chloridgehalte der einzelnen Beobachtungplätze unterschieden sich im September nicht sehr wesentlich voneinander. Die Werte im Februar waren an den Versuchsplätzen Patscherkofel, Alpenzoo, Dreiheiligenstraße niedriger, an den Versuchsplätzen Völs, Tantegertweg, Andreas-Hofer Weg und Botanischer Garten höher als die Septemberwerte. Die Ergebnisse dieser Methode lassen keine Rückschlüsse auf den Einfluß der winterlichen Salzstreuung zu.

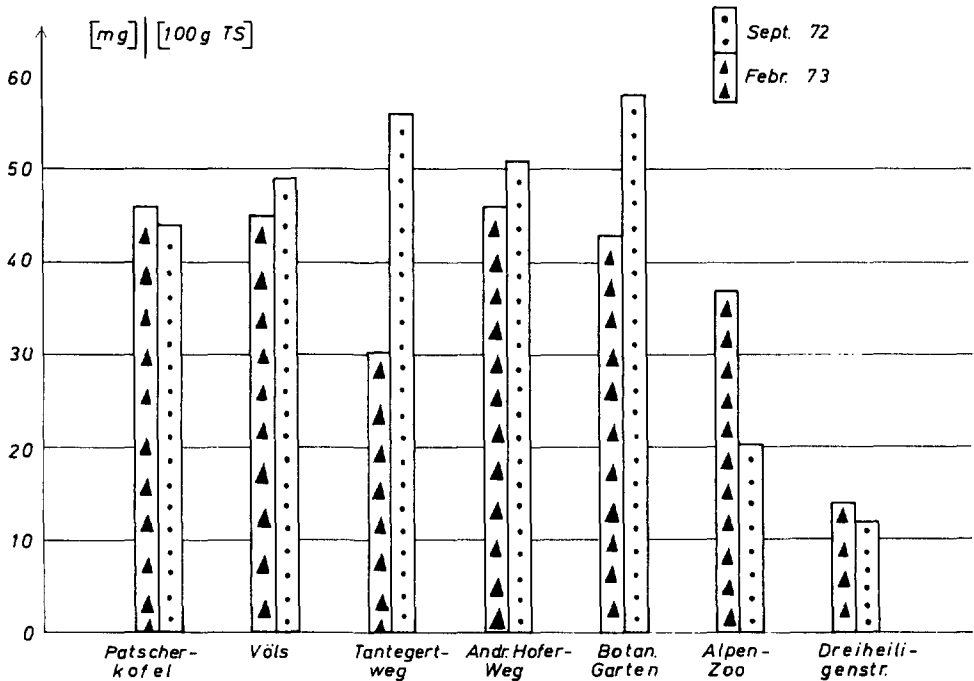


Abb.11: Chloridgehalt wässriger Fichtenborkenextrakte an verschiedenen Beobachtungspätzen im Raum Innsbruck

Beobachtungsplatz	Chloridgehalt (mg Cl ⁻ /100 g Trockensubstanz)	
	September	Februar
Patscherkofel (Kontrolle)	46,8	44,1
Völs	44,9	49,3
Tantegertweg	39,9	56,8
Andreas-Hofer Weg	46,1	51,6
Botanischer Garten	43,8	58,3
Alpenzoo	37,1	20,8
Dreiheiligenstraße	14,2	12,6

5. Zusammenfassende Besprechung der Ergebnisse:

Biologische Untersuchungen zeigen eine Immissionsbelastung von Organismen über deren Reaktionen an. Der Vorteil gegenüber physikalisch-chemischen Luftanalysen besteht darin, daß auch Immissionstypen erfaßt werden, die aus mehreren Komponenten mit für sich allein wirkungslosen Konzentrationen bestehen. Wirken diese Komponenten jedoch synergistisch, so kann es zu einer Schädigung oder einem Schaden der Pflanze kommen.

Unter den in Innsbruck gegebenen Immissionsverhältnissen war die Flechte *Hypogynmia physodes* besonders geeignet, jahreszeitliche Veränderungen der Immissionsbelastung anzuzeigen. Die Eignung von *Parmelia caperata* und *Parmelia furfuracea* müßte noch eingehender überprüft werden. Die Flechten wurden Ende Mai 1972 exponiert. Bis Oktober war an allen Beobachtungsplätzen nur eine geringe Schädigung zu verzeichnen. In Innsbruck gibt es nur wenige Industriebetriebe, folglich ist die sommerliche Immissionsbelastung sehr gering. Erst mit Einsetzen der winterlichen Hausbrand-Emissionen kam es zu einem starken Anstieg des Schädigungsgrades an allen Beobachtungsplätzen. Die Schädigung war am höchsten im Stadtzentrum (ca. 85%), es folgten die Beobachtungsplätze am nördlichen Stadtrand (ca. 50%) während die Explantate in den südlichen Randgebieten nur eine Schädigung von ca. 25% aufwiesen. Am Kontrollstandort Patscherkofel wurde keine Veränderung der Explantate beobachtet. Der höhere Belastungsgrad auf der Nordseite der Stadt dürfte auf die in Innsbruck vorherrschenden Südwestwinde zurückzuführen sein.

Die mit der Flechtenexplantatmethode erzielten Ergebnisse stimmten mit den Bleikerzenwerten sehr gut überein.

Auch die Messung der Gesamtleitfähigkeit von Fichtenborkenextrakten ermöglichte die Einstufung der Beobachtungsplätze nach ihrem Verunreinigungsgrad. Bleikerzenmessungen und Flechtenexplantatschädigung zeigten im großen gesehen gute Übereinstimmung mit dieser Methode. Eine Aussage über die jahreszeitliche Veränderung der Immissionssituation war jedoch mit dieser Methode nicht möglich, da die Borke im

Gegensatz zu den Flechtenexplantaten, die nur für eine kurze Zeitspanne exponiert werden, ganzjährig Luftverunreinigungen summiert. Die Sulfatleitfähigkeitswerte stiegen unter dem Einfluß erhöhter Schwefeldioxidkonzentrationen im Winter nicht an.

In Abb. 12 sind Bleikerzenwerte, Schädigungsgrade von *Hypogymnia physodes*-Explantaten und Gesamtleitfähigkeitswerte von Fichtenborkenextrakten vergleichend dargestellt.

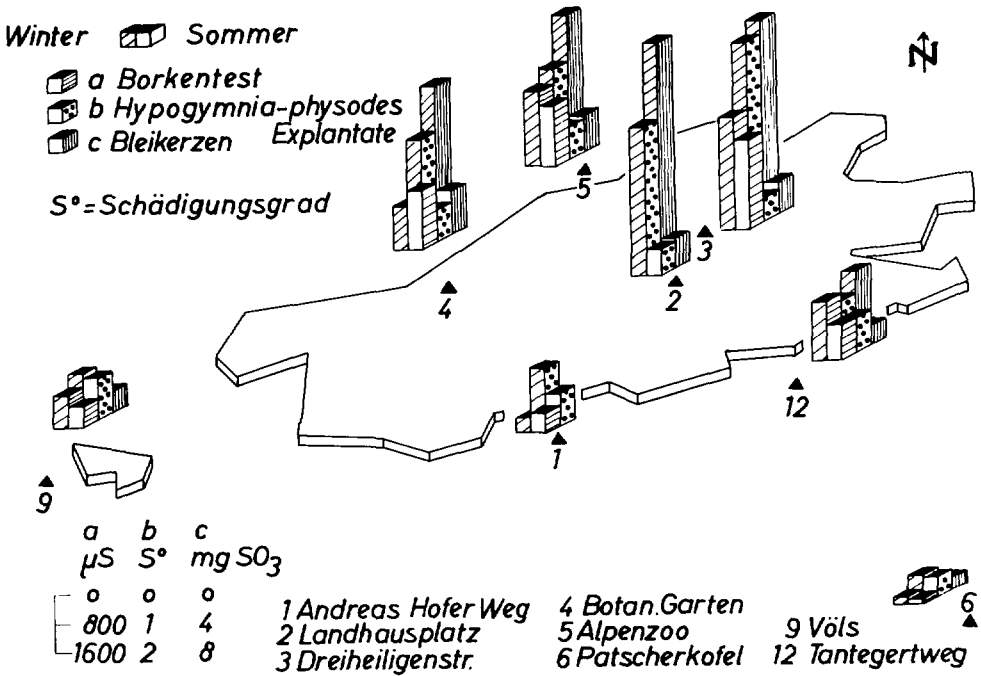


Abb.12: Vergleichende Darstellung der Ergebnisse verschiedener im Raum Innsbruck eingesetzter Luftgüteuntersuchungsmethoden

Die Trübungsmessung von Fichtennadelextrakten konnte in Innsbruck nicht mit Erfolg angewandt werden. Die Unterschiede zwischen den einzelnen Beobachtungsplätzen waren sehr gering; so unterschieden sich beispielsweise die Trübungswerte vom Kontrollstandort Patscherkofel und der Dreiheiligenstraße im Stadtzentrum kaum. Das Ergebnis des Trübungstestes könnte mit dem Innsbrucker Emissions-Typ erklärt werden. Im Sommer, also zur Zeit der größten Stoffwechselaktivität der Pflanze, sind die Immissionskonzentrationen wegen der geringen Anzahl von Industriebetrieben sehr niedrig. Während der Wintermonate aber, also zur Zeit des Zustandes verminderter Stoffwechselaktivität und damit auch geringerer Empfindlichkeit der Pflanze, erreichen die örtlichen Emissionen ihr Maximum.

Ebenso wie der Trübungstest konnten auch die pH-Werte von Fichtenborkenextrakten nicht zur Beurteilung der Immissionssituation herangezogen werden. Die Meßdaten sämtlicher Beobachtungsplätze unterschieden sich kaum.

Die Chloridbestimmungen im September 1972 und Februar 1973 ließen keine Rückschlüsse auf die winterliche Salzstreuung zu. Die Februarwerte lagen an manchen Beobachtungsplätzen unter, an einigen über den Septemberwerten.

Ganz allgemein kann man sagen, daß biologische Methoden Pauschalmethoden sind, die physikalisch-chemische Analysen nicht ersetzen. Bei kritischer Einschätzung ihres Aussagewertes können sie jedoch brauchbare Hilfsmittel sein, um rasch einen ersten Überblick über die Immissionsbelastung zu geben.

Die Arbeit wurde am Institut für Allgemeine Botanik unter Leitung von Herrn Prof. Mag. Dr. W. Larcher durchgeführt. Für die Einführung in die praktische Durchführung der biologischen Methoden danke ich Frau Prof. Dr. L. Steubing (Lehrstuhl Botanik II der Justus Liebig-Universität Gießen), Herrn Prof. Dr. R. Klee (Seminar für Didaktik der Biologie der Justus Liebig-Universität Gießen), Herrn Prof. Dr. O. Härtel und Herrn Dr. D. Grill (Institut für Anatomie und Physiologie der Pflanzen der Universität Graz), Herrn Prof. Dr. E. Schnell (Institut für Anorganische und Analytische Chemie der Universität Innsbruck) und Herrn Dr. W. Kofler (Inst. für Hygiene und Mikrobiologie der Universität Innsbruck) danke ich für die Bekanntgabe von Bleikerzenwerten, Herrn Hofrat Dipl.-Ing. F. Koller (Landesforstinspektion Innsbruck) für die Bereitstellung von Schwefelwerten von Fichtennadeln.

6. Literatur:

- AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG (1973): Tiroler Raumordnung-Bestandaufnahme Nr. 1. Luftuntersuchung der Grundbelastung mit SO₂. Verlagsanstalt Tyrolia, Innsbruck.
- BERGE, H. (1970): Immissionsschäden (Gas-, Rauch- und Staubschäden). Handbuch der Pflanzenkrankheiten 11 (4. Lieferung): 7 – 63.
- BESCHEL, R. (1958): Flechtenvereine der Städte, Stadtflechten und ihr Wachstum. Ber.nat.-med. Ver.Innsbruck 52: 1 – 158.
- BORTENSCHLAGER, S. (1969): Flechtenverbreitung und Luftverunreinigung in Wels. Naturkundl. Jb. Stadt Linz, 207 – 212.
- *BREDEMANN, G. (1932): Botanische Untersuchungen bei Rauchschäden. In: HASELHOFF, E., G. BREDEMANN, W. HASELHOFF (1932): Entstehung und Beurteilung von Rauchschäden. Berlin 285 – 392.
- BRODO, I.M. (1961): Transplant experiments with corticolous lichens using a new technique. Ecology, 42: 838 – 841.
- DÄSSLER, H.-G. (1962): Die Einwirkung von Schwefeldioxid auf verschiedene Pflanzeninhaltsstoffe. Wiss.Z.Tech.Univ.Dresden, 11: 567 – 569.
- DÄSSLER, H.-G., H. RANFT, K.H. REHN (1972): Zur Widerstandsfähigkeit von Gehölzen gegenüber Fluorverbindungen und Schwefeldioxid. Flora, 161: 289 – 302.
- GARBER, K. (1967): Luftverunreinigung und ihre Wirkungen. Gebrüder Borntraeger, Berlin-Nikolassee, 1 – 278
- GRILL, D., O. HÄRTEL (1969): Mikroskopische Untersuchungen an Fichtennadeln nach Begasung mit SO₂. Mikroskopie, 25: 115 – 122.
- GUDERIAN, R., H. VAN HAUT (1970): Nachweis von Schwefeldioxid-Wirkungen an Pflanzen. Staub-Reinhalt.Luft, 30: 17 – 26.

- HALBWACHS, G., J. KISSER (1967): Durch Immissionen bedingter Zwergwuchs bei Fichte und Birke. *Cbl.f.d.ges.Forstw.* 84: 2 – 6, 156 – 173.
- HALBWACHS, G. (1968): Untersuchungen über den Wasserhaushalt rauchgeschädigter Forstgehölze. *Ref.d.VI.Int. Arbeitstagung forstl. Rauchschadensachverständiger.* Katowice. 209 – 216.
- HALBWACHS, G. (1970): Vergleichende Untersuchungen über die Wasserbewegung in gesunden und fluorgeschädigten Holzgewächsen. *Cbl.f.d.ges. Forstw.*, 87: 1 – 22.
- HÄRTEL, O. (1953): Eine neue Methode zur Erkennung von Raucheinwirkungen an Fichten. *Zbl.f.d.ges.Forstw.*, 72: 12 – 31.
- HÄRTEL O. (1960): Über neuere Erfahrungen mit dem Trübungstest, insbesondere seine Eignung zur fortlaufenden Kontrolle der Abgasschäden. *Forst- und Holzwirt* 15.
- HÄRTEL, O. (1972): Langjährige Meßreihen mit dem Trübungstest an abgaseschädigten Fichten. *Oecologia*, 9: 103 – 111.
- HÄRTEL, O. D. GRILL (1972): Die Leitfähigkeit von Fichtenborken-Extrakten als empfindlicher Indikator für Luftverunreinigungen. *Europ.J. of Path.*, 2: 205 – 215.
- *HASELHOFF, E., G. BREDEMANN, W. HASELHOFF (1932): Entstehung, Erkennung und Beurteilung von Rauchschäden. *Gebr. Borntraeger Verl., Berlin.*
- *HEILING, A. (1933): Untersuchungen über den Einfluß gasförmiger Luftverunreinigungen auf die pflanzliche Transpiration nebst einigen Voruntersuchungen zur üblichen Methodik der Transpirationsbestimmungen. *Phytopath.Z.* 5: 435 – 492.
- KELLER, TH., H. SCHWAGER (1971): Der Nachweis unsichtbarer (physiologischer) Fluor-Immissionserschädigungen an Waldbäumen durch eine einfache kolorimetrische Bestimmung der Peroxidase-Aktivität. *Europ.J. Forest Pathology*, 1: 6 – 18.
- KIRSCHBAUM, U. R. KLEE, L. STEUBING (1971): Flechten als Indikatoren für die Immissionsbelastung im Stadtgebiet von Frankfurt/M. *Staub-Reinhalt.Luft*, 31: 21 – 24.
- KLEE, R. (1971): Die Wirkung von gas- und staubförmigen Immissionen auf Respiration und Inhaltsstoffe von *Parmelia physodes*. *Angew.Botanik XLIV*: 253 – 261.
- MÜLLER, J. (1957): Spezifischer Nachweis von SO₂-Rauchschäden an Pflanzen mit Hilfe von Blattpigmentanalysen. *Naturwiss.*, 44: 453.
- NEGER, F.-W., G. LAKON (1914): Studien über den Einfluß von Abgasen auf die Lebensfunktion der Bäume. *Tharandter Mitt.*, 1: 177 – 233. In: *Berge* (1970).
- NIKLFIELD, H. (1967): Pflanzensoziologische Beobachtungen im Rauchschadensgebiet eines Aluminiumwerkes. *Cbl.f.d.ges.Forstw.*, 84: 2 – 6: 318 – 328.
- NYLANDER, W. (1866): Les lichens du Jardin du Luxembourg. *Bull.Soc.Bot. de France*, 13: 364 – 372.
- PEARSON, L., E. SKYE (1965): Air pollution affects pattern of photosynthesis in *Parmelia sulcata*, a corticolous lichen. *Science*, 148: 1600 – 1602. In: *Klee* (1970).
- PELZ, E., J. MATERNA (1964): Beiträge zum Problem der individuellen Rauchhärte von Fichten. *Arch.Forstw.*, 13: 177 – 210.
- *SCHMITZ-DUMONT, W. (1896): Versuche über die Einwirkung von Fluorwasserstoff in der Atmosphäre für Untersuchungen von Raucheinwirkungen im Freiland durch Anwendung einer Modifikation des Fangpflanzenverfahrens. *Forsch.u.Beratung, Reihe C, Raucheinwirkungen im Gartenbau*, 5: 47 – 56.
- SCHÖNBECK, H. (1969): Eine Methode zur Erfassung der biologischen Wirkung von Luftverunreinigungen auf transplantierte Flechten. *Staub-Reinhaltung der Luft*, 29: 14 – 18.
- SCHUBERT, R., W. FRITSCHKE (1965): Beitrag zur Einwirkung von Luftverunreinigungen auf xerische Flechten. *Arch.Naturschutz und Landschaftsforschung*, 5: 107 – 110.
- SKYE, E. (1968): Lichens and air pollution. A study of cryptogamic epiphytes and environment in the Stockholm region. *Acta phytogeogr. Suecica, Uppsala*, 52: 8 – 124.
- STEUBING, L., CH. KUNZE (1972): Pflanzenökologische Experimente zur Umweltverschmutzung. *Biolog.Arbeitsb. Heidelberg*, 11: 1 – 92.
- *STÖCKHARDT, A. (1853): Untersuchungen über die schädliche Einwirkung des Hütten- und Steinkohlenrauches auf das Wachstum der Pflanzen, insbesondere der Fichte und der Tanne. *Tharandter forstl.Jb.*, 9: 169.

- WENTZEL, F.K. (1956): Die Verantwortlichkeit von Industrie- und Hausfeuerung für Wald-Rauchsäden und Luftverschmutzung. *Forstarch.* 27: 84 – 89.
- YANG, S.F., G.W. MILLER (1963): Biochemical studies on the effect of fluoride on higher plants. 1.–3. *Mitt.Biochem.J.*, 88: 502 – 522.

Die mit * versehenen Literaturzitate wurden aus GARBBER (1967) übernommen.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Berichte des naturwissenschaftlichen-medizinischen Verein Innsbruck](#)

Jahr/Year: 1975

Band/Volume: [62](#)

Autor(en)/Author(s): Hutter Maria Mag.

Artikel/Article: [Biologische Methoden zur Kontrolle des Reinheitsgrades der Luft im Raum Innsbruck. 21-51](#)