

Zeitschrift: Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen = Swiss forestry journal = Journal forestier suisse
Herausgeber: Schweizerischer Forstverein
Band: 140 (1989)
Heft: 6

Artikel: Die Bedeutung der sauren Niederschläge für den Wald im Kanton Zürich
Autor: Bucher, Peter
DOI: <https://doi.org/10.5169/seals-764241>

Nutzungsbedingungen

Die ETH-Bibliothek ist die Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften auf E-Periodica. Sie besitzt keine Urheberrechte an den Zeitschriften und ist nicht verantwortlich für deren Inhalte. Die Rechte liegen in der Regel bei den Herausgebern beziehungsweise den externen Rechteinhabern. Das Veröffentlichen von Bildern in Print- und Online-Publikationen sowie auf Social Media-Kanälen oder Webseiten ist nur mit vorheriger Genehmigung der Rechteinhaber erlaubt. [Mehr erfahren](#)

Conditions d'utilisation

L'ETH Library est le fournisseur des revues numérisées. Elle ne détient aucun droit d'auteur sur les revues et n'est pas responsable de leur contenu. En règle générale, les droits sont détenus par les éditeurs ou les détenteurs de droits externes. La reproduction d'images dans des publications imprimées ou en ligne ainsi que sur des canaux de médias sociaux ou des sites web n'est autorisée qu'avec l'accord préalable des détenteurs des droits. [En savoir plus](#)

Terms of use

The ETH Library is the provider of the digitised journals. It does not own any copyrights to the journals and is not responsible for their content. The rights usually lie with the publishers or the external rights holders. Publishing images in print and online publications, as well as on social media channels or websites, is only permitted with the prior consent of the rights holders. [Find out more](#)

Download PDF: 04.12.2025

ETH-Bibliothek Zürich, E-Periodica, <https://www.e-periodica.ch>

Die Bedeutung der sauren Niederschläge für den Wald im Kanton Zürich

Von *Peter Bucher* und *Jürg Hertz*

Oxf.: 425.3:(494.34)

(Anorganisch-Chemisches Institut der Universität Zürich, CH-8057 Zürich)

1. Einleitung

Stoffe, wie Schwermetalle, Ozon oder das organische Oxidationsprodukt PAN, sind schon in kleinen Dosen für die Vegetation und den Boden schädlich und klar als Schadstoffe definierbar. Bei anderen Komponenten, wie stickstoffhaltigen Verbindungen (zum Beispiel Nitrat, Ammonium, Stickoxide), führt erst das komplexe Zusammenspiel zwischen Konzentration, Dosis, zeitlicher Variation, Verhältnis zu anderen Komponenten sowie Wechselwirkung mit Pflanzenoberfläche und Boden zu einer Schadenwirkung bzw. zu einer pathologischen Veränderung biologischer Strukturen. Um den Eintrag von Schadstoffen in ein Waldökosystem abschätzen zu können, ist deshalb eine möglichst weitgehende Kenntnis aller Eintragsgrößen nötig.

Schadstoffe können durch Gravitationsdeposition, Interzeption und trockene Gas-Deposition in einen Wald eingetragen werden (*Abbildung 1*). Dabei wird unter Gravitationsdeposition der Niederschlag (nasse Deposition) und sedimentierender Staub (trockene Deposition) verstanden. Das Auskämmen flüssiger und fester Aerosole (Interzeption) bzw. gasförmiger Komponenten (trockene Gas-Deposition) kann wesentliche Beiträge zum gesamten Eintrag in ein Ökosystem liefern. Die Gravitationsdeposition ist näherungsweise im Freiland gleich gross wie im Bestand. Die Interzeption und die trockene Gasdeposition sind im Waldbestand viel grösser als auf offener Fläche.

Während die nasse Deposition durch Verwendung eines geeigneten Sammlers eindeutig und zuverlässig erfassbar ist, gibt die Erhebung der trockenen Deposition immer wieder zu Diskussionen Anlass. Das Ausmass der trockenen Sedimentationsdeposition hängt auch von der Oberflächenstruktur des Rezeptors ab. Keiner der bisher untersuchten synthetischen Rezeptoren widerspiegelt zuverlässig die tatsächliche Deposition auf eine Vegetationsoberfläche.

Gravitationsdeposition

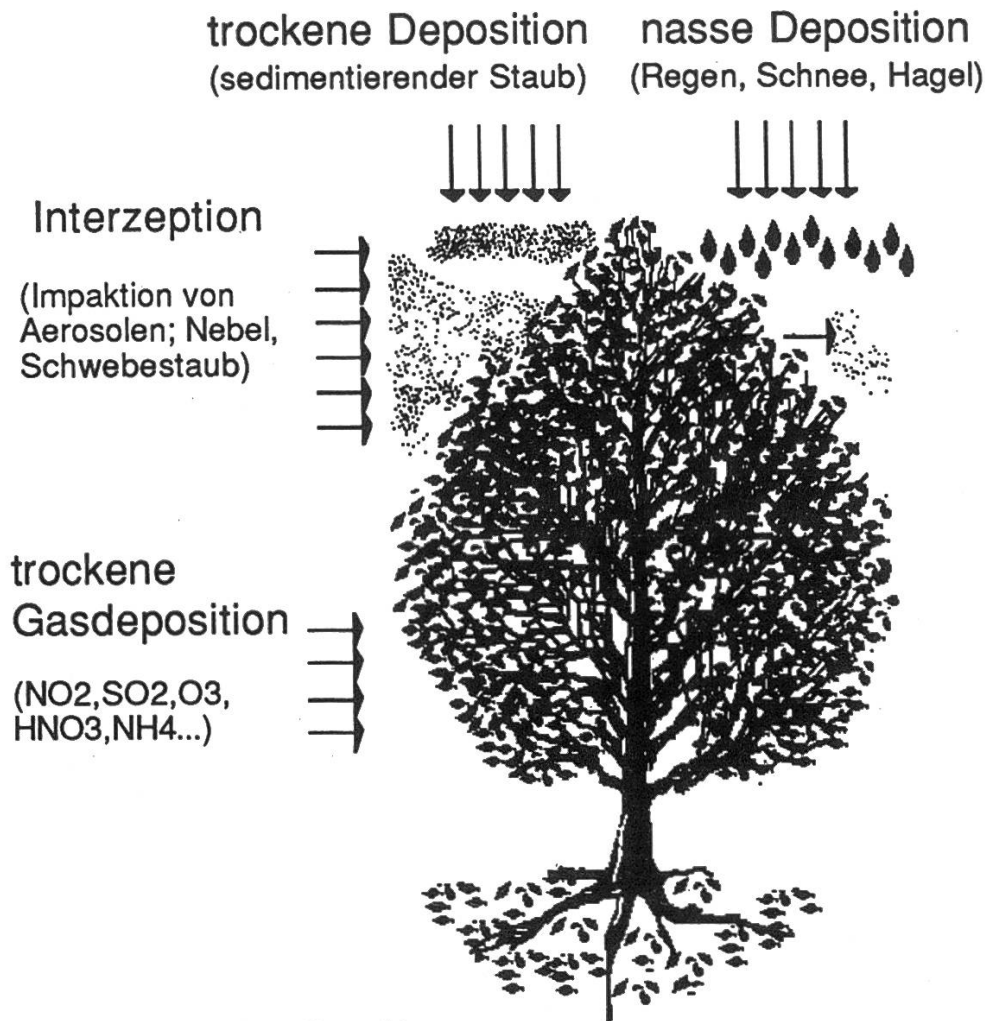


Abbildung 1. Arten der Deposition.

Für die Erfassung der Interzeption und der Gas-Deposition bestehen bisher nur unbefriedigende Methoden, die bestenfalls eine grössenordnungsmässige Abschätzung der entsprechenden Eintragsgrössen erlauben. Ausserdem sind derartige Untersuchungen mit einem Aufwand verbunden, der den Rahmen dieses Projektes gesprengt hätte.

Zwei Betrachtungsweisen können für die Erkennung von Standortsunterschieden beigezogen werden:

- Die Frachten geben die Menge eines Stoffes an, die pro Jahr auf einer bestimmten Fläche eingetragen werden. Sie sind insbesondere wichtig als Inputgrössen für den Boden in einem Waldökosystem. Die gesamten im Freiland gemessenen Depositionen erhöhen sich wesentlich durch Interzeption und trockene Gas-Deposition im Bestand.
- Wichtig für die Wechselwirkung mit Vegetationsoberflächen sind die Konzentrationen in den nassen Niederschlägen. Die örtliche Variabilität ist überlagert von einer zeitlichen Komponente, welche durch die meteorolo-

gische Situation bedingt ist. Diese umfasst einerseits die kurzzeitige Änderung der meteorologischen Situation und andererseits die saisonalen Schwankungen.

Eine besondere Stellung in der Diskussion um mögliche Schädigungen der Vegetation durch eingetragene Schadstoffe nimmt die Azidität ein. Es war ein Ziel der vorliegenden Studie zu untersuchen, ob die Standortsunterschiede in der Konzentration und dem frachtmässigen Säureeintrag ausreichen, um Unterschiede im Schädigungsgrad erwarten zu können. Aus der grossen Vielfalt der im Verlauf der Projektdauer erarbeiteten Resultate soll an dieser Stelle nur auf den Teilbereich «Säureeintrag» eingegangen werden.

2. Experimentelles

Zur Sammlung der Niederschläge wurde ein Sammelgerät verwendet, welches mittels eines Sensors erst bei Regen den Sammeltrichter für die nassen Niederschläge freigibt. Damit bleibt dieser während trockener Perioden vor Staubablagerungen geschützt. Hingegen wird das den trocken sedimentierenden Staub sammelnde Gefäss bei Regen abgedeckt. Der Niederschlag wurde nach jedem Ereignis gesammelt. Im Durchschnitt wurde nicht ganz eine Probe pro Woche eingeholt und analysiert. Gleichzeitig wurden Proben von Schwebestaub aus der Luft gezogen. Für genauere Angaben siehe *Hertz et al.*, 1988.

3. Resultate

Die Untersuchungen zeigten, dass im Mittel in einem Liter Regen 5 bis 8 mg Salze gelöst sind, was einer Fracht von 4 bis 10 g pro m² und Jahr entspricht. Als Kationen findet man hauptsächlich Kalzium (Ca⁺⁺), Magnesium (Mg⁺⁺), Ammonium (NH₄⁺⁺), Natrium (Na⁺), Kalium (K⁺) und Protonen (H⁺) vor (*Abbildung 2*). Dem Proton (freien Säure) kommt dabei eine Sonderstellung zu, indem es in der Chemie des Wassers und damit des Lebens eine Schlüsselrolle spielt. Bei einer grossen Zahl von Reaktionen ist H⁺ als Reaktionspartner anwesend und reaktionsbestimmend. Seine Konzentration ist als Säuregrad definiert; der negative Logarithmus ist als pH-Wert ein wichtiges Charakteristikum von wässrigen Lösungen.

Die Erdalkaliionen Kalzium und Magnesium kommen in der Erdkruste häufig vor. Meistens liegen sie als Karbonate (Kalk, Dolomit) vor. Sie sind in der Atmosphäre nur als Staubpartikel zu finden und gelangen via diese in den Niederschlag. Sie haben dort die Fähigkeit, Säure zu neutralisieren.

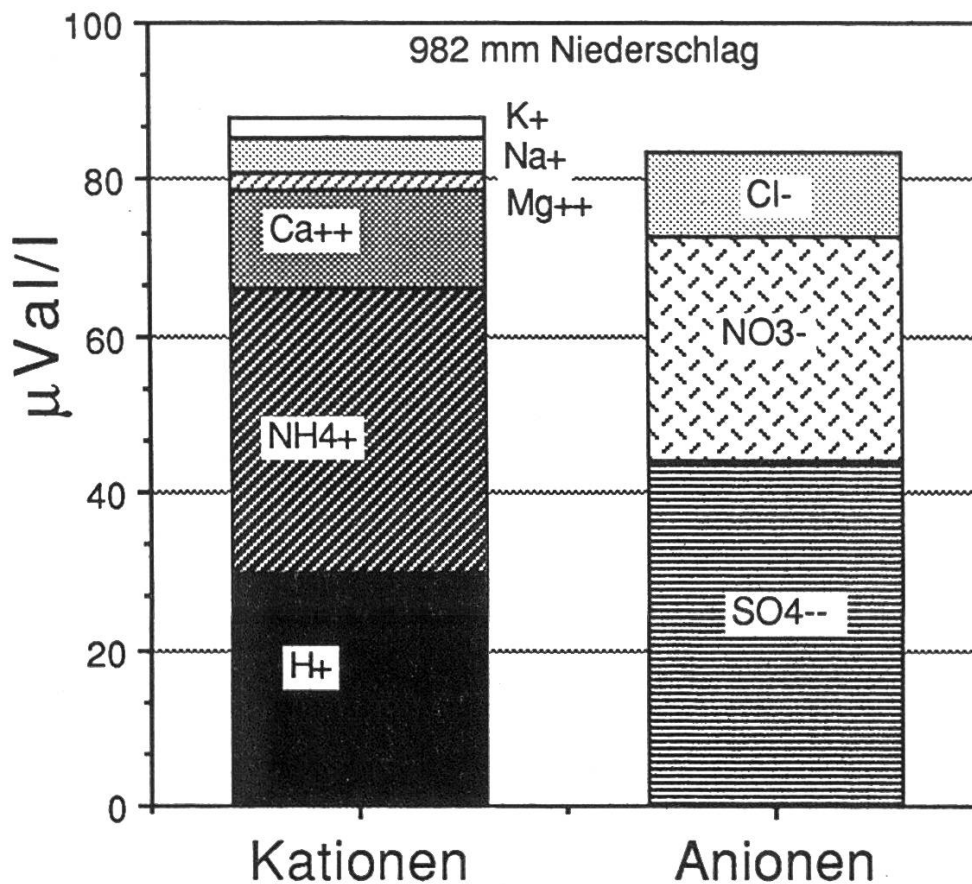


Abbildung 2. Mittlere, ionale Zusammensetzung des Regens im Kanton Zürich. Die Jahresmittelwerte der Standorte sind frachtgewichtet. Über die Jahre und die Standorte wurde das arithmetische Mittel gebildet. 35% der Anionen sind als Säure vorhanden: H⁺ zusammen mit Ammonium entsprechen 79% der Anionen.

Ammonium hat in Form von Ammoniakgas einen gasförmigen Vorläufer. Ammoniak kann beim Abbau von eiweiss-, harnstoff- (Jauche) und anderen stickstoffhaltigen Verbindungen freigesetzt werden. Hauptemittent ist dabei die Landwirtschaft. Kommt es in Wolkentropfen zur Lösung, wird ein Proton aufgenommen und dadurch Ammonium gebildet. Dabei steigt der pH-Wert, und der Säuregrad sinkt. Das Proton geht jedoch nicht verloren. Im Boden wird Ammonium zu Nitrat oxidiert und so von Pflanzen aufgenommen. Dabei werden wiederum Protonen frei, die zur Bodenversauerung beitragen können. Der Gesamtprotoneneintrag ins Ökosystem via nasse Deposition erschöpft sich also nicht mit der Fracht der freien Säure, sondern er besteht aus der Summe des H⁺-Eintrages und des Ammoniumeintrages.

Als Anionen findet man zur Hauptsache Chlorid (Cl⁻), Nitrat (NO₃⁻) und Sulfat (SO₄⁻⁻). Nitrat und Sulfat sind zum grossen Teil Produkte aus Stickoxiden und Schwefeldioxid. Stickoxide und Schwefeldioxid werden in der Luft und im Wolkenwasser zur Salpeter- bzw. Schwefelsäure oxidiert (Finlayson und Pitts, 1986). Bei der Lösung dieser Säuren dissoziieren diese zu Protonen und

Nitrat bzw. Sulfat. Chlorid wird meist bereits als Salzsäure bei der Verbrennung von chlorhaltigen Kohlenwasserstoffen (zum Beispiel PVC) freigesetzt. Alle Anionen können auch als neutrale Salze (zum Beispiel Kochsalz NaCl, Gips CaSO_4 , Salpeter NH_4NO_3) als Partikel in den Niederschlag aufgenommen werden. In der Lösung kann dabei nicht mehr zugeordnet werden, ob und welche Anionen als neutrale Salze oder als Säuren mit nachfolgender Neutralisation eingebracht wurden. Der Anteil der neutralen Partikel an den Ionen dürfte jedoch verhältnismässig klein sein. Im Mittel sind 35% der Anionen als H^+ oder 79% als H^+ und Ammonium in Lösung. In der Lösung müssen zwingend gleich viele Kationen wie Anionen vorhanden sein. Wie in *Abbildung 2* ersichtlich ist, besteht gemittelt über alle Analysen ein geringer Überschuss an Kationen (+5%). Dies ist vermutlich darauf zurückzuführen, dass das Hydrogencarbonat-Anion, eventuell auch organische Säuren nicht bestimmt wurden. Möglich ist auch eine kleine systematische Abweichung der Analysen. Für den Stoffeintrag sind diese jedoch quantitativ wie qualitativ von geringer Bedeutung. Als Einheiten der Konzentration der Stoffe wird das $\mu\text{Val/l}$ (Millionstel Mol Ladung pro Liter) verwendet. Die Frachteinheiten sind entsprechend in mVal/m^2 Jahr angegeben. Dies erlaubt eine direkte Bilanzierung der Ionen. Die Stoffe sind zudem durch ihre Zahl und nicht in ihrer Masse ökologisch wirksam.

Von besonderem Interesse waren in diesem Projekt die standörtlichen Unterschiede. Zu erwarten war, dass die stadtnahen Standorte Zürichberg, Wallisellen und Winterthur stärker von Schadstoffen betroffen werden als stadtferne wie die Bachtelstandorte, Rafz oder Stammheim. Wie *Abbildung 3* zeigt, sind diese Unterschiede tatsächlich zu finden. Die Konzentration der freien Säure ist in Stadtnähe bis 40% (in Wallisellen bis 100%) höher als in ländlicheren Gegenden. Die regenreichen Standorte wie der Bachtel sind frachtmässig jedoch kaum geringer belastet als zum Beispiel der Zürichberg.

Ähnlich sieht dieses Bild auch bei den säurebildenden Anionen aus (*Abbildung 4*), wobei die Konzentrationsunterschiede eher noch kleiner sind. Die stadtnahen Standorte sind sichtbar, jedoch nicht massiv erhöht. Deutlich geht die lokale Belastung nur bei Chlorid und der freien Säure für den Standort Wallisellen hervor. Dort dürfte die Kehrichtverbrennungsanlage für den Eintrag von Salzsäure verantwortlich sein. Alle anderen für die Belastung wichtigen Stoffe sind noch gleichmässiger über den Kanton verteilt. Einzig das Element Blei (vor allem im Schwebestaub) zeichnet die Belastung durch Verkehrsnähe nach. Die Tatsache, dass die mittlere Niederschlagszusammensetzung innerhalb einer Region wenig variiert, führt dazu, dass der Stoffeintrag durch die nasse Deposition vor allem von der Niederschlagsmenge abhängt. Zieht man die dichte Besiedlung und das engmaschige Strassennetz in Betracht und bedenkt man, dass die Stickoxide und Schwefeldioxid mindestens einige Stunden benötigen, um zu den Säuren oxidiert zu werden, kann dieser Befund nicht überraschen.

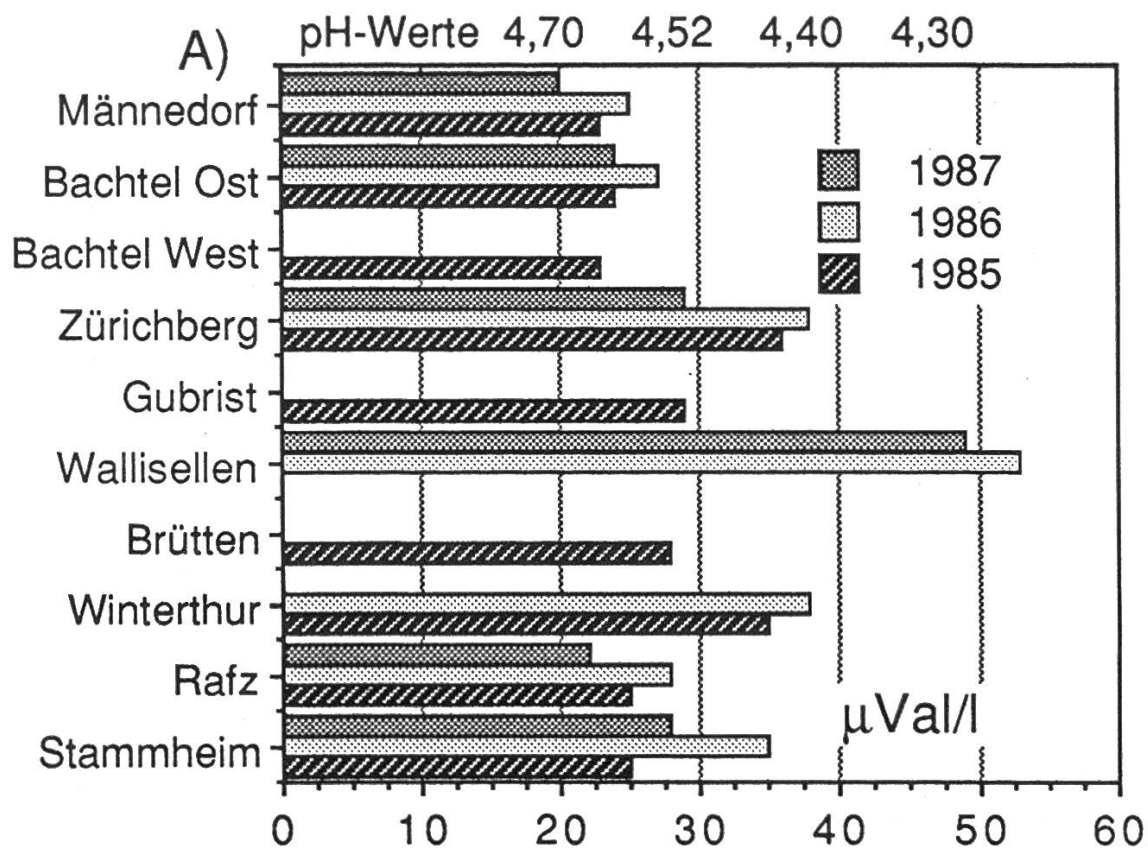


Abbildung 3 A. Frachtgewichtete mittlere Säurekonzentration an 10 Standorten von 1985/86/87. Die Jahresperioden sind gegenüber dem Kalenderjahr um 2 Monate vorverschoben (1985 entspricht 1. November 1984 bis 31. Oktober 1985). Die Säure wurde mittels einer Ross pH-Elektrode und titrimetrisch bestimmt.

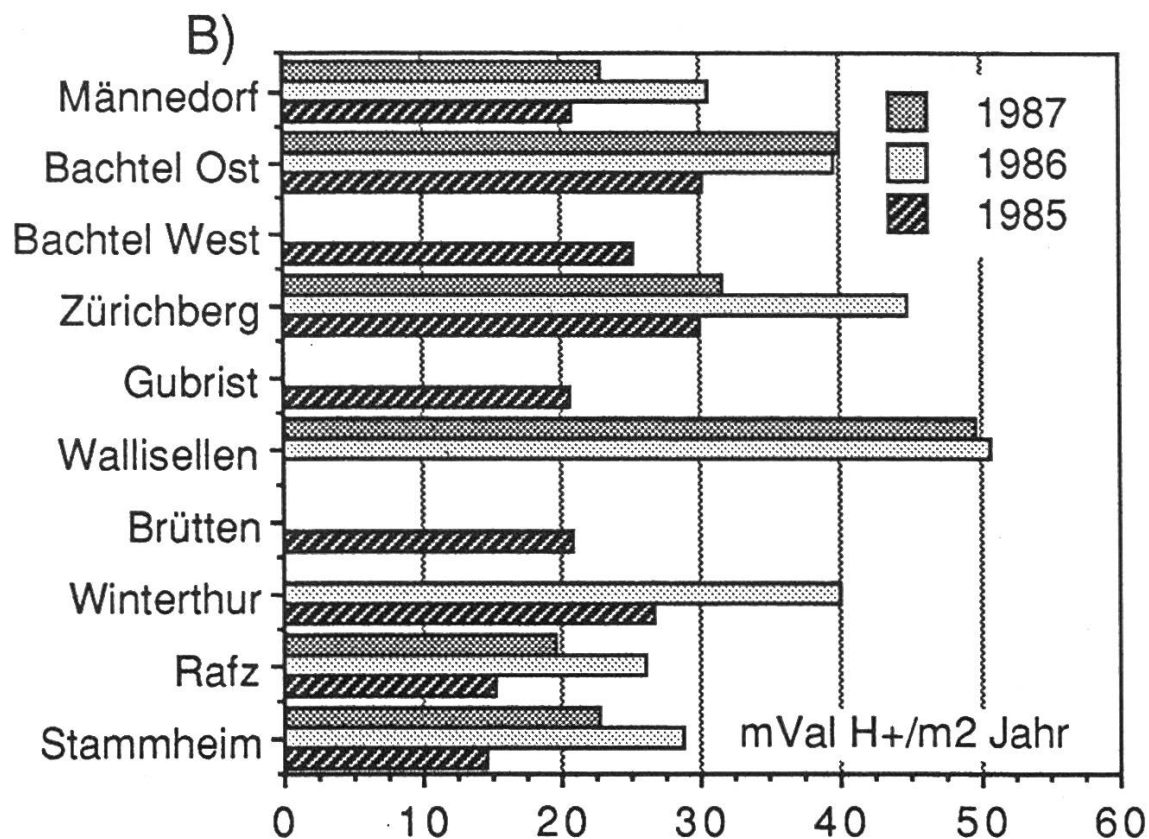


Abbildung 3 B. Frachten des Säureeintrages pro Quadratmeter und Jahr.

A)

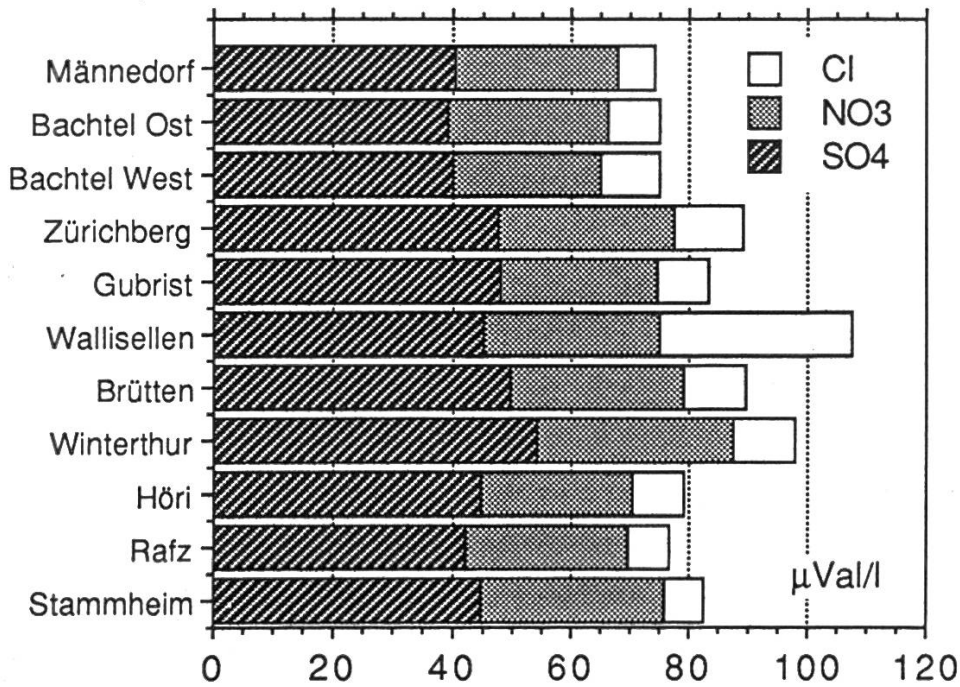


Abbildung 4 A. Frachtgewichtete mittlere Anionenkonzentration über die Messjahre der entsprechenden Station gemittelt.

B)

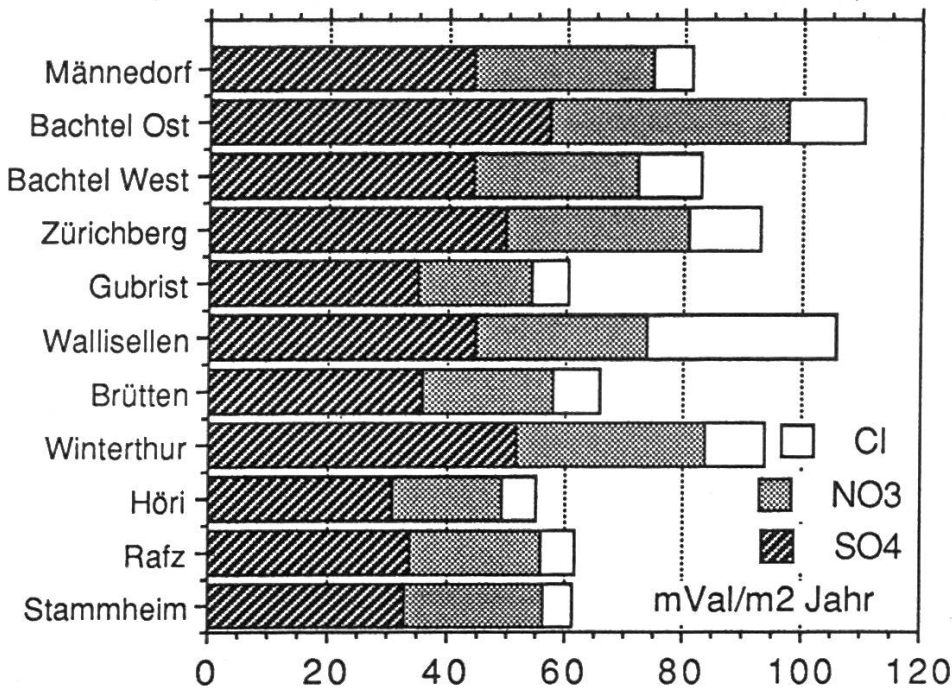


Abbildung 4 B. Fracht der Anionen. Zur Umrechnung auf mg/m² Jahr Sulfat-S, Stickstoff-N und Chlor sind die Werte mit 16(S), 14(N) bzw. 35(C) zu multiplizieren.

Wie in *Abbildung 3* sichtbar ist, werden auch von Jahr zu Jahr nicht unbedeutende Schwankungen beobachtet. Erst eine mehrjährige Messung kann einen Standort klar einstufen. Um Aussagen über einen Trend des sauren Niederschlages zu machen, müssten wir mindestens über Messperioden von zehn Jahren verfügen.

Ein Vergleich mit den Ergebnissen des Nationalen Forschungsprogramms 14+ (*Keller, 1988*) zeigt ein ähnliches Bild. Die Standorte Lägern, Alptal und Davos liegen in verschiedenen Regionen. Die Unterschiede sind zwar grösser als innerhalb des Kantons Zürich, aber sie übersteigen zum Beispiel für die mittlere Sulfatkonzentration den Faktor drei und für Nitrat 1,6 nicht (Lägern vs Davos). Für das Alptal gilt, dass auch an diesem emissionsfernen Standort bedingt durch die hohe Niederschlagsmenge sogar höhere Stofffrachten als auf der mit dem Kanton Zürich gut vergleichbaren Lägern gemessen werden. Einzig Davos ist mit geringeren Niederschlägen auch frachtmässig weniger belastet. In der *Abbildung 5* sind einige Vergleichswerte der Sulfat-, Nitrat- und Ammonium- und H^+ -Werte zusammengestellt. Es zeigt sich, dass der Kanton Zürich eine als ländlich einzustufende nasse Deposition aufweist.

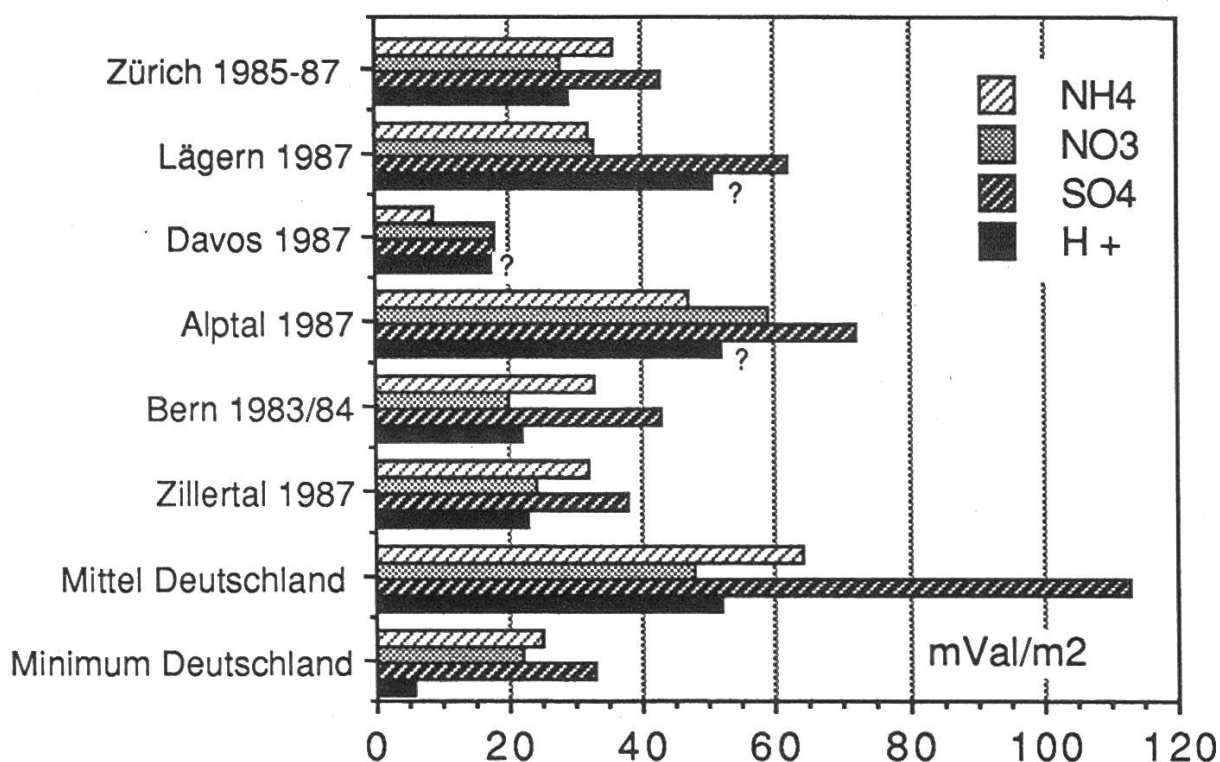


Abbildung 5. Vergleich der im Kanton Zürich gemessenen H^+ -, SO_4 - NO_3 - und NH_4 -Frachten mit Daten aus der Schweiz (*Keller, 1988*), (*Führer, 1986*), Österreich (*Smidt, 1988*) und Deutschland (*Führer, 1988*). Für Deutschland sind die angegebenen Werte Summen aus nasser und trockener Deposition. Die SO_4 -, NO_3 - und NH_4 -Frachten werden dadurch im Vergleich zur nassen Fracht etwa 20 bis 25% zu hoch. Die tiefen minimalen H^+ -Frachten dürften von einem Standort mit grossem Bodeneintrag stammen. Die H^+ -Frachten der Standorte Lägern, Davos und Alptal sind nicht gemessene, sondern aus der Ionenbilanz geschätzte Werte.

Die Freilanddeposition gibt wichtige Hinweise auf die Belastung eines Standortes. Insbesondere muss auch in Betracht gezogen werden, dass schon bei einzelnen sauren Niederschlagsereignissen Nährstoffe aus den Blattorganen ausgewaschen werden können (siehe Teilprojekt «Buchen»). Für den gesamten Eintrag und damit für die Beurteilung einer allfälligen Wirkung auf Pflanzen und Boden ist es aber unerlässlich, auch Einträge durch die Interzeption und trockene Gasdeposition zu berücksichtigen.

4. Zur Erfassung von Interzeption und trockener Gas-Deposition

Die durch Interzeption und Wechselwirkung mit Gasen deponierte Substanzfracht kann abgeschätzt werden, wenn die durchschnittlichen Konzentrationen und die mittleren Depositionsgeschwindigkeiten bekannt sind. Für die Ermittlung der Depositionsgeschwindigkeiten stehen verschiedene Methoden zur Verfügung:

- Mikrometeorologischer Ansatz: Die Konzentrationen werden gleichzeitig mit den momentanen Windvektoren in sehr kurzen Zeitintervallen erfasst. Durch Mittelwertbildung resultiert eine durchschnittliche Transportgeschwindigkeit in einer bestimmten Richtung. Dieser Ansatz stellt hohe Anforderungen an die Messtechnik und lässt sich nur für wenige Komponenten durchführen.
- In Abwaschexperimenten wird die gesamte Deposition auf einer Oberfläche erfasst, indem ganze Äste abgewaschen und die auf der Blattoberfläche angereicherten Substanzen erfasst werden. Der Anteil, der durch internen Transport in der Pflanze zur Pflanzenoberfläche beigetragen wird, kann erfasst werden, indem Kontrolläste eingepackt und so der Deposition entzogen werden. Die Repräsentativität und Genauigkeit ist hier ein Problem.
- Die Messung der Gesamtd deposition innerhalb eines Waldbestandes durch Aufstellen einer grösseren Zahl von Sammelgefässen stellt die am häufigsten verwendete Methode dar. Die Differenz zwischen Freilanddeposition und Bestandesniederschlag kann als Summe von Interzeptions- und trockener Gasdeposition bezeichnet werden. Derjenige Teil der Deposition, der den Kronenraum nicht als Trauf verlässt, kann durch die Analyse des Stammabflusses erfasst werden. Wichtige Komponenten wie Stickstoffverbindungen und Säure sind wegen der chemischen Umsetzung im Kronenraum nur grob qualitativ erfassbar.

Die Grösse der Interzeptions- und der trockenen Gasdeposition ist von vielen Parametern abhängig, was zu einer starken örtlichen und zeitlichen Variabilität führt. Beispielsweise spielt die Höhenlage eines Standortes eine grosse Rolle. So wurde zum Beispiel beobachtet, dass die Konzentrationen an Schwebstaub

und NO_2 in Inversionen höher sind als oberhalb der Inversionsobergrenze (Schumann *et al.*, 1988; und eigene Messungen). Hingegen kann eine windexponierte Lage zu massiv höherer Interzeption führen.

Aus den Gaskonzentrationen, wie sie in diesem Projekt gemessen wurden, und Depositionsgeschwindigkeiten aus Literaturdaten können die Grössenordnung der Gasdepositionen geschätzt werden. Für SO_2 wurden Jahresmittelwerte von 6 bis $26 \mu\text{g}/\text{m}^3$ gefunden. Als Depositionsgeschwindigkeit für SO_2 über Vegetation scheint ein Wert von 8 mm/s (Whelpdale, 1982) eine gute Schätzung. Damit liegt die zusätzliche Sulfatdeposition bei 47 bis 205 mVal SO_4/m^2 Jahr. Dies übersteigt die nasse Deposition von 40 bis 50 mVal SO_4/m^2 . (Die Interzeption von sulfathaltigen Aerosolen trägt nochmals etwa 17 mVal SO_4/m^2 bei, die trockene Sedimentation 10 bis 20 mVal SO_4/m^2 .) Für NO_2 lauten die Werte entsprechend 16 bis $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$ Jahresmittelkonzentration im Kanton Zürich und eine Depositionsgeschwindigkeit von 5 mm/s. Dies ergibt 55 bis 206 mVal NO_3/m^2 bei einer nassen Fracht von 20 bis 40 mVal NO_3/m^2 (Interzeption rund 10 mVal NO_3/m^2 ; trockene Sedimentation 5 bis 8 mVal NO_3/m^2). Zusätzlich müssten Depositionen von Stickstoff aus Salpetersäure, Ammoniak und anderen N-Verbindungen berücksichtigt werden. Allerdings kennt man beispielsweise von Ammoniak und HNO_3 die Konzentrationen im Kanton Zürich nicht. Offensichtlich müssen aber die Einträge in die Waldbestände um ein Vielfaches grösser sein, als sie mit Niederschlagsmessungen angegeben werden können. Dies bedeutet einerseits, dass die Schadstoffbelastung massiver ist, als aus der relativ geringen nassen Deposition hervorgeht; andererseits dass die geringen Standortunterschiede der nassen Niederschläge durch viel massivere Unterschiede der Gasdeposition und der Interzeption überlagert werden. Es muss angenommen werden, dass deponiertes SO_2 und NO_2 auf der Vegetationsoberfläche zu den Säuren oxidiert werden.

5. Schlussfolgerungen

Im Niederschlag des Kantons Zürich wurde ein durchschnittlicher Säuregehalt von 30 μVal (entspricht pH 4,52) gefunden. Grössere Standortunterschiede sind vor allem auf lokalen Salzsäureeintrag zurückzuführen. Die anderen Komponenten sind im Kanton Zürich relativ gleichmässig verteilt. Absolut gesehen ist die Region eher mit ländlichen Standorten als mit Industriezentren zu vergleichen. Eine Gegenüberstellung der Niederschlagsdeposition mit geschätzten Einträgen aus Gasdeposition und Interzeption zeigt, dass mit dem Niederschlag vermutlich nur der kleinere Teil der Einträge erfasst werden kann. Eine exakte Bestimmung dieser Beiträge für jeden Standort ist zurzeit methodisch kaum möglich.

Résumé

L'importance des pluies acides pour la forêt dans le canton de Zurich

Durant les années 1985/86/87, des échantillons de pluie ont été prélevés sur 10 stations dans le canton de Zurich et ont été soumis à une analyse chimique. On a trouvé une teneur moyenne en acide de $30 \mu\text{val}$, ce qui correspond à un pH de 4,52. Le rapport moyen entre le Cl, le NO_3 et le SO_4 est de 12 : 35 : 53. Les différences considérables entre stations sont à imputer principalement à des apports locaux d'acide chlorhydrique. Les autres composants sont répartis de façon relativement homogène sur le canton de Zurich. Considérée dans l'absolu, la région est comparable à des stations de campagne plutôt qu'à des centres industriels. Une comparaison des dépositions provenant des précipitations avec les apports estimés des dépositions d'origine gazeuse et de l'interception montre qu'on ne peut vraisemblablement mesurer qu'une petite partie des apports avec les précipitations. Une détermination précise de ces apports pour chaque station est pour l'instant pratiquement impossible pour des raisons méthodologiques.

Traduction: O. Schneider

Literatur

- Finlayson-Pitts, B. J., Pitts, N. J. (1986): Atmospheric chemistry. John Wiley and Sons, New York, 1098 p.
- Führer, H. W., Brechtel, H. W., Erstberger, H., Erpenbeck, C. (1988): Ergebnisse von neuen Depositionsmessungen in der Bundesrepublik Deutschland und im benachbarten Ausland. Mitteilungen des Deutschen Verbandes für Wasserwirtschaft und Kulturbau. Heft 14.
- Fuhrer, J. (1986): Study of acid deposition in suisse. Temporal variation in the ionic composition of wet precipitation of rural sites during 1983–1984; Environ. Pollut. 12(2), p. 111–129.
- Hertz, J., Bucher, P., Furrer, G., Keller, L., Daniel, O., Thöni, L. (1988): Chemische Untersuchungen der atmosphärischen Deposition, Chimia 42 Nr. 2 p. 57–67.
- Keller, H. M., Klöti, P. (1988): Nationales Forschungsprojekt 14+ «Waldschäden und Luftverschmutzung in der Schweiz» Teilprojekt «Bestandesniederschlag», Schlussbericht, EAFV, CH-8903 Birmensdorf.
- Schumann, T., Zinder, B., Waldvogel A. (1988): Aerosol and hydrometeor concentrations and their chemical composition during winter precipitation along a mountain slope. Part I: Temporal evolution of the aerosol, microphysical and meteorological conditions. Atmospheric Environment 22, 1443–1459.
- Smidt, St., Glattes, F., Leitner, J. (1988): Höhenprofil Zillertal, Messbericht 1987. Schriftenreihe der Forstlichen Bundesversuchsanstalt Wien Nr. 32.
- Whelpdale, D. M. (1982): Wet and dry deposition p 375–395. In chemistry of the unpolluted and polluted troposphere. Ed. Georgii H.W. and Jaeschke W., Reidel Publ. Comp. Dordrecht.

Verdankungen

Dem Oberforstamt des Kantons Zürich sei an dieser Stelle für die Anregung und Finanzierung dieser Projekte herzlich gedankt. Für die Mitwirkung und Ausführung der zahlreichen Probenahmen und Analysen danken wir Heinz Müller, Kurt Schläpfer, Armin Schriber und Michael Schleuniger. Für die oft schwierige Koordination der Arbeitsgruppen sei Leo Keller und Lucas Förderer von der ökoscience gedankt.