

Naturraumpotential Neusiedler See
Erfassung des Nährstoffeintrages in den Neusiedler See

UNTERSUCHUNGEN DES NÄHRSTOFFEINTRAGES IN DEN NEUSIEDLER SEE AUS DER ATMOSPHERE

**o. Univ. Prof. Dr.H. MALISSA
Univ. Doz. Dr. H. PUXBAUM
Dr. M. PIMMINGER
Dr. A. NIKOPOUR**

Unter Einbeziehung der Ergebnisse des Forschungsprojektes

DIFFUSER NÄHRSTOFFEINTRAG IN DEN NEUSIEDLER SEE — UNTERSUCHUNGEN DER REGENCHEMIE

**o. Univ. Prof. Dr.H. LÖFFLER
Dr. P. ZAHRADNIK
Dr. H. BROSSMANN**

**Anschrift der Verfasser: Institut für analytische Chemie der TU Wien,
Getreidemarkt 9, 1060 Wien**

**II. Zoologisches Institut der Universität Wien,
Abr. für Limnologie,
Althanstraße 14, 1090 Wien**

Kurzfassung

Aus den Ergebnissen der beiden mit dem Projektteil „Nährstoffeintrag aus der Atmosphäre“ befaßten Arbeitsgruppen wurden die im folgenden wiedergegebenen Eintragsdaten für die Jahre 1982 und 1983 erhalten. Zur Bestimmung der Eintragsdaten wurden zwei unterschiedliche Verfahren herangezogen. Beim ersten Verfahren handelt es sich um die für hydrographische Aufgabenstellungen noch häufig eingesetzte „integrierende Probenahme“ (System Bergerhoff).

Bei der zweiten Methode erfolgt eine separate Erfassung des trockenen und des nassen Eintrags, wobei der trockene Eintrag über Konzentrationsmeßwerte der atmosphärischen Spurenstoffe und unter Einbeziehung meteorologischer Parameter bestimmt wird, der nasse Eintrag durch „wet-only“-Probenahme und direkte Analyse erfaßt wird. Beide Ermittlungsverfahren sind mit Fehlermöglichkeiten behaftet, die im Detail in den Berichten der beiden Arbeitsgruppen beschrieben sind.

Tab. 1 faßt die Ergebnisse für die beiden Jahre 1982 und 1983, welche nach der Methode der separaten Erfassung von trockenem und nassem Eintrag erhalten wurden, zusammen.

Tab. 1: Nährstoffeintrag in den Neusiedler See in den Jahren 1982 und 1983 — separate Erfassung von trockenem und nassem Eintrag — See- und Schilffläche 300 km², Angaben in t/Jahr

*) Die NH₄-N Eintragsdaten beruhen auf einer Schätzung für den trockenen Eintrag aus einer Annahme über das NH₄-N:SO₄-S Verhältnis im aerosol (NH₄-N:SO₄-S = 2:3).

Jahr	Phosphor _t	NH ₄ -N	NO ₃ -N	SO ₄ -S
TROCKEN:				
1982	3,6	(44)*	31,0	65,4
1983	3,3	(42)*	33,5	62,8
NASS:				
1982	5,1	74	123	359
1983	3,2	134	182	374
SUMME TROCKEN + NASS:				
1982	8,7	(118)*	154	424
1983	6,8	(176)*	216	437

Als Fehlergrenze ist ein Streubereich von $\pm 30\%$ rel. realistisch. Die Eintragsberechnungen wurden für eine See- und Schilffläche von insgesamt 300 km² durchgeführt. Ein Vergleich der Ergebnisse der beiden angewendeten Verfahren in Tab. 2 zeigt, daß für den Eintrag von NO₃-Stickstoff und SO₄-Schwefel eine Übereinstimmung im Rahmen der Fehlergrenzen besteht. Diese Übereinstimmung kann angesichts der beträchtlichen Unterschiede der angewendeten Ermittlungsverfahren als sehr gut bezeichnet werden.

Tab. 2: Vergleich der Eintragsdaten Nährstoffeintrag in den Neusiedler See nach „integrierender Probenahme“ und „separater Erfassung von trockenem und nassem Eintrag“ — Angaben in t/Jahr auf eine See- und Schilffläche von 300 km²

*) Die NH₄-N Eintragsdaten beruhen auf einer Schätzung für den trockenen Eintrag aus einer Annahme über das NH₄-N:SO₄-S Verhältnis im aerosol (NH₄-N:SO₄-S = 2:3).

Jahr	Phosphor _t	NH ₄ -N	NO ₃ -N	SO ₄ -S
„INTEGRIERENDE PROBENAHME“:TROCKEN:				
1982	(45)	309)*	142	548
1983	(36)	205	142	434
„SUMME TROCKEN + NASS — SEPARATE ERFASSUNG“:				
1982	8,7	(118)*	154	424
1983	6,8	(176)*	216	437

Für NH₄-Stickstoff liegen für den trockenen Eintrag Schätzwerte vor, die über das NH₄⁺:SO₄²⁻-Verhältnis im Aerosol erhalten wurden. Der Summenwert für den NH₄-N-Eintrag stimmt im Jahr 1983 gut mit dem Wert mit „integrierender Probenahme“ überein. Im Jahr 1982 wird mit „integrierender Probenahme“ ein deutlich höherer Wert erzielt, wofür möglicherweise biologische Kontamination verantwortlich sein könnte. Für den Eintrag von Gesamt-Phosphor (Phosphor_t) wurde bei der „integrierenden Probenahme“ ein um den Faktor 5 höherer Wert erzielt als bei der „separaten Erfassung von trockenem und nassem Eintrag“. Wie in den Berichten der beiden Arbeitsgruppen ausführlich erläutert, werden bei der „integrierenden Probenahme“ überhöhte Phosphoreintragswerte durch biologische Kontaminationen des Probenahmegefäßes erzielt, sodaß die mit der Methode der separaten Erfassung von trockenem und nassem Eintrag erhaltenen Meßdaten zur Phosphor-Bilanz des Sees herangezogen werden sollten. Im Gegensatz zu den stickstoff- und schwefelhaltigen Nährstoffkomponenten spielt der trockene Eintrag bei den phosphorhaltigen Komponenten mit einem Anteil von 40 — 50 % am gesamten atmosphärischen Eintrag eine bedeutende Rolle. Eine Aufgliederung des Eintrags von Phosphor in den See- und Schilfbereich zeigt, daß der trockene Eintrag vor allem im Schilfgebiet auf Grund der Filterwirkung des Schilfes für Staubteilchen in erhöhtem Maße zum atmosphärischen Gesamteintrag beiträgt (Tab. 3).

Tab. 3: Phosphoreintrag in den Neusiedler See — Mittelwert im Zeitraum 1982 — 1983, Eintrag in t/Jahr Gesamtphosphor auf ein Seegebiet von 150 km² und ein Schilfgebiet von 150 km², separate Erfassung von trockenem und nassem Eintrag.

Eintragsart	Seegebiet	Schilfgebiet
TROCKEN: t P/Jahr	1,2	2,3
NASS: t P/Jahr	2,1	2,1

1. Einleitung

Teils aus wirtschaftlichen Gründen, teils aus ideeller Veranlassung ist die Erhaltung der Wasserqualität, insbesondere die Bekämpfung der Eutrophierung, ein weltweites Anliegen und steht somit im Mittelpunkt zahlreicher Forschungsaktivitäten. Die übermäßige Nährstoffzufuhr, deren limitierende Komponente in den meisten Fällen durch Phosphor gegeben ist (LEE et al., 1978), ist bei einem Gleichbleiben der natürlichen Umstände (Wasserhaushalt, Klima, Vegetation, u. a.) dem Einfluß der Zivilisation zuzuschreiben.

Bei limnologischen Beobachtungen wurde für den Neusiedler See ab etwa 1972 eine Zunahme des Phytoplanktons in der freien Seefläche festgestellt, verbunden mit einer beträchtlichen Zunahme des Gesamtposphorgehalts im Seewasser (NEUHUBER et al., 1980). Diese Beobachtungen führten einerseits zu Aktivitäten auf der Seite der Abwasserreinigung und andererseits zu umfangreichen Forschungsstudien bezüglich der Situation des Neusiedler Sees. Die Aufgabe der vorliegenden Arbeit war es nun, als ein Teilprojekt im Rahmen der Arbeitsgemeinschaft „Gesamtkonzept Neusiedler See“ den atmosphärischen Eintrag von Nährstoffen möglichst exakt zu bestimmen.

Die für dieses Teilprojekt (erteilt von der Österreichischen Akademie der Wissenschaften, finanziert über Mittel des BM f. Wissenschaft u. Forschung) geforderten Untersuchungen schließen unmittelbar an die im Zeitraum März 1982 bis Februar 1983 durchgeführten Studien (Projekt des Bundesministeriums für Gesundheit und Umweltschutz) an. Die im ersten Endbericht (MALISSA et al., 1983) dargelegten Ergebnisse liegen im Widerspruch zu den bisher angenommenen Abschätzungen über den Nährstoffeintrag in den Neusiedler See. Diese Tatsache führte zu einigen Diskussionen bezüglich der Probenahmetechnik und damit der Beurteilung der erhaltenen Resultate.

Das primäre Interesse dieser Arbeit war daher darauf abgerichtet, die für die Problemstellung adäquate Probenahmetechnik durch systematische Studien herauszufinden und auf Grund dieser Ergebnisse den Nährstoffeintrag anzugeben.

Somit kann die Zielsetzung der präsentierten Untersuchungen in folgenden Punkten zusammengefaßt werden:

- * Statistische Absicherung der ersten Ergebnisse über den mittleren Nährstoffeintrag durch Heranziehung einer größeren Beprobungszeit und damit
- * Feststellung von (jahres)zeitlichen Trends in der Deposition.
- * Gleichzeitige Bestimmung des nassen Eintrags und damit
- * endgültige Klärung der noch offenen Fragen zum Thema Probenahmetechnik durch Gegenüberstellung der mit verschiedenen Methoden (Bergerhoff-Probenahme, getrennte Ermittlung der nassen und trockenen Deposition) erzielten Ergebnisse.
- * Weitergabe der mit diesen umfangreichen Untersuchungen gewonnenen Erkenntnisse für weitere Studien mit ähnlicher Thematik.

Um ein vollständiges Bild über die atmosphärische Deposition geben zu können, werden die im ersten Bericht verwendeten Daten sowie die Ergebnisse aus der Untersuchung der nassen Deposition in diesem Bericht mitverwendet. Die Resultate des am Institut für Limnologie untersuchten Nährstoffeintrags bei Niederschlagsereignissen (Projektleitung: Prof. Dr. H. LÖFFLER) ist für den Vergleich und die Bewertung der verschiedenen Probenahmetechniken von großer Bedeutung. Eine genaue Auswertung der Daten des nassen Eintrags soll jedoch in einem eigenen Bericht der Abteilung für Limnologie erfolgen.

Der Schwerpunkt der in diesem Bericht diskutierten Ergebnisse wird beim Eintrag von Phosphor liegen, da dieser für den Süßwasserbereich in fast allen Fällen als limitierende Nährstoffkomponente angesehen wird (LEE et al., 1978) und gerade im Falle des Phosphors die Probenahmetechnik eine besondere Beachtung verlangt. Gleichzeitig werden die Ergebnisse des Eintrags an anorganischem Stickstoff ($\text{NH}_4\text{-N}$ und $\text{NO}_3\text{-N}$) diskutiert, sowie die Deposition von SO_4 , Cl, Ca und H (als Maß für die Acidität).

2. Ausgangspunkt der Untersuchungen

2.1. Der Neusiedler See

Gerade bei Gewässern mit großer Oberfläche, langer Uferlinie und geringer Wassertiefe, wie im Fall des Neusiedler Sees, verdient der diffuse Nährstoffeintrag aus der Atmosphäre besondere Beachtung, da dieser einen erheblichen Anteil an der Gesamtzufuhr von Schadstoffen liefern kann. Insbesondere bei einer weitgehenden Reduzierung des gefaßten Eintrags der Kläranlagen (STALZER, 1980) ist die Kenntnis der Stellung des atmosphärischen Eintrags im Gesamtnährstoffbudget von großem Interesse.

Der Neusiedler See stellt ein ausgesprochen flaches Gewässer mit einer mittleren Tiefe von 1,3 m und einer maximalen Tiefe von 1,8 m dar. Die Ausdehnung der Wasseroberfläche ist stark vom Wasserstand abhängig und beträgt 250 - 300 km², wovon nur ca. die Hälfte mit 130 - 160 km² eine freie Wasserfläche bildet und der übrige Bereich schilfbewachsen ist. Zur Auswertung der Flächenbelastung wurde mit je 150 km² See- und Schilffläche gerechnet.

Beeinträchtigt wird die Nährstoffsituation noch durch den in Abb. 1 skizzierten Wasserhaushalt, der es nicht gestattet, die zugeführten, großteils im Wasser gelösten oder suspendierten Stoffe durch einen Austrag über die Wasserphase merklich zu kompensieren. Der Niederschlag und die Zuflüsse werden in erster Linie durch die Wasserverdunstung ausgeglichen und der nur grob abschätzbare Austrag über den Einserskanal greift nur geringfügig in den Wasserhaushalt ein.

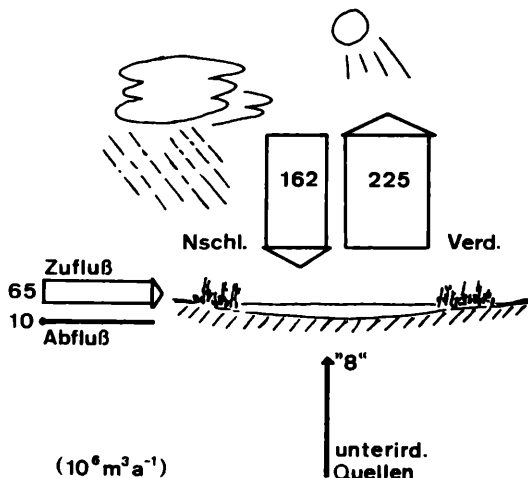


Abb. 1: Abschätzung des Wasserhaushalts für den Neusiedler See (nach FLECKSEDER, 1980).

2.2. Quellen für den atmosphärischen Phosphoreintrag

Die P-Zufuhr in ein Gewässer, sei sie natürlichen oder anthropogenen Ursprungs, kann in gefaßte Quellen (Wasserzuläufe, Abwassereinleitungen) und diffuse Quellen (Bodenabschwemmungen, atmosphärischer Eintrag) unterteilt werden. Der diffuse Eintrag aus der Atmosphäre erfolgt bei trockenen Ereignissen über die Deposition von Gasen und Aerosolen, bei „nassen“ Ereignissen (Regen, Schnee) in Form von gelösten und suspendierten Stoffen.

Die primär interessierende Nährstoffkomponente Phosphor liegt praktisch gänzlich im festen Aggregatzustand in Form von verschiedenen Phosphaten vor. Eventuelle geringe Anteile von flüssigen oder gasförmigen Phosphorverbindungen, wie Phosphorsäure und deren Ester, werden auf Grund des niedrigen Dampfdruckes kurz nach einer eventuellen Emission als Aerosol oder an die Aerosolphase adsorbiert auftreten.

Besonders in landwirtschaftlich genutzten Gegenden ist die äolische Erosion von Böden und Gesteinen als eine wesentliche P-Quelle anzusehen. In Böden ist circa 30 - 80 % des Gesamtphosphors an organische Verbindungen der Humusstoffe gebunden. Neben den eigentlichen Phosphormineralen Apatit und Phosphorit enthalten auch viele andere Minerale auf Grund der isomorphen Vertretbarkeit von Arsenat, Silikat und Sulfat durch Phosphat Spurengehalte bis in den Prozentbereich. Der mittlere Gehalt im Gestein ist mit etwa 0,1 % P anzusetzen.

Anorganische Phosphate aus der mineralischen Düngung sind infolge ihrer guten Löslichkeit schnell pflanzenverfügbar und werden so relativ schnell vom Boden aufgenommen. Ein staubförmiger Austrag bei größeren Windstärken ist bei oder unmittelbar nach der Düngung möglich.

Bei der Verbrennung von fossilen Brennstoffen (Kohle, Öl) und pflanzlichen Produkten (Holz) werden die P-Gehalte in den Flugaschen in Form von Phosphorpentoxid und dessen Reaktionsprodukten angereichert. Der mittlere Gehalt der Kohle liegt bei 0,03 Gew.% (Bereich von 0,005 - 0,12 Gew.%) und steigt im Reingasstaub auf einen durchschnittlichen Wert von 0,5 % P an. Diese Quelle kann somit bei den beträchtlichen durch Verbrennungsprozesse verursachten Staubmengen zum Tragen kommen (BERNHARDT und WILHELMS, 1978).

Weitere P-Belastungen der Umwelt auf Grund menschlicher Aktivitäten werden durch phosphorsäurehaltige Insektizide, sowie Waschmittel, die heute noch in erheblichem Ausmaß Phosphate enthalten, und durch industrielle Emissionen verursacht. In der Regel sind diese Komponenten für den atmosphärischen Eintrag von geringer Bedeutung, da sie vorwiegend über die Wasserphase zur Umweltbelastung führen oder im Falle der Industrieemissionen in der Umgebung des Neusiedler Sees keine ausgeprägten lokalen Quellen bekannt sind.

2.3. Stand des Wissens über den atmosphärischen Nährstoffeintrag

Als Ausgangspunkt der Untersuchungen steht eine Abschätzung der Phosphorflächenbelastung des Neusiedler Sees von 0,2 t/km² a (v. d. EMDE et al., 1979, FLECKSEDER, 1980 und 1981), womit ein Gesamteintrag von 60 t/a errechnet werden kann. Diese Abschätzung beruht auf Messungen des P-Gehaltes von Niederschlägen und auf Literaturdaten, insbesondere auf einer Literaturübersicht von HAMM (1976), der atmosphärische Einträge von 0,002 - 0,11 t/km² a referiert.

Mit den weiteren diffusen Quellen wurde eine gesamte diffuse Belastung von 90,3 t/a angenommen, die im Rahmen einer Gesamtphosphorbruttofracht von 289,3 t/a bei Einleitung von ungeklärten Abwässern zu sehen ist (FLECKSEDER, 1980). Durch eine biologische Reinigung der gefaßten Abwässer und eine simultane Ausfällung durch Zugabe von Fe-Salzen (STALZER 1980) kann die Bruttofracht auf 110 - 120 t/a herabgesenkt werden, wodurch der Anteil des atmosphärischen Eintrags schon auf über 50 % ansteigen würde.

Dagegen wurden bei an anderer Stelle durchgeführten Messungen der Konzentration der Regeninhaltsstoffe ein nasser Eintrag an Gesamtphosphor von 9.9 t/a bestimmt (NEU-HUBER et al., 1980).

Gebiet Autoren	P-Deposition in t/km ² yr			Bemerkungen (Depositionsangaben in t/km ² yr)
	trocken/	naß/	integr.	
Grebner See, BRD W. Ohle, 1982		0.068		Gesamtbel.: 1,69, mehr als 95 % „run off“
Schottland S. E. Allen, 1968			0.054	Bereich: 0.02 - 0.1
Wahnbachtalsperre H. Bernhardt, A. Wilhelms, 1978			0.097	davon 0.056 als o-PO ₄ -P
Plattensee L. Horvath et al., 1981	0.008	0.022	0.030	integr. Dep. als Summe von naß und trocken, NH ₄ -N und NO ₃ -N: 0.96 naß und trocken
Talsperre in DDR V. Peukert und C. Panning, 1975			0.078	Konz. im Niederschlag im Mittel 78 µg/l
Tschechoslowakei Z. Bedrna, 1982		0.05		Bereich von 0.01 - 0.09 P, 1.3 - 3.9 N naß deponiert
Piburger See, Tirol R. Psenner, 1984a			0.036	Mitberücksichtigung org. Materials (Laub, ...)
Wien, Stadtgebiet E. Schroll, H. Krachsberger, 1970			0.053	
Alpenvorland, Niederöst. E. Schroll, H. Krachsberger, 1970			0.235	
Mondsee, Oberöst. BMfGesUmweltsch., BMfWissForsch., 1983		0.058		nasse N (NH ₄ + NO ₃) - Deposition: 0.57
Attersee, Oberöst. wie oben, 1983		0.045		anorg. N: 1.65, mittlere P-Konz.: 22 µg/l
Hafner-, Keutschachersee wie oben, 1983		0.24		anorg. N: 1.47, mittlere P-Konz.: 215 µg/l
Ossiacher See H. Sampl, 1978			0.16	26 % des Eintrags aus der Atmosphäre
Neusiedler See H. Fleckseder, 1980			0.2	Abschätzung aufgrund von Literaturdaten und eig. Messungen
Neusiedler See F. Neuhuber et al., 1980		0.033		0.60 NH ₄ -N und 0.10 NO ₃ -N naß deponiert
Lake Michigan H. Sievering, 1980	0.005			mittlere atmosphärische Konzentration: 35 ng/m ³
Chicago, Lake Michigan T. J. Murphy, D. J. Cesarotti, 1975		0.025		davon 36 % PO ₄ -P
Lake Huron R. G. Delumyea R. L. Petel, 1978	0.006	0.022	0.065	nur säurelös. P, integr. Deposition getrennt best., c = 35 ng/m ³ , bzw. 0.125 %

Gebiet Autoren	P-Deposition in t/km ² yr		Bemerkungen (Depositionsangaben in t/km ² yr)
	trocken/	naß/ integr.	
South Carolina D. D. Richter et al., 1983		0.012	nur PO ₄ -P, (NO ₃ + NH ₄)-N: 0.26, Cl: 1.42, SO ₄ : 0.75 Ca: 0.57
Florida C. D. Hendry et al., 1981		0.050	0.32 - 1.13 Nges., 81 % NH ₄ und 68 % NO ₃ naß deponiert
North Carolina, Tennessee W. T. Swank, G. S. Henderson, 1976		0.038	nur PO ₄ -P
North-Central US J. W. Munger, 1982		0.013	0.29 NH ₄ -N und 0.18 NO ₃ -N naß deponiert
Neu Guinea P. J. Edwards, 1982		0.053	anorg. N: 0.65, 4000 mm Jahresniederschlag
Japan S. Komiyama		0.025	anorg. N: 0.81
Verschiedene Gebiete zitiert nach			
A. Hamm, 1976			
Berlin-Dahlem		0.013	
Bodenseegebiet		0.045	
Tegern-Schlierseegebiet		0.065	
Sedlice, Talsperre, CSSR		0.016	
England		0.011 - 0.02	
England		0.043	
England		0.085	
England, Upland		0.027	
England, Northern		0.02 - 0.1	
Skandinavien		0.015 - 0.10	
Cincinnati, Ohio		0.06	
New Hampshire		0.01	
New England		0.005 - 0.006	
Wisconsin		0.10 (0.033 anorg. P.)	
New Haven, Conn.		0.01	
Delaware		0.056	
Kanada		0.027	
Northwest Ontario		0.04	
Neuseeland		0.04	
Australien		0.03	

Ein Literaturüberblick über den atmosphärischen Eintrag von Phosphor und teilweise auch von Stickstoffverbindungen ist in Tab. 1 gegeben. Diese Aufstellung kann keinesfalls einen Anspruch auf Vollständigkeit erheben, sondern soll nur exemplarisch eine Reihe von Studien zum Thema des atmosphärischen Nährstoffeintrags herausgreifen, wobei insbesondere Ergebnisse aus jüngster Zeit Berücksichtigung fanden.

Die in Tab. 1 angeführte Unterscheidung in trockene, nasse und integrierte Deposition ist als nicht ganz exakt einzustufen, da speziell bei der Unterteilung in nasse und integrierte (bzw. gesamte) Deposition von verschiedenen Autoren teils eine ungenügende, teils eine irreführende Beschreibung der Probenahme vorliegt. So werden Probenahmen mit stets offenem Gefäß öfters als nasse Deposition klassifiziert, entsprechen aber der gesamten Deposition.

Die in dieser Literaturübersicht angegebenen Werte zeigen eine große Variationsbreite und lassen keinen Zusammenhang mit Landschaftstyp oder mit der geographischen Lage erkennen. Diese teils extremen Schwankungen können sicher nur teilweise auf reale Gegebenheiten zurückgeführt werden. Vielmehr sind oft systematische Unsicherheiten in der Probenahme zu vermuten. Das Problem der Kontamination durch biogenes Material (Insekten, Exkremente) bei einer „bulk“-Probenahmetechnik (d. h. ständig offenem Probenahmegefäß mit langer Expositionszeit) wird nur in einigen Arbeiten angeschnitten, in den meisten Studien aber vollkommen vernachlässigt.

Bei Untersuchungen der Niederschlagskonzentrationen im Rahmen des Österreichischen Eutrophieprogrammes wurden für den Mondsee und den Attersee ein P-Eintrag von etwa $0,05 \text{ t/km}^2 \text{ a}$ angegeben, während für einige Kärntner Seen (Hafnersee, Keutschacher See) $0,24 \text{ t/km}^2 \text{ a}$ gefunden wurden (BMGesUmweltsch, BMWiss-Forsch., 1983). Ebenfalls derartig hohe Differenzen bei Verwendung einer integrierenden Probenahmetechnik wurden von Schroll und Krachsberger (1970) veröffentlicht, die im Stadtgebiet von Wien $0,05$, in ländlicher Umgebung jedoch $0,24 \text{ t/km}^2 \text{ a}$ Phosphor fanden. Für den Piburger See beträgt der publizierte P-Eintrag nur $0,04 \text{ t/km}^2 \text{ a}$, wobei bei dieser Untersuchung auf Grund der Lage des Sees sogar grobes organisches Material als Quelle Berücksichtigung fand (PSENNER 1984a). Für den Ossiacher See wurden $0,16 \text{ t/km}^2 \text{ a}$ angegeben (SAMPL, 1978), für die Wahnachtalsperre ergab die Untersuchung bei einer Probenahme mit einer PVC-Wanne mit einem Querschnitt von 1 m^2 einen Eintrag von $0,097 \text{ t/km}^2 \text{ a}$ (BERNHARDT und WILHELMS, 1978).

Zwei sehr ausführliche und unseres Erachtens verlässliche Studien mit einer Differenzierung des trockenen und des nassen Eintrags in den Plattensee (HORVATH et al., 1981) und in den Lake Huron (DELUMYEA und PETEL, 1978) kommen zu einem Eintrag von $0,030 \text{ t/km}^2 \text{ a}$ Gesamtphosphor, bzw. von $0,050 \text{ t/km}^2 \text{ a}$ säurelöslichem Phosphor. Für den Lake Huron wurde gleichzeitig auch eine integrierende Probenahmetechnik verwendet, was trotz größter Vorsicht bei der Probenahme zu bedeutend höheren Einträgen führte. Die Autoren führen diesen sogenannten „near shore“-Effekt auf eine biogene Kontamination zurück. Auch bei Untersuchungen in Schottland mit einem mittleren Eintrag von $0,053 \text{ t/km}^2 \text{ a}$ (ALLEN et al., 1968) wurde zum Schutz der Probenahmegefäße ein Kunststoffnetz verwendet, wobei aber die Möglichkeit einer Erhöhung des Eintrags durch Exkremente von Vögeln und Insekten offengelassen wird.

Im Lauf der Diskussion der vorliegenden Ergebnisse werden die Resultate und Aussagen einiger maßgeblicher Studien dieser Literaturübersicht noch detaillierter Erwähnung finden. Aus den Ergebnissen der vorliegenden Studie ziehen wir den Schluß, daß ein Großteil der Differenzen in der P-Deposition auf Artefakte bei der Probenahme zurückgeführt werden muß.

3. Methoden zur Problemlösung

3.1. Untersuchungsstrategie

Depositionen aus der Atmosphäre lassen sich auf folgende Weise einteilen:

- A) Trockene Deposition:
 - a) Deposition von Gasen
 - b) Deposition von Staub
 - c) Eintragung durch grobes organisches Material (Laub, Streu)
- B) Nasse Deposition aus Niederschlagsereignissen

Da Phosphor in der Atmosphäre fast ausschließlich partikulär gebunden auftritt, sind in diesem Fall die Punkte A/b c und B zu beachten. Die Berücksichtigung des Nährstoffeintrages durch grobes organisches Material ist von der jeweiligen Problemstellung und lokalen Situation des Gewässers abhängig. Beispielsweise ist im Fall des nur 13,4 ha großen, in einem Waldgebiet gelegenen Piburger Sees der Eintrag von Laub, Nadeln und Pollen schon zu berücksichtigen (PSENNER, 1984a). Diese Einträge treten auf Grund der schnelleren Deposition nur in unmittelbarer Ufernähe auf. Der Phosphorgehalt des organischen Materials ist mit 0,05 - 0,1 % der Trockenmasse, der Stickstoffgehalt mit 0,5 - 0,8 % der Trockenmasse anzusetzen (nach PSENNER, 1984a).

Bei großen Gewässern, wie im Fall des Neusiedler Sees, ist dieser „near shore“ Effekt jedoch vernachlässigbar gering. Weiters kommt der Eintrag an Streu aus dem Schilfgebiet insofern nicht zum Tragen, da das Schilf gleichsam in einem geschlossenen Kreislauf dem Seegebiet die Nährstoffe beim Wachstum entzieht und diese beim Absterben wieder abgibt.

Der Eintrag von Stickstoffkomponenten tritt auch über die Gasphase in Erscheinung, vor allem in Form einer Deposition von Oxiden (NO_x), während ein wesentlicher NH₃-Eintrag wegen des alkalischen Milieus des Seewassers nicht zu erwarten ist (HORVATH et al., 1981). Der geringe Anteil der NO₂-Deposition an der Gesamtstickstofffracht aus der Atmosphäre rechtfertigt eine Vernachlässigung dieser Komponente. Für den Plattensee wurde ein realtiver Anteil des NO₂-Eintrags von 2,5 % an der Gesamtstickstoffdeposition gefunden (HORVATH et al., 1981), da die mengenmäßig überwiegende Flächenbelastung durch den nassen Eintrag erfolgt. Laut anderen Arbeiten kann der trockene NO₂-Eintrag auch größere Ausmaße annehmen (z. B. MESZAROS und HORVATH, 1984).

Aus den oben angeführten Gründen kann die Untersuchung auf die Aerosoldeposition von P- und N-Verbindungen und die Erfassung des nassen Eintrags beschränkt werden.

Die integrale Deposition wurde nach dem sogenannten Bergerhoff-System bestimmt. Dazu wurden durchgehend offene Glas- oder Polyäthylengefäße mit einer Querschnittsfläche von 0,01 m² in einer Höhe von 2 m aufgestellt und die deponierte Staub- und Niederschlagsmenge in monatlichen Zeitabständen analysiert. Obwohl diese „bulk-sampling“-Methode wegen seiner einfachen Handhabung und geringen Investitionskosten sehr weitverbreitet angewendet wird (BIRKL, 1979), besteht ebenso weitverbreitet eine Unsicherheit über die quantitative Aussagekraft der Ergebnisse.

Nach allgemeinen Erfahrungen stimmen die Resultate aus integraler Deposition und der Summe von getrennt ermitteltem nassen und trockenem Eintrag mit einem Unsicherheitsfaktor von etwa 2 überein (MESZAROS, 1983). ALTWICKLER et al. (1983) nehmen an, daß der trockene Eintrag in ein Sammelgefäß nur eine untere Grenze für die erwartbare Deposition auf eine Wasseroberfläche darstellt. LEWIN und TORP (1982) untersuchten den Einfluß von biogenen Kontaminationen auf die Probenahme von Niederschlägen mit ständig offenen Probenahmegefäßen, indem sie bei Parallelproben die Gefäße

mit einer Abdeckung aus Teflonnetz schützten. Sie fanden keine Kontamination bei den Komponenten SO_4 , NO_3 und Cl , jedoch etwas überhöhte Gehalte an NH_4 bei ungeschützten Probenahmegefäßen.

Für die Bergerhoff-Probenahme stellt sich weiters das Problem, inwieweit das Sammelgefäß, das eine Störung des Windfeldes und damit Turbulenzen verursacht, eine ebene Wasseroberfläche mit einer laminaren Grenzschicht repräsentativ vertreten kann. Eine weitere, besonders im Falle des Phosphoreintrags zu beachtende Unsicherheit besteht in der möglichen Kontamination durch biogene Substanzen, da länger exponierte Probenahmegefäße durch deren häufig vorkommenden Flüssigkeitsgehalt eine Lockfalle für Insekten darstellen. Weitere Unsicherheiten bestehen in einer möglichen chemischen Veränderung der deponierten Komponenten sowie in einem überproportionalen Eintrag von lokal aufgewirbeltem Grobstaub, während Feinstaub durch Windturbulenzen bei trockenen Gefäßen ausgetragen werden könnte.

Obwohl schon aus der Literatur Unsicherheiten am Einsatz einer integrierenden Probenahmetechnik abzusehen waren, wurde diese trotzdem eingesetzt, um eine Bewertung dieser Methode geben zu können und durch systematische Studien Unsicherheiten aufzeigen zu können.

Aus den oben angeführten Gründen ist es unerlässlich, zur Absicherung des Ergebnisses den nassen und trockenen Eintrag getrennt zu bestimmen. Die trockene Deposition kann nach der folgenden vereinfachten Formel

$$\text{Ft}(i) = c(i) \cdot V_d$$

errechnet werden, wobei $\text{Ft}(i)$ den trockenen Massenfluß der i -ten Komponente pro Flächeneinheit, $c(i)$ die atmosphärische Konzentration der Komponente i und V_d die Depositionsgeschwindigkeit des Aerosols angeben.

Zur Bestimmung der atmosphärischen Konzentration wurden Filterproben analysiert. Experimentell weit schwieriger zugänglich ist der zweite Faktor, nämlich die Depositionsgeschwindigkeit V_d . Zu den Haupteinflussfaktoren zählen mikrometeorologische Größen (Windgeschwindigkeit, Stabilität der Luftschichtung, etc.), physikalische und chemische Eigenschaften des Aerosols (aerodynamischer Durchmesser, Dichte, Reaktivität, etc.) und die Oberflächenbeschaffenheit des Depositionsgebietes, die durch Parameter wie die Rauigkeitshöhe z_0 beschrieben werden kann. Zur Ermittlung der Depositionsgeschwindigkeit wurden Winddaten (Geschwindigkeit und Richtung) herangezogen, die Korngrößenverteilung des Aerosols mit Kaskadenimpaktoren bestimmt und zur näherungsweisen experimentellen Bestimmung nach der Gradientenmethode vertikale Teilchenkonzentrationsprofile mit einem Partikelzählssystem aufgenommen. Die erhaltenen Werte wurden in Relation zu Literaturdaten gesetzt, weiters wurden die nach physikalischen Modellen berechneten Depositionsgeschwindigkeiten aus der Literatur verwendet.

Die für die Bestimmung des nassen Eintrags notwendigen Faktoren sind experimentell leichter zugänglich als bei der trockenen Deposition. Dieser wird über die Formel

$$\text{Fn}(i) = c(i) \cdot V$$

bestimmt, wobei $\text{Fn}(i)$ den nassen Eintrag der i -ten Komponente, $c(i)$ die Konzentration der Komponenten im Niederschlag und V das Niederschlagsvolumen darstellen. Wesentlich für die exakte Bestimmung ist die Verwendung eines „wet only“-Probenahmesystems, das es gestattet, nur bei nassen Niederschlagsereignissen Proben zu sammeln und eine Kontamination durch Staubeintrag bei trockenen Perioden ausschließt.

Die Untersuchung des nassen Eintrags fand durch das Institut für Limnologie (P. ZAHRADNIK, H. BROSSMANN unter der Leitung von Prof. Dr. H. LÖFFLER) statt. Die Ergebnisse wurden uns für diesen Bericht zur Verfügung gestellt, um eine vollständige Beurteilung der atmosphärischen Deposition zu ermöglichen.

3.2. Probenahme

Um bei der Bestimmung der integrierten Deposition lokale Einflüsse erkennen und ausscheiden zu können, wurden insgesamt 29 Bergerhoff-Probenahmestellen errichtet. Diese wurden vorwiegend im Gelände des Wasserleitungsverbandes, bzw. in Kläranlagen aufgestellt, um einer Manipulation durch unbefugte Personen vorzubeugen. Die Probenahmeintervalle der etwa monatlichen Probenahme sind in Tab. 2 angeführt.

Tab. 2: Verzeichnis der Probenahmeperioden und Niederschlagswerte

Periode	Probenahmezeitraum	Tage	Niederschlag (mm) (mm/d)	
1	04 03 82 - 31 03 82	27	20.7	0.77
2	31 03 82 - 20 04 82	20	2.6	0.13
3	20 04 82 - 14 05 82	24	42.4	1.77
4	14 05 82 - 07 06 82	24	30.0	1.25
5	07 06 82 - 16 07 82	39	98.0	2.51
6	16 07 82 - 10 08 82	25	156.7	6.27
7	10 08 82 - 06 09 82	27	66.7	2.47
8	06 09 82 - 04 10 82	28	79.6	2.84
9	04 10 82 - 10 11 82	37	65.8	1.78
10	10 11 82 - 19 12 82	39	64.4	1.65
11	19 12 82 - 17 01 83	29	53.4	1.84
12	17 01 83 - 10 02 83	24	33.5	1.40
13	10 02 83 - 15 03 83	33	18.9	0.57
14	15 03 83 - 19 04 83	35	38.8	1.11
15	19 04 83 - 18 05 83	29	34.8	1.20
16	18 05 83 - 20 06 83	33	64.3	1.95
17	20 06 83 - 02 08 83	43	76.9	1.79
18	02 08 83 - 07 09 83	36	43.0	1.19
19	07 09 83 - 17 11 83	71	79.0	1.11
20	17 11 83 - 21 12 83	34	39.5	1.16

Die Sammelstellen wurden nach der Charakteristik der umliegenden Landschaft klassifiziert, wobei 4 Stationen in Seenähe (Ufer, Schilfgürtel), 4 Station im Ackerland, 6 Station im Bereich umgebender Weingärten und 5 Stationen im Ortsgebiet, bzw. im Wald situiert waren. Lage und Typ der einzelnen Stationen und der Staubprobenahmestellen sind in Abb. 2 skizziert.

Zur Bestimmung der atmosphärischen Staubbelastung wurden in Illmitz bei der Biologischen Station über den gesamten Beprobungszeitraum Tagesfilterproben gezogen. Einige Monate wurde zusätzlich unmittelbar am Ufer in Illmitz gemessen, ferner wurden an 14 Tagen an 4 Orten (Rust, Breitenbrunn, Neusiedl, Illmitz) simultan Halbtagesfilterproben genommen, um die Repräsentativität der Jahresprobenahmestelle zu überprüfen und windrichtungsabhängige Auswertungen durchzuführen.

Von der Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik wurden die Daten für Windrichtung und Windgeschwindigkeit an vier Meßstellen (Illmitz/Ufer, Podersdorf, Neusiedl, Rust) zur Unterstützung der Auswertung und Interpretation der Daten zur Verfügung gestellt.

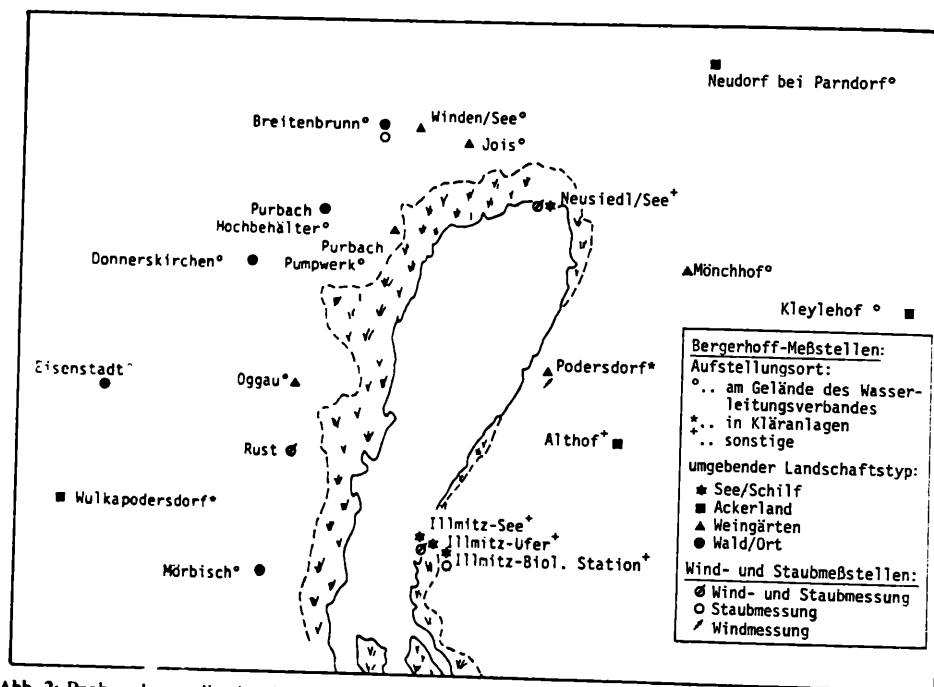


Abb. 2: Probenahmestellen im Gebiet Neusiedler See

3.3. Analyse

Ein kurzer Abriß über die analysierten Komponenten und verwendeten Bestimmungsmethoden ist in Tab. 3 gegeben. Die Bestimmung des Gesamtphosphorgehalts erfolgte nach einem sauren Aufschluß mit HNO_3 (suprapur), bzw. im Fall der Filterprobenahme nach einem sauren Druckaufschluß in der Teflonbombe, durch die photometrische Bestimmung im UV-, bzw. im sichtbaren Bereich (Sager und Puxbaum, 1984). Der Blindwert des Filtermaterials wurde berücksichtigt. Ca als Leitelement für die mineralische Grobstaub-trometrie bestimmt.

Tab. 3: Überblick über die verwendeten analytischen Methoden zur Bestimmung der einzelnen Komponenten (mit Ausnahme der Niederschlagsanalyse)

Komponente		Bergerhoff-Probe			Analytische Methode
			Filterprobe	Impaktorprobe	
Masse	M	*	*	*	Auswägen
Element. Kohlenst.	BC		*		Lichtabsorption
Protonen	H				Direktpotentiometrie
Ammonium	NH_4				Direktpotentiometrie
Phosphor	P				Photometrie
Nitrat	NO_3				Ionenchromatographie
Chlorid	Cl				Ionenchromatographie
Sulfat	SO_4				Ionenchromatographie
Calcium	Ca				Atomabsorptions-spektrometrie

Der Gehalt an Protonen und Ammonium wurde mit potentiometrischen Verfahren untersucht, wobei bei trockenen Bergerhoffgefäßen mit destilliertem Wasser auf 50 ml aufgefüllt wurde. Die löslichen anionischen Komponenten Chlorid, Nitrat und Sulfat, die bei Filterproben durch Extraktion einer aliquoten Fläche im Ultraschallbad in Lösung gebracht wurden, konnten mit der Ionenchromatographie bestimmt werden. Die Ermittlung der Staubbelastung erfolgte durch Auswägen der belegten Filter, der Gehalt an elementaren Kohlenstoffen („black carbon“) wurde durch die Messung der Schwärzung der Filter mit einer Lichtabsorptionsmessung bestimmt. Die gleichen Verfahren wurden für die Bestimmung der Korngrößen separierten Proben eingesetzt.

Vor der Präsentation der Ergebnisse ist zu erwähnen, daß geringfügige Inkonsistenzen bei den Endresultaten nicht auf Rechenfehler sondern auf Unterschiede bei der Auswertung (Verwendung von Mittelwerten aus Einzeldaten oder von Monatsmittelwerten, Wichtung mit Probenahmezeit oder Niederschlagsmenge, u. a. m.) zurückzuführen sind.

4. Untersuchungsergebnisse

4.1. Integrierte Deposition nach System Bergerhoff

Unter Einbeziehung der Datensätze aus dem ersten Untersuchungszeitraum stehen nun aus 19 Meßstellen die Ergebnisse für 20 Probenahmeserien mit einer Gesamtbeobachtungszeit von etwa 22 Monaten zur Verfügung.

In Tab. 4 ist die zeitliche Variation des Eintrags einzelner Komponenten aufgestellt. Der Mittelwert aus den Einzelereignissen sowie eine Gliederung nach Jahreszeiten ist in Tab. 5 angeführt. Graphische Darstellungen der integrierten Deposition erfolgen im Zusammenhang mit der vergleichenden Diskussion in den Abb. 14 bis 17. Für die Beobachtung der räumlichen Verteilung sind in Tab. 6 die Mittelwerte aus einer Klassifizierung der Probenahmestationen nach der umgebenden Landschaft präsentiert. In Histogrammdarstellungen sind die Mittelwerte der einzelnen Stationen in den Abb. 3 bis 5 eingetragen.

Tab. 4: Zeitliche Variation der Gesamtdosition (Beobachtungszeitraum März 1982 – Dezember 1983, Meßperioden siehe Tab. 2)

Zeit	pH	H	P	NH ₄	NO ₃	Cl	SO ₄	Ca
----- mg/m ² d -----								
1	4.3	0.003	0.20	3.3	5.4	1.9	14.3	4.7
2	5.5	0.002	0.30	0.9	2.9	0.7	4.2	2.4
3	4.7	0.026	0.28	2.1	4.7	5.6	10.9	3.6
4	5.2	0.006	0.52	1.1	4.8	1.8	9.8	2.2
5	6.4	0.002	0.70	4.3	2.3	1.6	15.7	3.6
6	5.6	0.035	1.20	9.4	9.0	2.4	31.5	2.8
7	5.6	0.003	0.47	2.2	3.7	1.4	11.2	4.4
8	5.1	0.036	0.31	4.7	5.5	1.5	16.7	3.5
9	4.4	0.013	0.20	5.3	14.7	1.2	20.2	3.6
10	4.4	0.051	0.075	2.1	3.0	1.0	12.0	2.0
11	3.5	0.422	0.061	1.1	4.3	0.9	13.2	1.9
12	4.1	0.057	0.041	1.5	4.3	1.1	8.1	1.8
13	4.9	0.024	0.034	1.0	3.3	0.6	7.6	1.8
14	4.8	0.005	0.20	2.9	8.2	1.0	16.6	4.5
15	5.7	0.0007	1.02	4.4	2.2	1.0	9.8	2.9
16	6.3	0.002	0.66	7.1	3.1	1.2	14.2	2.8
17	6.3	0.0002	0.86	2.3	1.8	1.4	10.6	3.4
18	6.0	0.0008	0.23	2.3	4.4	0.6	11.0	3.5
19	4.6	0.014	0.15	1.3	13.6	2.3	13.6	1.5
20	4.2	0.036	0.042	1.3	3.2	1.0	10.7	2.2

Tab. 5: Mittelwert der Gesamtdeposition und Aufgliederung in jahreszeitliche Einträge (Beobachtungszeitraum 1982/83)

Zeitraum	H	P	NH ₄	NO ₃	Cl	SO ₄	Ca
			----- mg/m ² d -----				
Mittelwert (über Einzelereignisse)	0.038	0.38	3.0	4.9	1.5	12.9	2.9
Frühling	0.007	0.50	3.0	4.3	1.9	10.9	3.1
Sommer	0.008	0.69	4.1	4.2	1.5	16.0	3.6
Herbst	0.029	0.18	3.4	9.2	1.5	15.6	2.6
Winter	0.076	0.076	1.6	4.1	1.1	10.8	2.5

Tab. 6: Abhängigkeit der Gesamtdeposition vom umgebenden Landschaftstyp (Beobachtungszeitraum 1982/83)

Landschaftstyp	H	P	NH ₄	NO ₃	Cl	SO ₄	Ca
			----- mg/m ² d -----				
Ufer, Schilfgürtel	0.058	0.34	3.2	4.1	1.1	12.6	2.2
Ackerland	0.042	0.33	3.0	5.2	1.4	13.8	2.8
Weingärten	0.030	0.40	2.9	5.0	1.4	12.9	2.9
Wald, Ort	0.029	0.43	2.9	5.4	2.0	12.5	3.6
Typ	Stationen						
Ufer, Schilfgürtel:	Illmitz - See, Illmitz - Ufer, Illmitz - Station, Neusiedl						
Ackerland	Neudorf - Parndorf, Althof, Wulkaprodersdorf, Kleylehof						
Weingärten	Podersdorf - Kläranlage, Jois, Winden, Purbach- Pumpwerk, Oggau, Mönchhof - Hochbehälter						
Wald, Ort	Purbach - Hochbehälter, Breitenbrunn, Donnerskirchen, Mörbisch						

Der schon im ersten Beobachtungsjahr angezeigte Trend eines maximalen P-Eintrages im Spätfrühjahr bis Sommer und eines Minimums in den Wintermonaten wurde auch bei diesen Messungen wieder bestätigt. Bei einem Mittelwert von 0,38 mg/m² d, aus dem ein P-Eintrag von 42 t/a in das Gebiet des Neusiedler Sees berechnet werden kann, wäre auf Grund der auftretenden jahreszeitlichen Streuungen umgerechnet ein Eintrag von etwa 75 t/a in den Sommermonaten und von nur 8,3 t/a in den Wintermonaten zu erwarten.

Die Durchschnittswerte in den einzelnen Stationen liegen im Bereich von 0,23 - 0,73 mg/m² d (Abb. 3), wobei Stationen mit ausgeprägter Vegetation (Weingärten, Wald) um etwa 25 % höhere P-Gehalte aufweisen als Stationen im Ackerland und in Seenähe (Tab. 6). Aus der Tatsache, daß gerade Stationen mit umgebendem Ackerland mit schwächer ausgebildeter Vegetationsdecke geringere P-Depositionen aufweisen, spricht gegen die Vermutung, daß die Erosion von Böden und Gesteinen als alleinig maßgebliche P-Quelle in Erscheinung trete. Diese lokal durch Erosion entstandenen Partikel müßten sonst gerade bei diesen Stationen höhere Einträge verursachen.

Obwohl grobes Material und Insekten vor der Analyse entfernt wurden, bzw. stark verschmutzte Proben verworfen wurden, liegt der Verdacht einer Kontamination der Bergerhoff-Gefäße in den Sommermonaten sehr nahe. Aus diesem Grund wurde in den Sammelperioden vom 12. 8. - 7. 9. 1983 und vom 7. 9. - 17. 11. 1983 dreizehn von insgesamt neunzehn Expositionsgefäßen mit einem Kunststoffnetz mit einer Maschenweite von 1 mm geschützt. Die Analyse dieser Proben ergab im Vergleich mit den ungeschützten Gefäßen eine Absenkung des P-Eintrages um 20 %, bzw. um 67 % während des zweiten Versuchs, und gleichzeitig eine Absenkung des NH_4 -Eintrags um 13 %, bzw. 44 %. Die Aussagekraft dieses Versuchs wird trotz der geringen Anzahl von Experimenten noch dadurch erhärtet, daß die Einträge von SO_4 , NO_3 , Cl und Ca in den geschützten Gefäßen gleiche bis höhere Werte zeigen. Weiters ist noch zu beachten, daß diese Experimente nicht zur Zeit der maximalen Insektenaktivität erfolgten.

Die Bestimmung des P-Gehaltes einzelner Insekten ergab Gehalte von 0,4 % - 0,9 % bezogen auf die Trockenmasse. Somit können bei Vorhandensein eines nassen Gefäßes partiell aufgelöste Insekten schon sehr beträchtliche Verfälschungen des Ergebnisses mit sich bringen. Da die Korrelierbarkeit von P-Konzentration und der Anzahl der vor der Analyse entfernten Insekten eher gering ist, kann eine Verunreinigung eher durch die Exkremente der Insekten, die sich oft nur vorübergehend im Probenahmegefäß aufhalten, sowie durch vollständig aufgelöste Insekten gegeben sein.

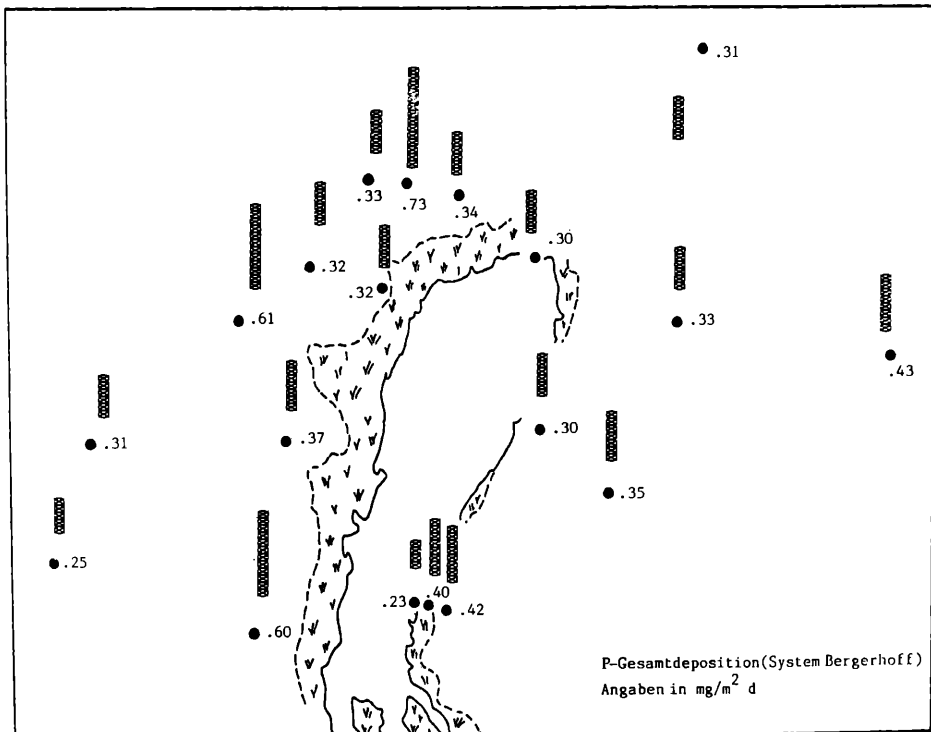


Abbildung 3: Mittelwerte der integrierten P-Deposition für die einzelnen Stationen (Beobachtungszeitraum 1982/1983)

In der Probenserie 19 wurde zusätzlich ein aliquoter Teil der Probelösung zur Bestimmung des Gehaltes an löslichen $\text{PO}_4\text{-P}$ herangezogen. Sowohl in den mit einem Netz geschützten, als auch in den übrigen Probegefäßen waren 33 % des Gesamtphosphorgehaltes als $\text{PO}_4\text{-P}$ in Lösung.

Bei den übrigen Komponenten sind relativ geringe Meßwertstreuungen im zeitlichen Verlauf zu finden. Am ehesten ist eine Kontamination - wenn auch in geringem Ausmaß - noch bei NH_4 zu vermuten. Hinweise dafür sind durch die zeitliche Variation (im Sommer $4,1 \text{ mg/m}^2 \text{ d}$, im Winter $1,6 \text{ mg/m}^2 \text{ d}$) sowie durch die schon erwähnten Experimente zum Schutz der Probenahmegefäße gegeben. Weiters zeigen die Streuungsdiagramme der Einzelereignisse gerade für das Wertepaar P und NH_4 den höchsten Korrelationskoeffizienten von 0,69, was durch eine ähnliche zeitliche Variation bedingt ist. Auch die Verteilung in den einzelnen Meßstationen zeigt Parallelitäten zwischen NH_4 und P (Abb. 3 und 4).

Bei einem NH_4 -Mittelwert von $0,3 \text{ mg/m}^2 \text{ d}$, der aus den oben angeführten Gründen sicher als Maximalwert anzusehen ist, ergibt sich ein $\text{NH}_4\text{-N}$ Eintrag von 255 t/a , während die Stickstoffkomponente NO_3 unter Heranziehung des ungewichteten Mittelwertes über alle Einzelereignisse 121 t/a N liefert. Bei einem Mittelwert von $4,9 \text{ mg/m}^2 \text{ d NO}_3$ sind auffällige Maxima zu finden, wodurch auch in der jahreszeitlichen Gliederung dieser Wert mit $9,1 \text{ mg/m}^2 \text{ d}$ stark von den übrigen Perioden mit etwa $4,2 \text{ mg/m}^2 \text{ d}$ abweicht. In diesen beiden Meßperioden wurden auch unüblich hohe Streuungen der Resultate zwischen den einzelnen Stationen gefunden, wobei jeweils andere Orte Maximaleinträge aufweisen. Auf Grund der vorliegenden Daten kann keine Erklärung für diese hohen Einträge angegeben werden. In der räumlichen Verteilung (Abb. 4) sind keine gravierenden Unterschiede festzustellen.

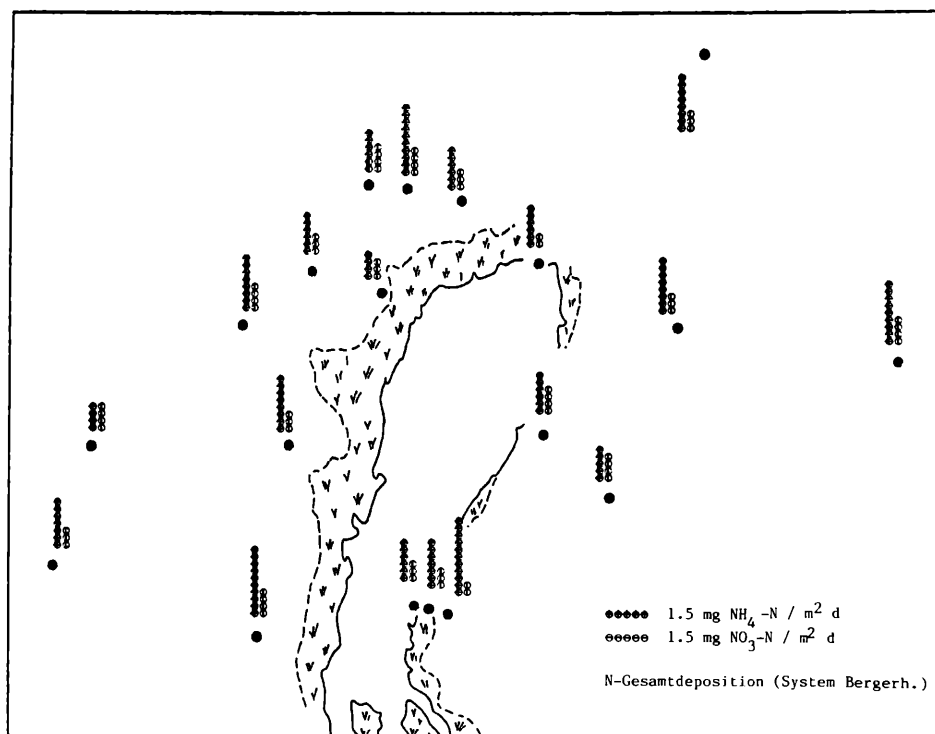


Abb. 4: Mittelwerte der mit der integrierenden Probenahme bestimmten N-Deposition für die einzelnen Stationen. (Beobachtungszeitraum 1982/1983)

Die relativ gleichmäßige räumliche Verteilung des atmosphärischen Eintrags im Gebiet des Neusiedler Sees wird auch in der Komponente SO_4 bestätigt. Bei einem Mittelwert von $12.9 \text{ mg/m}^2 \text{ d}$ sind im Sommer und Herbst um circa 50 % höhere Einträge zu finden als im Frühling und Winter. Diese Erscheinung kann sehr einfach dadurch erklärt werden, daß der überwiegende SO_4 -Eintrag über die nasse Phase erfolgt (Niederschlagsmengen: im Sommer durchschnittlich $2,85 \text{ mm/d}$, im Herbst $1,85 \text{ mm/d}$, dagegen im Winter 1.15 mm/d und im Frühling 1.24 mm/d). Aber auch der trockene SO_4 -haltige Aerosoleintrag kommt auf Grund der höheren SO_4 -Konzentrationen in den Sommermonaten (Tab. 10) stärker zum Tragen.

Der Chlorideintrag beträgt im Mittel $1.5 \text{ mg/m}^2 \text{ d}$ und zeigt keine ausgeprägten räumlichen oder zeitlichen Unterschiede.

Die Eignung von Ca als Leitelement für den trockenen Grobstaubeintrag wird durch die schlechte Korrelierbarkeit mit den Niederschlagsmengen demonstriert. Die Ca-Deposition und der über den pH-Wert berechnete Protoneneintrag als Maß für die Acidität zeigen sowohl zeitlich als auch räumlich eine leicht gegenläufige Tendenz, was auf die neutralisierende Wirkung des basischen Grobstaubs zurückzuführen ist. Sehr schwach ausgeprägte gleichsinnige Verläufe ergeben sich auch in den Wertepaaren Ca und P

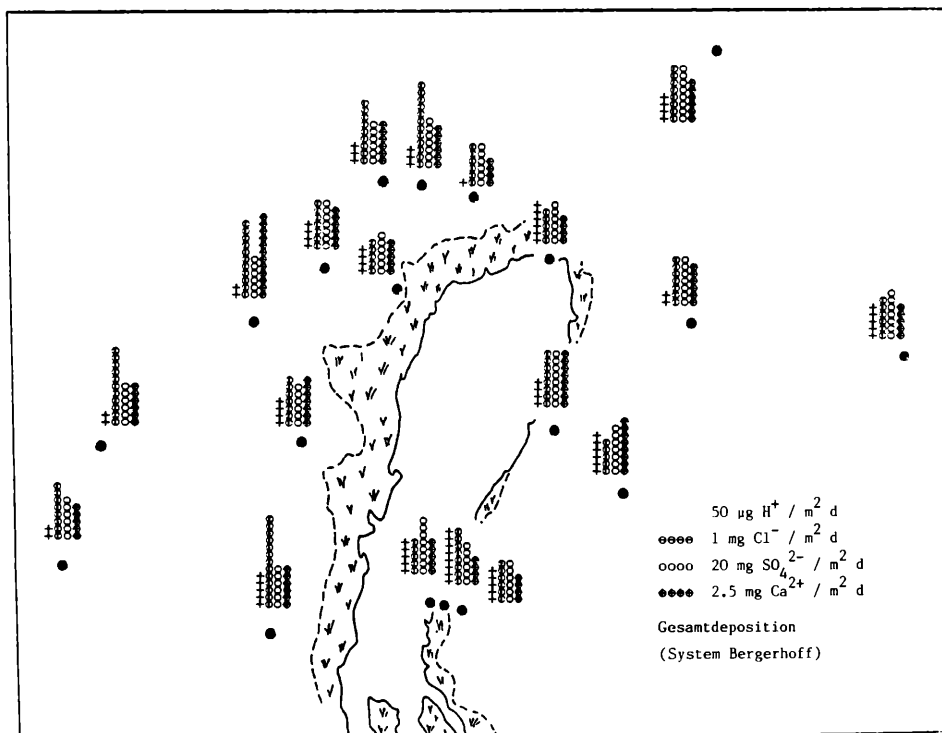


Abb. 5: Mittlere integrierte Deposition von Protonen, Cl, SO_4 und Ca für die Bergerhoff-Probenahmestellen. (Beobachtungszeitraum 1982/83)

Eine Plausibilitätsbetrachtung zur Richtigkeit der Analyse kann über die Kationen- und Anionenbilanz durchgeführt werden. Das ist insofern nur näherungsweise möglich, da nicht alle mengenmäßig entscheidenden Komponenten analysiert wurden und für SO_4 , Cl, NO_3 , und NH_4 die löslichen Anteile, für Ca die Gesamtmenge bestimmt wurden. Doch sind die

Konversionsprodukte (SO_4 , NO_3) als mengenmäßig entscheidender Eintrag (PRATT et al., 1984) sehr leicht löslich. Der Summe an Kationen von $0,37 \text{ mequ/m}^2 \text{ d}$ steht ein Eintrag von $0,39 \text{ mequ/m}^2 \text{ d}$ an Anionen gegenüber. Dies bedeutet eine gute Übereinstimmung, da weitere maßgebliche Kationeneinträge (Na, K, Mg), die in dieser Bilanz nicht aufscheinen, durch den Gehalt an CO_3 ausgeglichen werden können (PRATT et al., 1984).

4.2. Nasse Deposition

Die Probenahme für die Ermittlung der nassen Deposition erfolgte im Gelände der Kläranlage Rust (später verlegt nach Oggau), in Neusiedl/See im Schilfgebiet bei der limnologischen Feldstation Neusiedl und in Illmitz am Dach der Biologischen Station. Da es nach neueren Erkenntnissen fast unmöglich ist, die P-Deposition mit stetig offenen Probenahmegefäßen abzuschätzen (PSENNER, 1984b), wurde am Institut für Limnologie ein mikroprozessorgesteuertes Gerät für die „nur naß“ („wet only“)-Probenahme entwickelt und für die vorliegenden Untersuchungen eingesetzt.

Da die Konzentration der Regeninhaltsstoffe von mehreren Faktoren — nicht zuletzt von der Niederschlagsmenge — abhängig ist, kann zur Auswertung nur das mit den Niederschlagsmengen gewichtete arithmetische Mittel herangezogen werden. Der Fremdstoffgehalt des Niederschlages ist durch Prozesse wie Ausregnen (auch „in cloud scavenging“, Kondensation von Regentröpfchen an Aerosolkondensationskeimen, Aufnahme von Fremdstoffen innerhalb der Wolke) und Auswaschen (auch „below cloud scavenging“, Aufnahme von Stoffen beim Niederschlagsereignis unterhalb der Wolke) gesteuert. Am Beginn des Regenereignisses ist auch eine Aufkonzentrierung der gelösten oder suspendierten Stoffe durch Verdunstung bis zum Erreichen einer an Wasserdampf gesättigten Luft möglich. Somit sind bei geringeren Niederschlagsmengen höhere Konzentrationen zu beobachten als bei niederschlagsreichen Ereignissen. Bei differentieller Probenahme ist auch eine exponentielle Abnahme der Konzentrationen im Verlauf eines einzelnen Niederschlagsereignisses zu beobachten.

Die Details der Untersuchung der Regenchemie werden in einem eigenen Bericht der limnologischen Arbeitsgruppe abgehandelt werden, hier sollen nur die Endergebnisse übernommen werden. Die Daten stammen aus Tab. 18 des Endberichts der Arbeitsgruppe Limnologie, in der der nasse Eintrag für die Bergerhoff-Probenahmezeiten unter Verwendung der gewichteten Mittel einzelner Niederschlagsklassen hochgerechnet wurde. In Tab. 7 ist die zeitliche Variation des nassen Eintrags dargestellt, während eine Gliederung nach den Jahreszeiten aus Tab. 8 zu entnehmen ist. Graphische Darstellungen sind in den Abb. 14 - 17 im Zusammenhang mit der abschließenden Diskussion zu finden. Bei der Betrachtung dieser Ergebnisse ist zu beachten, daß nur die Komponenten P und NO_3 aus „only wet“-Probenahmen allein bestehen, während für NH_4 und SO_4 zur Erzielung eines ausreichenden Datensatzes auch Ergebnisse aus täglich integrierenden Probenahmen herangezogen wurden.

Tab. 7: Zeitliche Variation des nassen Eintrags (Daten für P und NO₃ mit DOW („daily only wet“-Probenahme, für NH₄ und SO₄ aus DOW + DTP („daily only wet“ und „daily total precipitation“-Probenahme (Daten der Arbeitsgruppe Limnologie, Prof. LÖFFLER) (Meßperioden siehe Tab. 2)

Zeit	Nschl mm/d	P	NH ₄ ----- mg/m ² d -----	NO ₃	SO ₄
1	0.77	0.024	0.72	2.23	3.67
2	0.13	0.007	0.17	0.56	0.95
3	1.77	0.050	1.56	4.75	7.77
4	1.25	0.042	1.22	3.83	6.31
5	2.51	0.068	2.18	6.57	10.71
6	6.27	0.158	5.25	15.68	25.48
7	2.47	0.061	2.05	6.10	9.89
8	2.84	0.067	2.30	6.78	10.98
9	1.78	0.049	1.55	4.71	7.69
10	1.65	0.052	1.55	4.80	7.91
11	1.84	0.059	1.74	5.42	8.92
12	1.40	0.036	1.53	8.49	10.38
13	0.57	0.019	0.71	3.10	4.16
14	1.11	0.041	1.46	5.62	7.95
15	1.20	0.046	1.60	5.99	8.58
16	1.95	0.050	2.13	11.89	14.51
17	1.79	0.057	2.17	9.89	13.03
18	1.19	0.025	1.19	7.79	9.01
19	1.11	0.030	1.25	6.65	8.24
20	1.16	0.045	1.56	5.75	8.29

Tab. 8: Mittelwert der nassen Deposition und Aufgliederung in jahreszeitliche Einträge (Beobachtungszeitraum 1982/83)

Zeit	Nschl mm/d	P	NH ₄ ----- mg/m ² d -----	NO ₃	SO ₄
Mittelwert (über mittlere Einträge je Probenahmeperiode)	1.74	0.049	1.7	6.3	9.2
Frühling	1.24	0.039	1.4	5.4	7.7
Sommer	2.85	0.074	2.6	9.2	13.6
Herbst	1.85	0.050	1.7	5.7	8.7
Winter	1.15	0.037	1.3	5.0	7.1

Verursacht durch größere Niederschlagsmengen in den Sommermonaten und im Herbst ist in diesen Zeiträumen ein höherer Eintrag zu finden als im Frühling und Winter. Wie schon oben erwähnt, ist aus den Daten auch eine geringere mittlere Konzentration in den niederschlagsreicheren Zeiträumen zu erkennen. Obwohl in einzelnen Monaten große Variationen in der Niederschlagsmenge auftreten können, scheint dieser umfangreiche Datensatz für eine statistische gesicherte Aussage ausreichend. Das ist schon daraus zu erkennen, daß die mittlere tägliche Niederschlagsmenge von 1.74 mm/d sehr gut mit einem langjährigen Mittel von 1.70 mm/d (Untersuchungszeitraum 1966 - 1974, DOBESCH und NEUWIRTH, 1983) übereinstimmt.

4.3. Trockene Deposition

Während durch die nasse Deposition vor allem die Luftschadstoffe aus größeren Höhen deponiert werden, wirkt die trockene Deposition in erster Linie für die unteren Luftschichten reinigend (SEHMEL, 1980). Demnach ist auch das Verhältnis von nasser zu trockener Deposition von der jeweiligen Species, d. h. vom vertikalen Konzentrationsprofil der einzelnen Komponenten abhängig. Wie schon im Abschnitt 3.1 erwähnt wurde, errechnet sich die trockene Deposition aus der mittleren atmosphärischen Belastung und einer mittleren Depositionsgeschwindigkeit.

4.3.1. Atmosphärische Konzentration von Nährstoffkomponenten

Die Staub- und Nährstoffbelastung wurde an der Meßstelle Illmitz in einem Beobachtungszeitraum von 20 Monaten eingehend untersucht und die Repräsentativität dieser Dauerprobenahmestelle wurde mit Simultanmessungen an vier Meßstellen untersucht.

Die aus den Einzelergebnissen errechneten Monatsmittelwerte sind in Tab. 9 wiedergegeben, sowie in den Abb. 6 und 7 in zeitlicher Abhängigkeit dargestellt. Eine Zusammenfassung in jahreszeitlichen Mittelwerten der absoluten und relativen Gehalte erfolgt in Tab. 10.

Tab. 9: Zeitliche Variationen der Aerosolzusammensetzung an der Meßstelle Illmitz

Zeit	Staub ug/m ³	BC ug/m ³	%	P ng/m ³	%	CL ug/m ³	%	NO ₃ ug/m ³	%	SO ₄ ug/m ³	%
04 82	34.6	0.6	1.7	53.4	0.15	0.2	0.6	4.3	12.4	6.5	18.8
05 82	36.7	0.5	1.3	52.1	0.14	0.3	0.8	2.1	5.7	10.3	28.1
06 82	34.7	0.5	1.4	44.8	0.13	0.3	0.9	1.8	5.2	11.1	32.0
07 82	44.3	0.6	1.4	57.2	0.13	0.4	0.9	1.7	3.8	14.3	32.2
08 82	38.3	0.5	1.3	45.5	0.12	0.2	0.5	1.8	4.8	11.5	30.0
09 82	67.1	1.3	1.9	84.6	0.13	0.5	0.8	3.6	5.4	25.0	37.3
10 82	54.5	1.2	2.2	66.4	0.12	0.4	0.7	4.0	7.3	10.8	19.8
11 82	55.6	1.8	3.2	40.1	0.07	1.0	1.8	5.0	9.0	10.0	18.0
12 82	40.7	1.6	3.9	40.6	0.10	0.3	0.7	2.6	6.4	6.7	16.5
01 83	30.7	0.9	2.9	33.0	0.11	0.5	1.6	4.1	13.4	5.8	18.9
02 83	38.8	1.5	3.9	46.1	0.12	0.2	0.5	2.6	6.8	3.4	34.5
03 83	34.2	1.2	3.6	33.6	0.10	0.3	0.8	5.0	14.7	10.2	29.9
04 83	33.6	0.7	2.2	40.4	0.12	0.4	1.2	2.5	7.6	5.6	16.8
05 83	31.8	0.5	1.7	46.9	0.15	0.5	1.4	1.6	5.1	5.9	18.4
06 83	48.6	0.7	1.3	63.7	0.13	0.4	0.8	1.2	2.5	11.0	22.6
07 83	67.5	0.9	1.3	72.1	0.11	0.6	0.8	1.4	2.1	17.9	26.5
08 83	65.5	1.1	1.7	60.3	0.09	0.4	0.6	3.2	4.8	18.8	28.6
09 83	42.5	0.9	2.0	41.0	0.10	0.3	0.8	3.0	6.9	10.6	24.8
10 83	----- keine Probenahme -----										
11 83	76.9	2.0	2.5	107.6	0.14	1.4	1.8	9.4	12.2	16.5	21.5
12 83	66.0	2.2	3.3	82.2	0.12	0.7	1.1	6.2	9.4	10.1	15.3

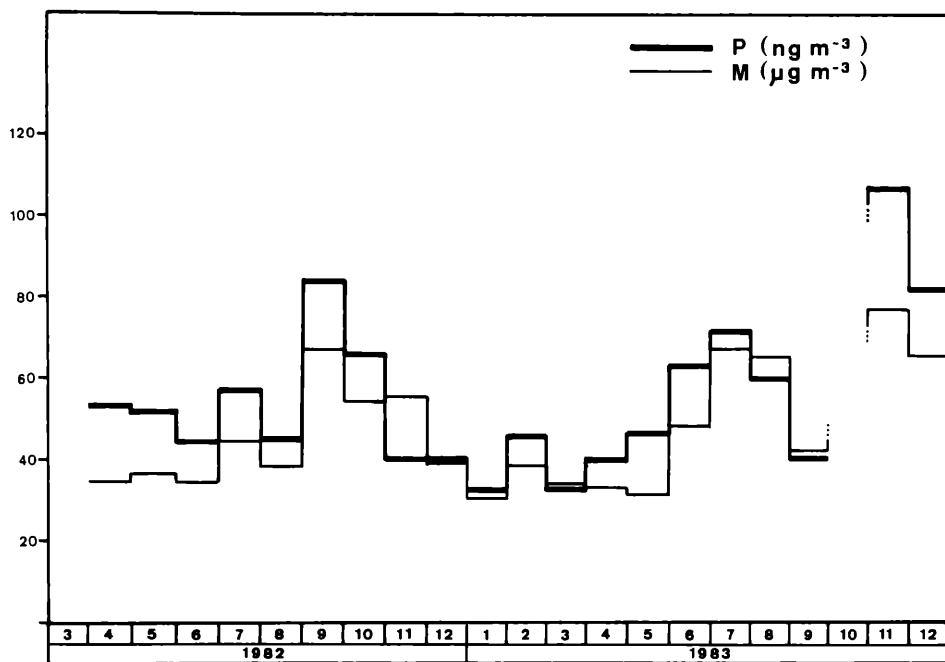


Abbildung 6: Zeitliche Variation der Staubbelastung und der atmosphärischen Phosphorkonzentration an der Meßstelle Illmitz

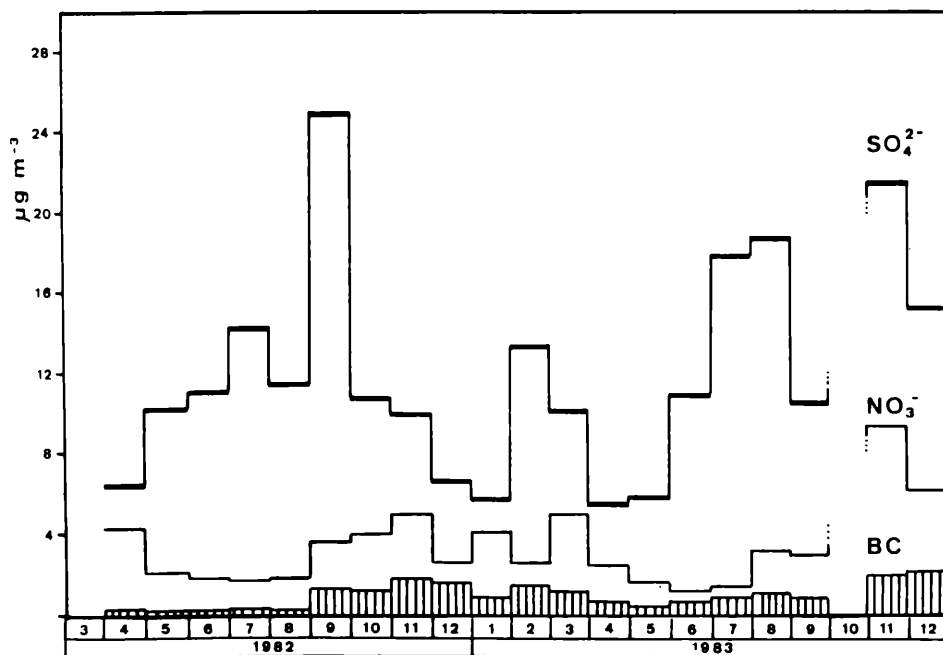


Abbildung 7: Zeitliche Variation der Konzentration einiger Aerosolkomponenten an der Meßstelle Illmitz

Zeit	Staub $\mu\text{g}/\text{m}^3$	BC $\mu\text{g}/\text{m}^3$	%	P ng/m^3	%	CL $\mu\text{g}/\text{m}^3$	%	NO_3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	%	SO_4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	%
Frühling	34.2	0.7	2.1	45.3	0.13	0.3	1.0	3.1	9.1	7.7	22.4
Sommer	49.0	0.7	1.4	57.3	0.12	0.4	0.7	1.8	3.9	14.1	28.7
Herbst	59.3	1.4	2.4	67.9	0.11	0.7	1.2	5.0	8.2	14.6	24.3
Winter	44.1	1.5	3.5	50.5	0.11	0.4	1.0	3.9	9.0	9.0	21.3
Mittel (über Monatsmittelwerte)	47.1	1.1	2.2	54.7	0.12	0.4	1.0	2.9	6.9	11.6	24.5

Tabelle 10: Mittelwert und jahreszeitliche Veränderung der Aerosolzusammensetzung an der Meßstelle Illmitz (Beobachtungszeitraum April 1982 bis Dezember 1983)

Die Kurzzeitschwankungen der Aerosolbelastung der Luft sind primär in den meteorologischen Bedingungen begründet. Die Mittelwertbildung ergibt Gehalte von $47 \mu\text{g}/\text{m}^3$ mit etwas erhöhten Staubmassen im Herbst und geringeren Werten im Frühling. Wie aus Abb. 6 ersichtlich ist, der Gesamtposphorgehalt gut mit der Staubbelastung korreliert und zeigt einen Durchschnittsgehalt von 0,12 % bei nur geringfügigen zeitlichen Variationen der relativen Zusammensetzung. Die absolute Belastung von $55 \text{ ng}/\text{m}^3$ liegt etwas höher als in manchen Untersuchungen $27 \text{ ng}/\text{m}^3$ für den Plattensee, HORVATH et al., 1981), $35 \text{ ng}/\text{m}^3$ für den Lake Michigan (SIEVERING, 1980), bzw. vergleichbar mit $37 \text{ ng}/\text{m}^3$ säurelöslicher P für den Lake Huron (DELUMYEA und PETEL, 1978) und relativ gesehen sehr ähnlich zu den übrigen Gebieten (0.125 % für das Gebiet der Großen Amerikanischen Seen (DELUMYEA und PETEL, 1978). Dieses Ergebnis weist darauf hin, daß weiträumig ähnliche Quellen vorliegen und daß das Ausmaß der landwirtschaftlichen Nutzung des umgebenden Gebietes nicht wie vermutet (FLECKSEDER, 1980) die Nährstoffbelastung der Atmosphäre drastisch verändert.

Zur Bestimmung des sofort verfügbaren P-Nährstoffanteiles wurden jeweils 5 Filterproben vereinigt und der wasserlösliche $\text{PO}_4\text{-P}$ -Gehalt bestimmt (Tab. 11). Die aus verschiedenen Meßperioden stammenden Filter mit einer mittleren Staubbelastung von $53 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ergeben eine durchschnittliche $\text{PO}_4\text{-P}$ -Konzentration von $15 \text{ ng}/\text{m}^3$, bzw. 0.03 % relativ. Umgerechnet auf eine mittlere Gesamtposphorkonzentration des jeweiligen Monats ergibt sich vergleichbar mit der integrierenden Deposition ein Anteil von 30 % löslichem $\text{PO}_4\text{-P}$ gemessen am Gesamtposphorgehalt.

Zeit	M (Mittelw.) $\mu\text{g}/\text{m}^3$	$\text{PO}_4\text{-P}$ (Mittelw.) ng/m^3	PO_4 %	(% $\text{PO}_4\text{-P}/\%$ P).100 %
Jan. 83	48.1	13.1	0.027	25
Feb. 83/1	52.0	14.0	0.026	22
Feb. 83/2	30.0	6.5	0.021	18
März 83/1	57.4	14.9	0.027	27
März 83/2	50.5	16.4	0.033	33
Aug. 83/1	86.0	30.0	0.035	39
Aug. 83/2	81.6	27.5	0.033	37
Sept. 83/1	42.8	15.4	0.036	36
Sept. 83/2	23.8	7.9	0.033	33
Dez. 83	57.2	14.2	0.025	21
Mittelwert	52.9	16.0	0.030	29

Tabelle 11: Bestimmung des wasserlöslichen $\text{PO}_4\text{-P}$ in Aerosolproben (bestimmt an jeweils 5 Tagesfilterproben)

Die Stickstoffkomponente NO_3 , die zu etwa 7 % der Staubmasse vertreten ist, zeigt gerade in den Sommermonaten eine deutlich geringere Belastung (etwa 4 %) als in den übrigen Jahreszeiten (etwa 9 %). Dieser auch von MESZAROS und HORVATH (1984) in Ungarn gefundene Trend ist unter Umständen mit Unsicherheiten behaftet, da die Probenahme von NO_3 Artefakte mit sich bringen kann (SHAW et al., 1982; GREENFELT, 1980; FORREST et al., 1980). Eine mögliche Erklärung wäre in der bei höheren Temperaturen erleichterten Sublimation von Ammoniumnitrat bei der Probenahme oder die Verdrängung der gasförmigen Säure HNO_3 durch saures Sulfataerosol. Ein Einfluß einer erhöhten partikulären Stickstoffbelastung während der Düngeperioden ist nicht erkennbar.

Bei einer mittleren Sulfatbelastung von $12 \mu\text{g}/\text{m}^3$, bzw. von 25 % relativ, sind im Frühling und im Sommer absolut und relativ etwas höhere Gehalte zu finden. Ein Zusammenhang mit der zeitlichen Veränderung der zweiten durch Konversion entstandenen Komponente NO_3 besteht nicht. Diese Tatsache dürfte im unterschiedlichen Mechanismus der Konversion und in den unterschiedlichen Quellen der beiden Vorläufer SO_2 und NO_x zu suchen sein.

Mit einer mittleren Chloridkonzentration von $0.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ sind nur geringe Streuungen des relativen Gehaltes gegeben. Ein klarer Trend zeichnet sich für den durch die Schwärzung des Filters bestimmten Gehalts an elementarem Kohlenstoff (Ruß) ab, der eine gut ausgeprägte Abhängigkeit von den Heizperioden zeigt. Der Minimalwert im Sommer von 1.4 % steigt im Winter auf 3.5 % an. Ein Zusammenhang mit der relativen zeitlichen Veränderung von SO_4 , das auch auf Verbrennungsprozesse als Quelle zurückzuführen ist, besteht nicht.

Die kurzzeitig (bei 24 h Probenahmezeit) oft bis zu einem Faktor 10 betragenden Schwankungen in der Aerosolkonzentration sind durch die meteorologische Situation bedingt. Die Staubmasse zeigt bei einer Klassifizierung nach der Windgeschwindigkeit einen gegenläufigen Zusammenhang mit einer hohen Aerosolbelastung bei geringen Windgeschwindigkeiten. Bei gleichzeitiger Betrachtung der Windrichtungsverteilung kann die Ursache für dieses Verhalten auf Unterschiede in der windrichtungsabhängigen Windgeschwindigkeit zurückgeführt werden.

Die in Abb. 8 präsentierten Ergebnisse zeigen, daß vom Land - hauptsächlich aus SO-Richtung - kommende Winde geringere Geschwindigkeiten aufweisen, als die vom See - hauptsächlich aus NW-Richtung - kommenden Winde. Verbunden damit ist eine um einen Faktor 0.6 - 0.7 geringere Aerosolbelastung, wodurch die Wirkung des Sees als Senke für luftgetragene Partikel zutage tritt.

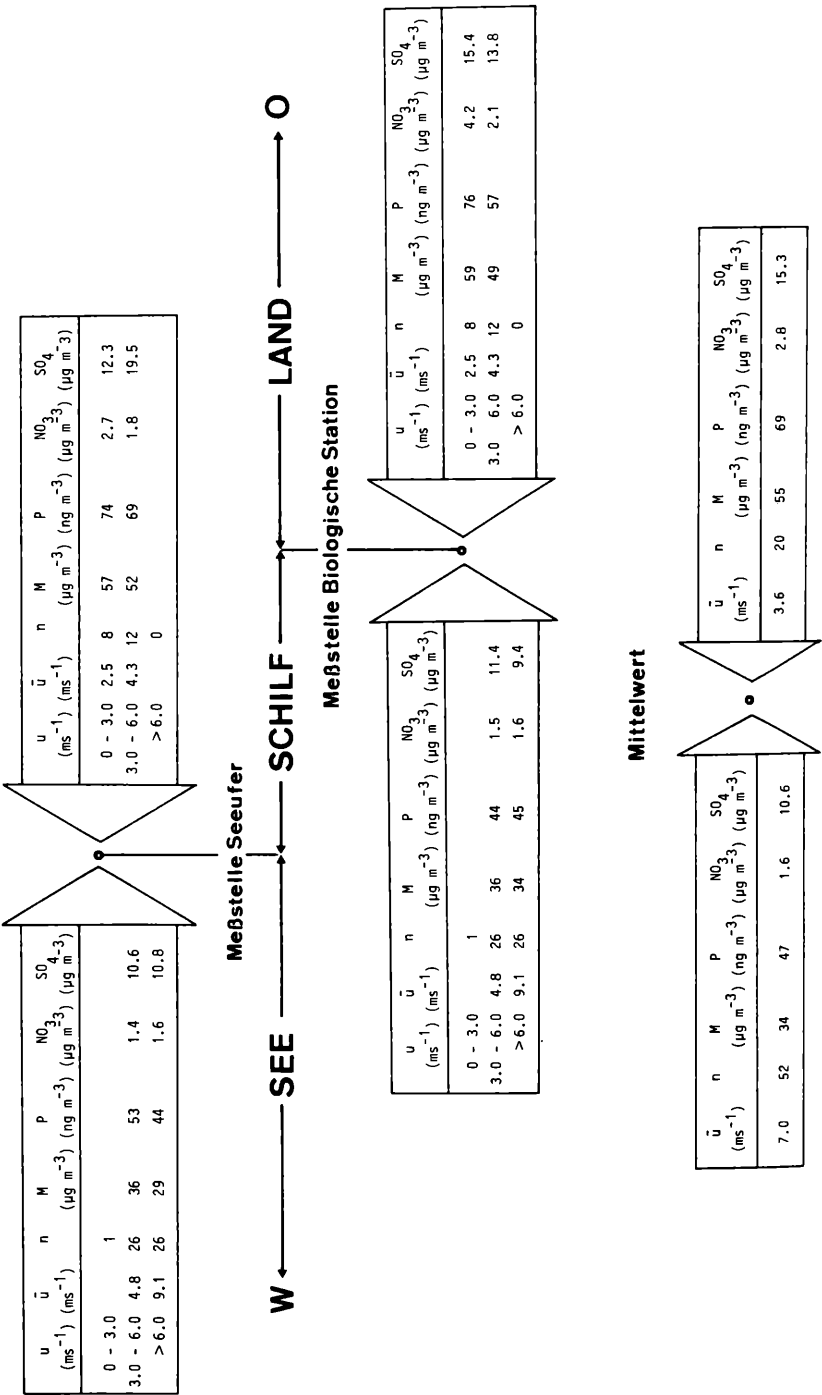


Abbildung 8: Klassierung der Ergebnisse aus den Meßstationen Illmitz-Seeufer und Illmitz-Biologische Station nach Windrichtung und Windgeschwindigkeit (April — August 1982)

Werden die Ereignisse nach der Windrichtung klassiert, ist eine Abhängigkeit von der Windgeschwindigkeit innerhalb der statistischen Unsicherheit nicht mehr zu erkennen. Das bedeutet, daß auch bei Ereignissen mit sehr hoher Windgeschwindigkeit (Sturm) kein Anstieg der Staubbelastung und damit keine übermäßige Steigerung der trockenen Deposition zu erwarten ist. Während man bei Hochwasserereignissen Nährstoffeinträge im Ausmaß einer mittleren Jahresfracht bei normalen Bedingungen beobachten kann, sind solche Ereignisse für den trockenen Eintrag bei Sturmperioden nicht zu erwarten. Die weitgehende Unabhängigkeit der Schadstoffbelastung der Atmosphäre in „background“-Gebieten von der Windgeschwindigkeit wurde auch in einer Untersuchung des Eintrags in den Lake Michigan bestätigt (SIEVERING et al., 1980).

Ein signifikanter Unterschied der Aerosolkonzentration zwischen den Meßstellen Ufer und Biologischer Station besteht nicht, d. h. es ist nicht möglich, über derartig kurze Entfernungen (ca. 1,3 km) eine Filterwirkung des Schilfgebietes experimentell festzustellen.

In den Monaten August, September und November 1982 wurden an den 4 Meßstellen Rust, Breitenbrunn, Neusiedl/See und Illmitz simultan Filterproben genommen, um die Repräsentativität der Jahresmeßstelle zu überprüfen und lokale Einflüsse zu erkennen. Die Mittelwerte aus 35 Parallelproben und die Windrichtungsklassierung sind in Abb. 9 graphisch dargestellt.

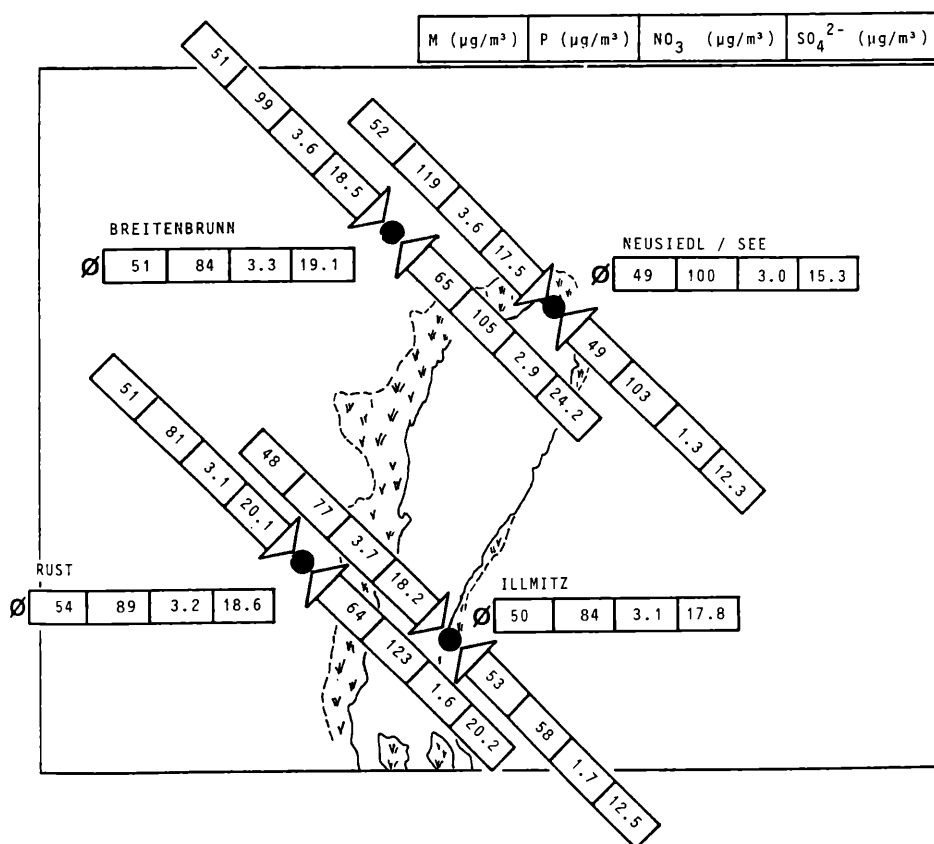


Abb. 9: Mittelwerte von Aerosolmasse, Gesamtphosphor, Nitrat und Sulfat aus Simultanmessungen an 4 Stationen und windrichtungsabhängige Auswertung (August, September und November 1982)

Die atmosphärische Staubbelastung zeigt in allen 4 Stationen keine signifikanten Unterschiede im Mittelwert und auch die zeitliche Variation zeigt durch ein paralleles Verhalten die großräumig ziemlich homogene Luftbelastung. Vor allem in diesem Beobachtungszeitraum sind in allen 4 Stationen an manchen Tagen gleichzeitig Extremwerte zu finden, ohne eine Erklärung durch eine außergewöhnliche meteorologische Situation zur Verfügung zu haben (z. B. am 10. 9. 1982 mit durchschnittlich 175 ng/m^3 bei vorherrschenden NW-Wind und einer mittleren Windgeschwindigkeit von 3.6 m/s).

Zur Erhöhung der Zeitauflösung wurden an den meisten Tagen in Intervallen von 12 Stunden (Tag und Nacht) gesammelt. Unterschiede zwischen den bei Tag und Nacht gezogenen Proben sind unbedeutend. Mit der Ausnahme der Nitratkonzentrationen sind während der Nachtstunden etwas geringere Gehalte der Nährstoffkomponenten festzustellen.

Durch die Klassierung der Staubmeßwerte nach den Hauptwindrichtungen sollte festgestellt werden, ob und in welchem Ausmaß die Aerosolgehalte der Luftmassen beim Überstreichen des See- und Schilfgebietes vermindert werden. Abb. 9 zeigt, daß auf Grund der vorliegenden Daten keine eindeutigen Schlußfolgerungen möglich sind, nicht zuletzt deshalb, weil bei den geringen Konzentrationsdifferenzen die Anzahl der Ereignisse ungenügend für eine ausreichende statistische Behandlung ist (12 Ereignisse für NW-Wind, nur 5 Ereignisse für SO-Wind).

4.3.2. Ermittlung der Depositionsgeschwindigkeit für Aerosole

Der zweite Faktor zur Ermittlung der Belastung des Seegebietes durch trockene Deposition, nämlich die Depositionsgeschwindigkeit V_d , ist durch Experimente und theoretische Betrachtungen weitaus schwieriger zugänglich, da das Wissen über die einzelnen atmosphärischen Vorgänge bei weitem noch nicht vollständig ist (HOSKER und LINDBERG, 1982). Dies ist allein schon dadurch zu erklären, daß die in der Literatur zitierten Werte für V_d beträchtliche Variationen zeigen. In Erweiterung zum ersten Bericht (MALISSA et al., 1983) wird hier versucht, neuere publizierte Daten und Erkenntnisse einzuarbeiten.

Die schon erwähnten Haupteinflußgrößen auf die Depositionsgeschwindigkeit sind der aerodynamische Teilchendurchmesser des Aerosols, die (mikro-)meteorologischen Bedingungen und die Oberflächencharakteristik des Depositionsgebietes.

Korngrößenverteilung einzelner Komponenten

An der Meßstelle Illmitz/Biologische Station wurde mit einem vierstufigen Kaskadenimpaktor an mehreren Meßtagen die Korngrößenverteilung des Gesamtstaubs und einiger Komponenten bestimmt. Die in einer Höhe von 4 m gesammelten Proben wurden in die Fraktionen mit einem aerodynamischen Durchmesser von $0.1 - 0.4 \mu\text{m}$, $0.4 - 1.6 \mu\text{m}$, $1.6 - 6.5 \mu\text{m}$, $6.5 - 25 \mu\text{m}$ unterteilt, wobei kein „back-up“-Filter für die Bestimmung sehr kleiner Teilchen verwendet wurde. Die Stufe 4 mit der Grobteilchenfraktion wurde ganz, die Stufe 3 teilweise mit einem dünnen Haftfilm aus Apiezon versehen, um einen Abprallverlust der größeren Partikel zu verhindern.

Aus der Aufstellung der Einzeldaten im Datenanhang wurde die in Abb. 10 dargestellte, auf die Gesamtbelastung normierte Größenverteilung berechnet. Ebenfalls eingetragen ist die kumulative Häufigkeitsverteilung zur Ermittlung des medianen Massendurchmessers als einer Kennzahl der Größenverteilung.

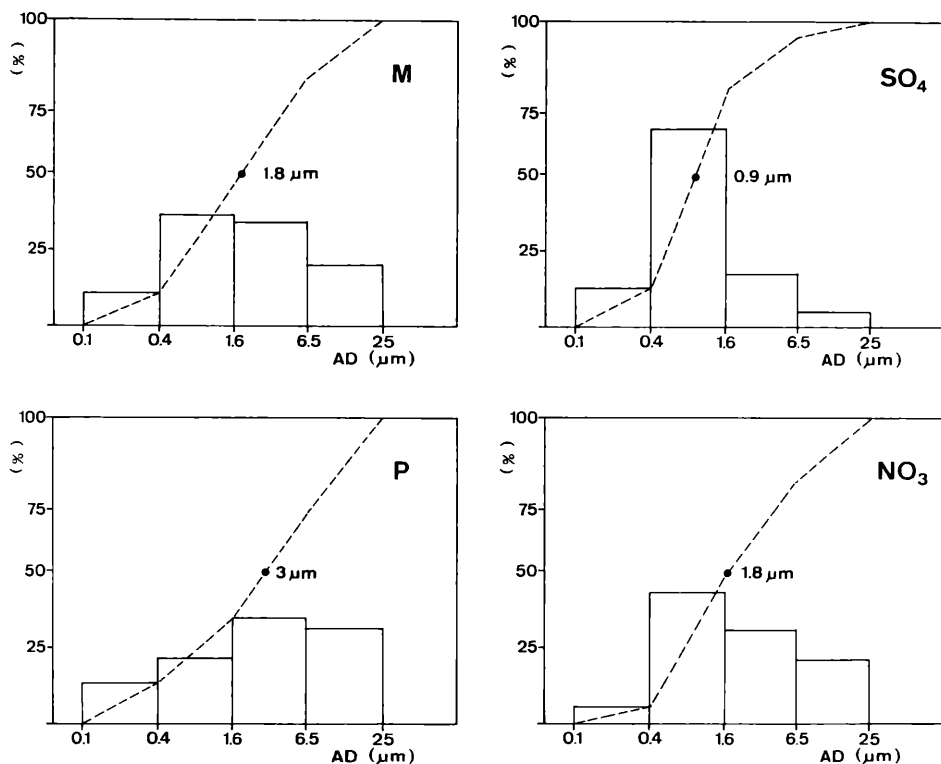


Abbildung 10: Normierte Größenverteilung und kumulative Häufigkeitsverteilung für einige Komponenten - Mittelwert von 8 Impaktortproben aus Illmitz, August 1982

Phosphor ist wie erwartet bevorzugt in den größeren Fraktionen zu finden und weist einen medianen Durchmesser von 3 µm mit einer Standardabweichung von $\pm 0,7$ µm (aus einer Anzahl von 8 Bestimmungen) auf. Interessant an der Verteilung erscheint, daß auch im Feinteilchenbereich deutliche Gehalte von 15 - 20 % der Gesamtmenge festzustellen sind, die aber infolge der höheren Verweilzeit in der Atmosphäre nicht im gleichen Ausmaß zum trockenen Eintrag beitragen. Es ist bekannt, daß Ca als Leitelement für den Grobstaub immer in der Fraktion von 6.5 - 25 µm ein ausgeprägtes Maximum aufweist (PUXBAUM, 1982 und WOPENKA, 1982). Da dieses Maximum bei der P-Verteilung nicht gefunden wird, kann geschlossen werden, daß die Erosion von Böden und Gesteinen nicht die einzig maßgebliche Quelle für den atmosphärischen Eintrag bildet. Mit einem Maximum im Bereich von 1.6 - 6.5 µm sind eher primäre Emissionen (z. B. Verbrennungsanlagen) als Quelle in Betracht zu ziehen.

Die Größenverteilung der Nährstoffkomponente P mit einem medianen Massendurchmesser von 3 µm steht im Widerspruch zu den von HORVATH et al. (1981) berichteten Ergebnissen mit einem Median von 0.6 µm. Diese Diskrepanz mag darauf zurückzuführen sein, daß in der zitierten Arbeit ein Impaktortyp verwendet wurde, der ungünstige Abscheideeigenschaften im Grobteilchenbereich aufweist. Ferner wurden in jener Arbeit nur die wasserlösliche PO₄-P-Komponente bestimmt und es wurde vereinfachend angenommen, Gesamtphosphor weise eine analoge Größenverteilung auf.

Die Komponente NO_3 ergibt ebenso wie die Gesamtaerosolmasse einen medianen aerodynamischen Massenäquivalentdurchmesser von $1.8 \mu\text{m}$ mit einer Maximalfraktion jeweils im Bereich von $0.4 - 1.6 \mu\text{m}$. Eine ausgeprägte Anreicherung in diesem Korngrößenbereich, dem sogenannten „accumulation mode“, ist auch für SO_4 zu finden. Der daraus resultierende mediane Massendurchmesser von $0.9 \mu\text{m}$ steht in sehr gutem Einklang mit anderen Untersuchungen (FRIEDLANDER, 1978; CANTRELL und WHITBY, 1978). Chlorid besitzt in der Fraktion von $1.6 - 6.4 \mu\text{m}$ ein Maximum und weist einen medianen Durchmesser von $2.2 \mu\text{m}$ auf.

Depositionsgeschwindigkeit

Die Depositionsgeschwindigkeit V_d , ausgedrückt in cm/s , kann in ihrem Kehrwert als Widerstand für den vertikalen Massentransport aufgefaßt werden. In Analogie zum elektrischen Widerstand kann man $1/V_d$ aus zwei in Serie geschalteten Einzelwiderständen mit

$$1/V_d = R_a + R_s$$

zusammengesetzt vorstellen, wobei R_a den aerodynamischen Widerstand und R_s den Oberflächenwiderstand unmittelbar an der Grenzfläche Luft/Oberfläche (Wasser, Schnee, Vegetation, etc.) darstellen (SIEVERING, 1981 und 1982).

Die Kräfte, die diesen Massentransport maßgeblich beeinflussen, sind in erster Linie die Gravitationskraft, die proportional zur Dichte und zum Quadrat des Partikeldurchmessers ansteigt und vor allem für gröbere Teilchen ($> 10 \mu\text{m}$) zum Tragen kommt, sowie für kleinere Teilchen der turbulente Massentransport in der Luftströmung. Letzterer kann in Analogie zum Wärme- oder Feuchtefluß innerhalb der grenznahen Luftschichten behandelt werden. Für extrem feine Teilchen wird die Deposition nochmals durch weitere Effekte, wie die Brown'sche Molekularbewegung u. a., beschleunigt.

Die in Abschnitt 3.1. genannte Formel

$$F_t(i) = V_d \cdot c(i)$$

zur Bestimmung der trockenen Deposition gilt strengerweise nur für ein monodisperses Aerosol (SEHMEL, 1980). In erster Näherung kann für ein polydisperses Aerosol die Verwendung des medianen Massendurchmessers als einer Kennzahl für die Größenverteilung zur Berechnung herangezogen werden. Da eine starke Abhängigkeit vom Partikelradius mit

$$V_d = f(r)$$

besteht, kann für die mit dem Kaskadenimpaktor bestimmte Größenverteilung der trockene Massenfluß $F_t(ij)$ der i -ten Komponenten für die j -te Impaktorstufe mit

$$F_t(ij) = V_d(j) \cdot c(ij)$$

bestimmt werden, wobei $c(ij)$ die Konzentration der Komponente i in der j -ten Größenklasse ist. $V_d(j)$ stellt die Depositionsgeschwindigkeit für den geometrischen Mittelwert des oberen und unteren „cut off“-Durchmessers der j -ten Impaktorstufe dar (vgl. Tab. 13). Der gesamte trockene Massenfluß ergibt sich nach einer Summation über alle Größenklassen ($j = 1 - 4$) mit

$$F_t(i) = c(i) \left\{ \sum (V_d(j) \cdot c(ij)) / \sum c(ij) \right\},$$

wobei $c(ij) / \sum c(ij)$ den auf Grund der Impaktormessungen bestimmten Anteil der Komponente i in der Größenklasse j darstellt.

Experimentelle Bestimmung der Depositionsgeschwindigkeit

Die Depositionsgeschwindigkeit V_d kann experimentell durch die Bestimmung des turbulenten Austauschkoeffizienten („eddy correlation method“) oder durch die Gradientenmethode bestimmt werden (SIEVERING, 1979). Beide Methoden sind in Feldexperimenten ziemlich aufwendig und verlangen ein größeres Maß an Erfahrung, sollten alle Einflußparameter berücksichtigt werden. Wie aus den weiteren Ausführungen hervorgehen wird, können die durchgeführten Untersuchungen nur eine näherungsweise Abschätzung von V_d angeben.

Die experimentelle Bestimmung von V_d erfolgte für das Grenzflächensystem Luft/Wasser nach der Gradienten- oder Profilmethode. Nach einem Ansatz nach Garland und Cox (1982) ist V_d durch die Gleichung

$$V_d = \Delta N / N \cdot K u^* / \ln(z_1 - d)/(z_2 - d)$$

gegeben, wobei $\Delta N / N$ der Partikelkonzentrationsunterschied zwischen den Höhen z_1 und z_2 , K die von Karmann-Konstante mit einem Wert von 0,42, u^* die Schubspannungsgeschwindigkeit („friction velocity“) und d die Dicke der Verdrängungsschicht bei bewachsenen oder verbauten Flächen ist.

Der Zusammenhang zwischen der Windgeschwindigkeit $u(z)$ gemessen in der Höhe z und der Schubspannungsgeschwindigkeit u^* ist durch das sogenannte logarithmische Windgesetz mit

$$u(z) = u^* / K \ln(z - d + z_0) / z_0$$

gegeben, wobei z_0 die Rauigkeitshöhe darstellt und als Parameter für die Oberflächenmerkmale des Depositionsgebietes steht. Letztere Gleichung gilt nur für eine neutrale Luftdichteschichtung und muß für stabile und labile klimatische Verhältnisse noch durch einen Korrekturterm ergänzt werden (DOBESCH, 1976). Die Größen z_0 und d haben keine reale physikalische Bedeutung und werden durch Anpassung an eine lineare Beziehung von Windgeschwindigkeit u und Höhe z in einem einfachlogarithmischen Diagramm ermittelt. Beide sind in einer Arbeit von DOBESCH (1973 und 1976) für die Oberflächen See und Schilf in Abhängigkeit von der Windgeschwindigkeit eingehend untersucht worden. Für eine freie Wasseroberfläche gilt die Beziehung (DOBESCH, 1973)

$$\ln z = 0,0044 u(3) - 7,6.$$

Das ergibt bei einer mittleren Windgeschwindigkeit $u(8)$ (gemessen in einer Höhe von 8 m) von 5,3 m/s eine Rauigkeitsparameter z_0 von 0,0044 cm. Für eine Wasseroberfläche ist d gleich 0. Die aus diesen Werten berechnete Schubspannungsgeschwindigkeit u^* beträgt 0,18 m/s.

Die vertikale Konzentrationsverteilung der Staubeilchen wurde mit einem Partikelzähler (Typ Royco Instr. Inc., LAC226) aufgenommen, dessen Meßprinzip auf der korngößenabhängigen Lichtstreuung eines Laserstrahls an luftgetragenen Teilchen beruht. Dieses Instrument gestattet es, neben der Partikelanzahl auch die Größenverteilung des Aerosols zu bestimmen, und ist in 16 Meßkanäle für Teilchendurchmesser von 0,12 μm bis $>6,1 \mu\text{m}$ mittels Latexaerosol geeicht.

Für die Auswertung wurden diese Meßkanäle in drei Korngrößenklassen mit 0,12 - 0,42 μm , 0,42 - 1,92 μm und 1,92 - $>6,1 \mu\text{m}$ unterteilt. Auf Grund der geringeren numerischen Belegung der größeren Fraktionen ist hier mit einer größeren statistischen Unsicherheit zu rechnen.

Die numerische Partikelkonzentration wurde in Illmitz am Ende des in den See hinausragenden Steges an 12 Tagen im August/September 1982 bestimmt. Dabei wurden sequentiell in Höhen von 0,2 m, 3 m und 7 m über der Wasseroberfläche bei Meßzeiten von je 20 Minuten die Partikelanzahl und Größenverteilung bestimmt. Inklusive der Umstellung des Gerätes beträgt somit die gesamte Meßzeit für ein Höhenprofil 100 Minuten.

In Tab. 12 sind die Mittelwerte mit den Standardabweichungen aus 12 Vertikalprofilen angegeben. Die großen Streuungen der Resultate erlauben es nicht, eine Differenzierung nach der Windgeschwindigkeit, der Windrichtung oder der Partikelgröße zu treffen, da die relativen Unterschiede statistisch nicht signifikant sind. Da aus apparativen Gründen keine simultane, sondern nur eine sequentielle Messung möglich ist, kann ein störender Einfluß durch eine mangelnde Gleichförmigkeit der Luftschichtung während der Meßzeit nicht ausgeschlossen werden (GARLAND und COX, 1982).

d (μm)	N(7)/N(0.2)	V_d (cm/s)	N(3)/N(0.2)	V_d (cm/s)
0.12 - 0.42	1.17 +/— 0.42	0.34	1.01 +/— 0.11	0.03
0.42 - 1.92	1.11 +/— 0.47	0.23	1.04 +/— 0.14	0.11
1.92 - 6.12	1.26 +/— 0.89	0.49	1.15 +/— 0.52	0.39
Mittelwert	1.18	0.36	1.07	0.18

Tabelle 12: Vertikale Partikelkonzentrationsprofile (Mittelwerte und Standardabweichungen aus 12 Messungen in Illmitz/Ufer im August/September 1982) und die daraus näherungsweise ermittelten Depositionsgeschwindigkeiten

Auch bei ausgedehnten Studien (GARLAND und COX, 1982, SIEVERING, 1979 und 1982), in denen teilweise auch Stabilitätskriterien der Luftschichtung zur Beurteilung herangezogen wurden, traten derartige Schwankungen auf, die in einigen Fällen auch einen Teilchenfluß nach oben ergeben. Ferner wurde zur Auswertung das Windgeschwindigkeitsprofil, das nicht simultan bestimmt werden konnte, nach dem logarithmischen Windgesetz für eine neutrale Luftschichtung angenähert und als Ausgangswert die mittlere Windgeschwindigkeit herangezogen. Aus allen diesen Einschränkungen geht hervor, daß die nach der Grundgleichung nach GARLAND und COX (1982) ermittelte Depositionsgeschwindigkeit nur eine Abschätzung liefern kann. Die erhaltenen Ergebnisse können in Beziehung zu den theoretisch vorhergesagten Werten und zu anderen experimentell ermittelten Ergebnissen gesetzt werden.

Durch Einsetzen der angegebenen Größen ist die durch eine Meßung in den Höhen z_1 und z_2 ermittelte Depositionsgeschwindigkeit nach folgender Gleichung herzuleiten:

$$V_d = \frac{(N(z_1)/N(z_2) - 1)}{0.5 (N(z_1)/N(z_2) + 1)} \cdot \frac{0.42 \cdot u^*}{\ln(z_1/z_2)}$$

Die aus dieser Gleichung resultierenden Depositionsgeschwindigkeiten sind in Tabelle 12 ebenfalls dargestellt. Mit einer Variationsspanne von 0.03 - 0.49 cm/s ist eine Abhängigkeit von der Korngröße zwar angedeutet, statistisch jedoch nicht signifikant.

Diese Ergebnisse zeigen speziell für die größeren Fraktionen eine gute Übereinstimmung mit einem Laborversuch von SEHMEL und SUTTER (1974). Diese haben die Depositionsraten für die Grenzfläche Luft/Wasser als Funktion des Partikeldurchmessers und der Windgeschwindigkeit in Windtunnelexperimenten untersucht. Sie fanden für einen Durchmesser von 3 μm eine Depositionsgeschwindigkeit von etwa 0.2 cm/s. Eine nach einer anderen Methode durchgeführte experimentelle Bestimmung der Depositionsgeschwindigkeit von DELUMYEA und PETEL (1979) für Phosphor ergab 0.57+/— 0.16 cm/s.

Eine graphische Darstellung der für eine bestimmte Depositionsgeschwindigkeit rechnerisch ermittelten Differenz in der Teilchenkonzentration zeigt Abb. 11 (nach DORAN und DROPPA, 1983). Der ebenfalls dargestellte Einfluß der Luftschichtung zeigt, daß für eine gegebene Depositionsgeschwindigkeit für stabile Wettersituationen weitaus größere Konzentrationsunterschiede gefunden werden müssen als für labile Situationen. Für eine Mittelwertbildung scheint die Heranziehung einer neutralen Schichtung - was auch in der oben angeführten Berechnung durchgeführt wurde - als sinnvoll. Mit einer mittleren Differenz der Partikelkonzentration von 0.9 zwischen den Höhen 3 und 7 m ergibt sich nach dem Diagramm in Abb. 11 eine Depositionsgeschwindigkeit von etwa 0.5 cm/s.

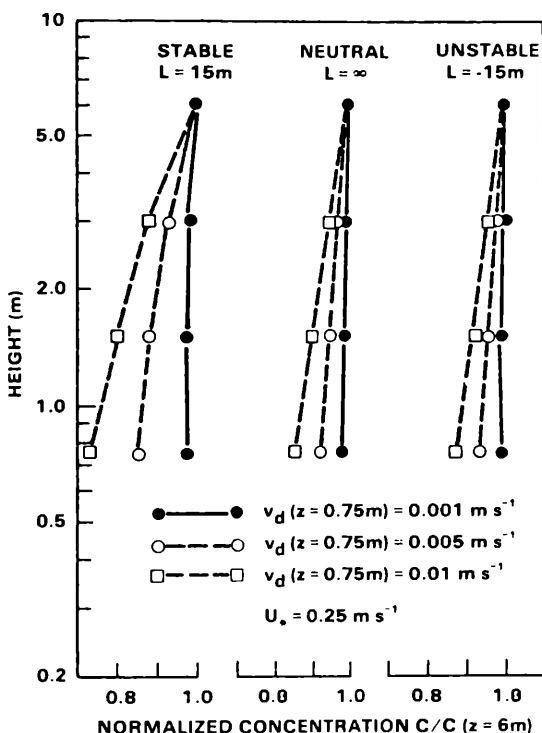


Abb. 11: Konzentrationsprofile für drei Stabilitätsklassen und drei Depositionsgeschwindigkeiten (nach DORAN und DROPPA, 1983)

Depositionsgeschwindigkeit nach Modellvorhersagen

In letzter Zeit befaßt sich ein größerer Kreis von Forschern mit der Deposition von Partikeln und Gasen auf verschiedene Oberflächen und dementsprechend groß ist auch die Anzahl der Veröffentlichungen über die experimentelle Bestimmung der Depositionsgeschwindigkeit. In einer Übersichtsarbeit von SEHMEL (1980) ist eine Zusammenfassung und eine kritische Beurteilung derartiger Studien angegeben. Eine Darstellung der in Feldexperimenten gefundenen Depositionsgeschwindigkeiten für Partikel ist in Abb. 12 wiedergegeben.

In den experimentellen Ergebnissen sind Variationsspannen bis zu einer Größenordnung von Zehnerpotenzen zu finden. Diese Streuungen führt SEHMEL (1980) auf Unsicherheiten in der Durchführung der Experimente und auf limitierte Datensätze (d. h. bei einer eng begrenzten Anzahl von Messungen liegen nur Momentanaufnahmen vor und es können auf Grund der großen Kurzzeitschwankungen keine statistisch gesicherten Ergebnisse erwartet werden) zurück.

Die Tatsache, daß diese Ergebnisse „eine unbekannte Funktion der experimentellen Bedingungen“ zu sein scheinen, nimmt SEHMEL (1980) als Anlaß, Vorhersagewerte für Depositionsgeschwindigkeiten zu entwickeln. Diese in Abb. 13 für eine Schubspannungsgeschwindigkeit von 30 cm/s dargestellten „predicted dry deposition velocities“ geben die Abhängigkeit von V_d von Dichte und Durchmesser der Teilchen, von der Windgeschwindigkeit, bzw. Schubspannungsgeschwindigkeit u^* und von den durch den Rauigkeitsparameter z_0 ausgedrückten Oberflächeneigenschaften des Depositionsgebietes wieder. Die Richtigkeit dieser Modellvorstellungen ist durch Windkanaluntersuchungen (SEHMEL und SUTTER 1974) geradezu ausgezeichnet im Experiment bestätigt.

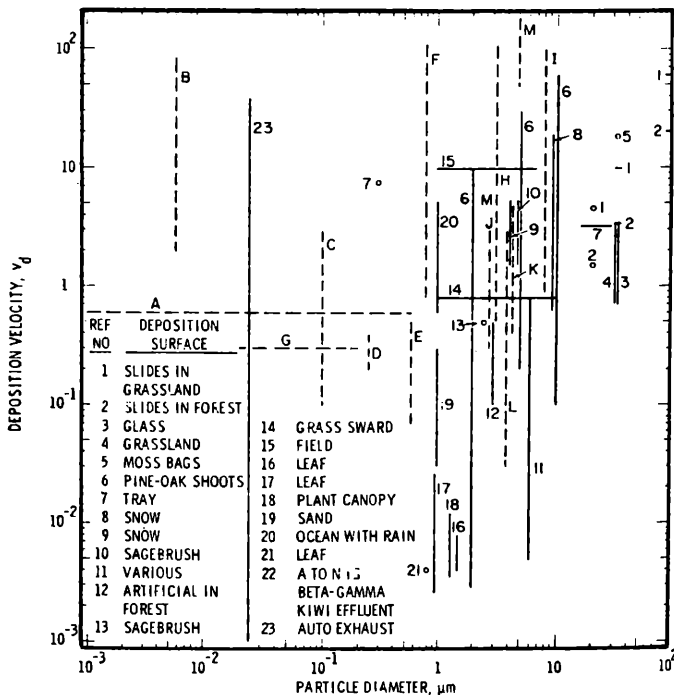


Abb. 12: Depositionsgeschwindigkeiten von Partikeln auf verschiedene Oberflächen auf Grund von Feldmessungen (nach SEHMEL, 1980).

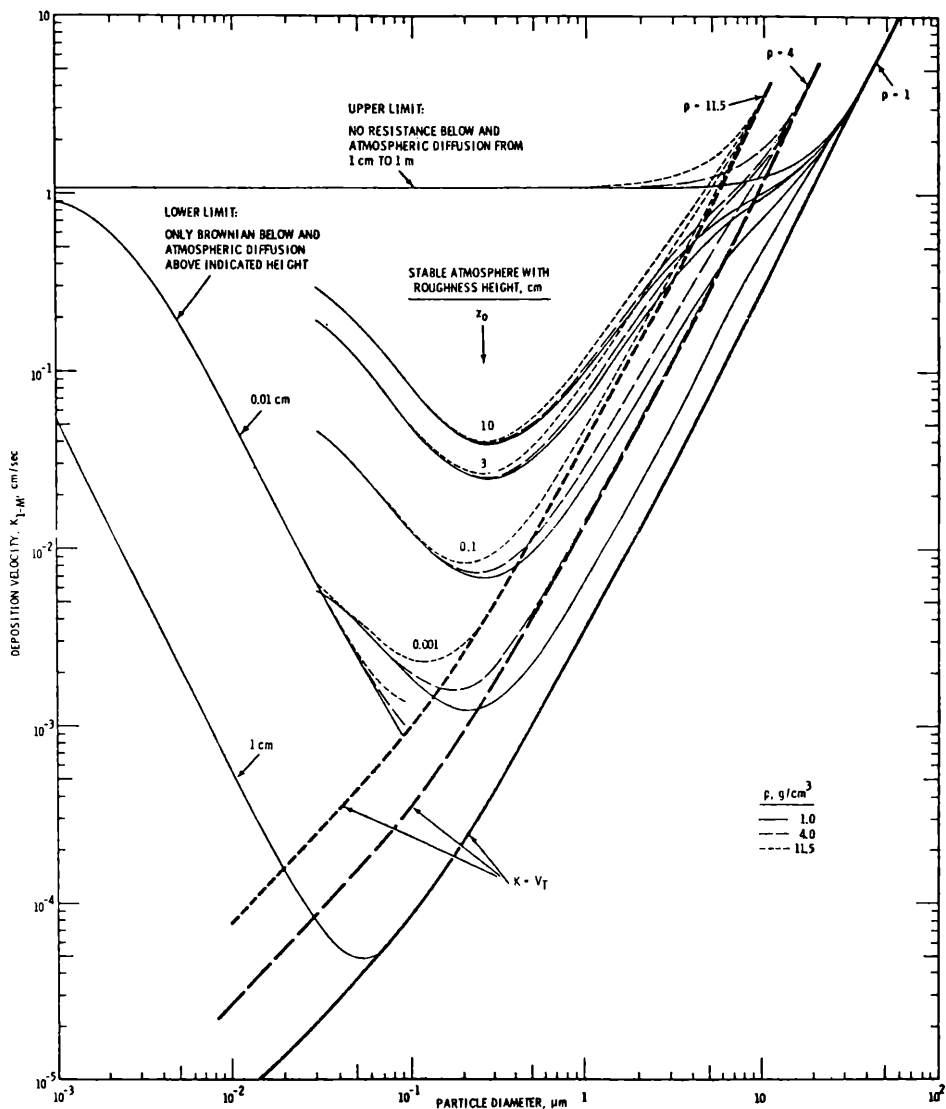


Abb. 13: Vorhergesagte Depositionsgeschwindigkeiten für $u^* = 30$ cm/s (nach SEHMEL, 1980).

Der Argumentation von SEHMEL (1980) folgend, es sei besser, die auf Laborexperimenten und physikalischen Gesetzen basierenden Vorhersagen für V_d zu verwenden, als die mit großen Unsicherheiten behafteten Ergebnisse aus Feldexperimenten, wurde die trockene Deposition nach diesen Modellvorstellungen berechnet und mit den experimentellen Werten verglichen.

Als Ausgangsgrößen dienten die Korngrößenverteilung der einzelnen Komponenten, die aus der Windgeschwindigkeit und den Oberflächenparametern (bestimmt nach DOBESCH, 1976) berechnete Schubspannungsgeschwindigkeit u^* ($u^* = 0.18$ m/s für den See und 0.55 m/s für das Schilfgebiet) sowie die mikrometeorologischen Parameter wie Rauigkeitshöhe z_0 und Verdrängungshöhe d (See: $z_0 = 0.0044$ cm, $d = 0$; Schilfgebiet: $z_0 = 9$ cm, $d = 209$ cm). Als mittlere Dichte des Aerosols wurde näherungsweise 2 g/cm³ angenommen.

In Tab. 13 sind die aus den Diagrammen für $u^* = 20 \text{ cm/s}$ und $u^* = 50 \text{ cm/s}$ interpolierten Depositionsgeschwindigkeiten angegeben. Für die Teilchengröße wurde jeweils der geometrische Mittelwert der beiden Trennstufen des Kaskadenimpaktors herangezogen. Da wegen des exponentiellen Zusammenhangs von Partikeldurchmesser und V_d vor allem die größeren Teilchen maßgeblich zum trockenen Eintrag beitragen, sind nach dieser Berechnung generell etwas höhere Werte zu erwarten, als wenn nur der Median der Größenverteilung herangezogen wird. Werden die anteilmäßigen Massenbelegungen der einzelnen Größenklassen mit der jeweiligen Depositionsgeschwindigkeit multipliziert (Tab. 14) und diese dann aufsummiert, so ergibt sich die endgültige Depositionsgeschwindigkeit für die trockene Deposition. Diese Ergebnisse sind in Tab. 14 in der Spalte „Summe“ dargestellt.

Tab. 13: Depositionsgeschwindigkeit in Abhängigkeit von Korndurchmesser und Oberflächenrauigkeit des Depositionsgebietes (nach SEHMEL, 1980) ermittelt für die Abscheidebereiche der eingesetzten Impaktoren

Impaktorstufe	1	2	3	4
Aerodyn. Durchmesser (μm)	0.1 - 0.4	0.4 - 1.6	1.6 - 6.5	6.5 - 25
Geometr. Mittelw. (μm)	0.2	0.8	3.2	12.7
V_d für den See (cm/s)	0.003	0.01	0.12	1.3
V_d für Schilf (cm/s)	0.055	0.1	0.7	2

Tabelle 14: Produkt aus Depositionsgeschwindigkeit und prozentueller Größenverteilung zur Ermittlung der Depositionsgeschwindigkeit für verschiedene Komponenten - (berechnet aus der gemessenen Korngrößenverteilung unter Einbeziehung der Daten aus Tabelle 13)

Impaktorstufe	1	2	3	4	Summe
Phosphor (%)	13.3	21.2	34.4	31.1	100
V_d (See) x % P/100 (cm/s)	0.0004	0.002	0.04	0.40	0.45
V_d (Schilf) x % P/100 (cm/s)	0.073	0.02	0.24	0.62	0.89
NO_3 (%)	5.3	43.2	30.6	20.9	100
V_d (See) x % NO_3 /100 (cm/s)	0.0002	0.004	0.037	0.27	0.31
V_d (Schilf) x % NO_3 /100 (cm/s)	0.003	0.043	0.21	0.42	0.68
SO_4 (%)	13.0	65.1	17.1	4.8	100
V_d (See) x % SO_4 /100 (cm/s)	0.0004	0.0065	0.02	0.062	0.09
V_d (Schilf) x % SO_4 /100 (cm/s)	0.007	0.065	0.12	0.096	0.29
Cl (%)	7.1	32.9	41.2	18.8	100
V_d (See) x % Cl/100 (cm/s)	0.0002	0.0033	0.05	0.24	0.30
V_d (Schilf) x % Cl/100 (cm/s)	0.004	0.033	0.29	0.38	0.71

Angesichts der üblicherweise gefundenen großen Variationsbreite stimmt die vorhergesagte Depositionsgeschwindigkeit für das System Luft/Wasser mit 0.45 cm/s im Fall von P sehr gut mit den Experimenten (0.23 - 0.49 cm/s für das bei 0.2 und 7 m gemessene Profil) überein. Überraschend gut ist auch die Übereinstimmung mit Experimenten von DELUMYEA und PETEL (1978), die 0.57+/-0.16 cm/s für die P-Deposition in den Lake Huron angeben.

Das Schilfgebiet weist infolge der verstärkten Filterwirkung eine um etwa einen Faktor zwei höhere Depositionsgeschwindigkeit auf. Die Differenzen zu den im ersten Bericht (MALISSA et al., 1983) angeführten Werten sind darin begründet, daß einerseits jetzt nicht der mediane Massendurchmesser sondern die vier Größenfraktionen zur Auswertung herangezogen wurden und andererseits die bei SLINN et al. (1978) zitierte und im ersten Bericht verwendete Modellvorstellung bei größeren Rauigkeitshöhen z_0 höhere Depositionsgeschwindigkeiten vorgibt, als jene nach SEHMEL (1980). In diesem Bericht wurden aus oben genannten Gründen die Ergebnisse der Originalarbeiten (zusammengefaßt bei SEHMEL, 1980) verwendet.

Infolge des Maximums der Größenverteilung im Feinteilchenbereich ist für SO_4 der geringste Wert für V_d zu finden. Zugleich tritt - wie aus Abb. 13 ersichtlich - auch der größte relative Unterschied in den SO_4 -Werten für das See- und das Schilfgebiet auf. Die Werte für NO_3 , Cl und die Staubmasse sind mit etwa 0.3 cm/s, bzw. 0.7 cm/s einander ähnlich.

Der aus diesen Ergebnissen erhaltene trockene Massenfluß in $\text{mg/m}^2 \text{ d}$ errechnet sich aus den in Tab. 14 angegebenen Depositionsgeschwindigkeiten in cm/s und den in den Tab. 9 und 10 angegebenen atmosphärischen Konzentrationen in $\mu\text{g/m}^3$, bzw. in ng/m^3 , mit einem Umrechnungsfaktor von 0.864, bzw. 0.000864. Die Diskussion der damit erhaltenen Ergebnisse erfolgt im nächsten Abschnitt bei der Gegenüberstellung der verschiedenen Probenahmetechniken. Da die Depositionsgeschwindigkeit in einer Mittelwertbildung über verschiedene meteorologische Situationen in erster Näherung als konstant angesehen wird, ist die zeitliche Variation der trockenen Deposition allein eine Funktion der bereits diskutierten zeitlichen Variation der atmosphärischen Konzentration.

4.4. Vergleichende Betrachtung des atmosphärischen Eintrags bei verschiedenen Probenahmetechniken

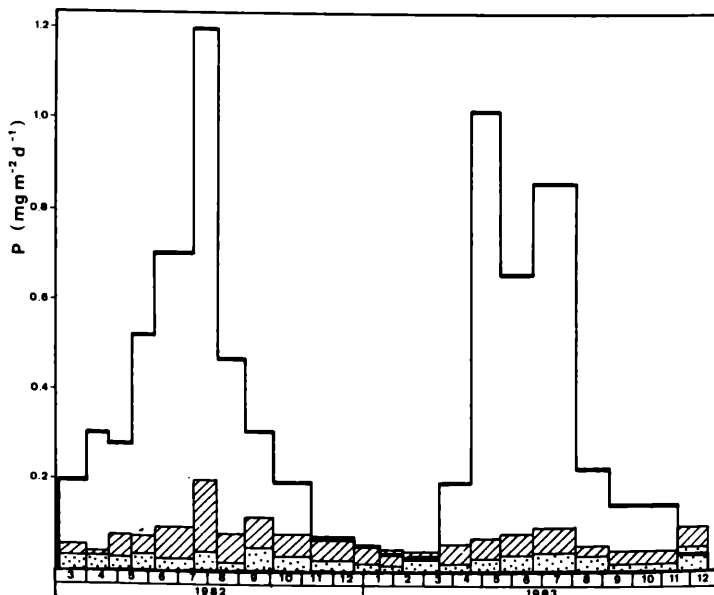
In den Tab. 15 - 17 sind für die einzelnen Probenahmeperioden die Ergebnisse der integrierenden Probenahmetechnik der Summe aus trockener und nasser Deposition gegenübergestellt. Einen schnelleren Überblick ermöglichen die graphischen Darstellungen in den Abb. 14 - 17. Die mittleren Einträge aller analysierten Komponenten sind in Tab. 18 angegeben, während für P, N und S die flächennormierten Jahreseinträge in Tab. 19 und die absoluten Einträge in Tab. 20 angegeben werden. In den Tab. 19 und 20 erfolgt auch eine Unterteilung der trockenen Deposition in die offene Seefläche und in das Schilfgebiet.

Eine endgültige Klärung noch offener Fragen zum Thema Probenahmetechnik für den P-Eintrag kann Abb. 14 geben. Während in den Wintermonaten die Ergebnisse der integrierenden Probenahmetechnik sehr gut mit der Summe aus nasser und trockener Deposition übereinstimmt, sind in den Zeiten biogener Aktivität, besonders in den Monaten Mai bis Juli, stark überhöhte Einträge bei der Bergerhoff-Probenahme festzustellen. Diese Werte sind ganz eindeutig als verfälscht anzusehen und können nur auf eine biogene Kontamination zurückgeführt werden. Dieser Effekt ist im Vergleich zu anderen Studien auch deshalb so klar ausgeprägt, weil das Ökosystem des Neusiedler Sees eine besonders hohe Aktivität an Insekten aufweist.

Tab. 15: Gegenüberstellung von nasser bzw. trockener Deposition mit der mittels einer integrierenden Probenahmetechnik bestimmten Gesamtdosition von Gesamtphosphor (Meßperioden siehe Tab. 2)

P(integr.) Mittelwert aus den 19 Meßstationen
P(naß) Werte der Arbeitsgruppe Limnologie, Prof.LÖFFLER
P(trocken) Aerosolmeßwerte der Meßstelle Illmitz

Periode	P(integr.)	P(naß)	P(trocken)	P(n.+tr.)	P(integr.)/ P(n.+tr.)
-----mg/m ² d -----					
1	0.20	0.024	—	—	—
2	0.30	0.007	0.032	0.039	7.7
3	0.28	0.050	0.031	0.081	3.5
4	0.52	0.042	0.038	0.080	6.5
5	0.70	0.068	0.026	0.094	7.4
6	1.20	0.158	0.041	0.199	6.0
7	0.47	0.061	0.020	0.081	5.8
8	0.31	0.067	0.053	0.120	2.6
9	0.20	0.049	0.034	0.083	2.4
10	0.075	0.052	0.026	0.078	1.0
11	0.061	0.059	0.020	0.079	0.8
12	0.041	0.036	0.017	0.053	0.8
13	0.034	0.019	0.029	0.048	0.7
14	0.20	0.041	0.019	0.060	3.3
15	1.02	0.046	0.032	0.078	12.1
16	0.66	0.050	0.038	0.088	7.5
17	0.86	0.057	0.043	0.100	8.6
18	0.23	0.025	0.037	0.062	3.7
19	0.15	0.030	0.018	0.048	3.1
20	0.042	0.045	0.055	0.100	0.4

**Abb. 14:** Gegenüberstellung von trockener (punktiert) und nasser (strichliert) Deposition zum integrierten (dicke Linien) Eintrag von Gesamt-P im Raum Neusiedler See

Im Durchschnitt ergibt sich aus den vorgenannten Daten nach einer Wichtung nach der Länge der Probenahmeperioden für den Zeitraum 1982/1983 ein trockener P-Eintrag von 0.012 t/km a (3.5 t/a auf das See- und Schilfgebiet, wobei etwa 33 % auf die offene Seefläche entfallen) und eine nasse Deposition von 0.014 t/km² a (4.2 t/a auf das See- und Schilfgebiet, wobei 50 % auf die offene Seefläche entfallen) mit einer gesamten jährlichen Belastung aus der Atmosphäre von 7.7 t/a. Das Verhältnis von trockener zu nasser Deposition mit einem Wert von 0.8 ist eine Folge der Größenverteilung und damit der Vertikalverteilung des P-enthaltenden Aerosols, da bei größeren Teilchen die trockene Deposition stärker zum Tragen kommt.

Diese Untersuchungen bestätigen auch die Beobachtungen von DELUMYEA und PETEL (1978), die bei einer integrierenden Probenahmetechnik ebenso eine Verfälschung zu höheren Einträgen finden. Der Vergleich mit den Literaturdaten aus anderen Gebieten gibt teils erstaunliche Übereinstimmungen (z. B. Plattensee mit 0.030 t/km² a [HORVATH et al., 1981], Lake Huron mit 0.028 t/km² a [DELUMYEA und PETEL, 1978], Lake Michigan mit 0.030 t/km² a [SIEVERING, 1980- MURPHY und CESAROTTI, 1975], Piburger See mit 0.036 t/km² a [PSENNER, 1984a], u. a. m.) und teils sehr große Abweichungen, die möglicherweise auf eine nicht adäquate Probenahme zurückzuführen sind.

Tab. 16: Trockene, nasse und integrierte Deposition von NO₃ (Meßdatenzuordnung siehe Tab. 15)

Periode	NO ₃ (integr.)	NO ₃ (naß)	NO ₃ (trocken)	NO ₃ (n.+tr.)	NO ₃ (integr.)/ NO ₃ (n.+tr.)
	-----mg/m ² d -----				
1	5.4	2.2	—	—	—
2	2.9	0.6	0.3	0.9	3.2
3	4.7	4.7	0.9	5.6	0.8
4	4.8	3.8	1.0	4.8	1.0
5	2.3	6.6	0.6	7.2	0.3
6	9.0	15.7	0.9	16.6	1.5
7	3.7	6.1	0.7	6.8	0.5
8	5.5	6.8	2.0	8.7	0.6
9	14.7	4.7	1.4	6.2	2.4
10	3.0	4.8	2.7	7.5	0.4
11	4.3	5.4	1.5	6.9	0.6
12	4.3	8.5	0.7	9.1	0.5
13	3.3	3.1	2.5	5.6	0.6
14	8.2	5.6	1.2	6.9	1.2
15	2.2	6.0	0.8	6.8	0.3
16	3.1	11.9	0.6	12.5	0.2
17	1.8	9.9	0.6	10.4	0.2
18	4.4	7.8	1.5	9.3	0.5
19	13.6	6.7	1.1	7.8	1.8
20	3.2	5.8	3.2	9.0	0.4

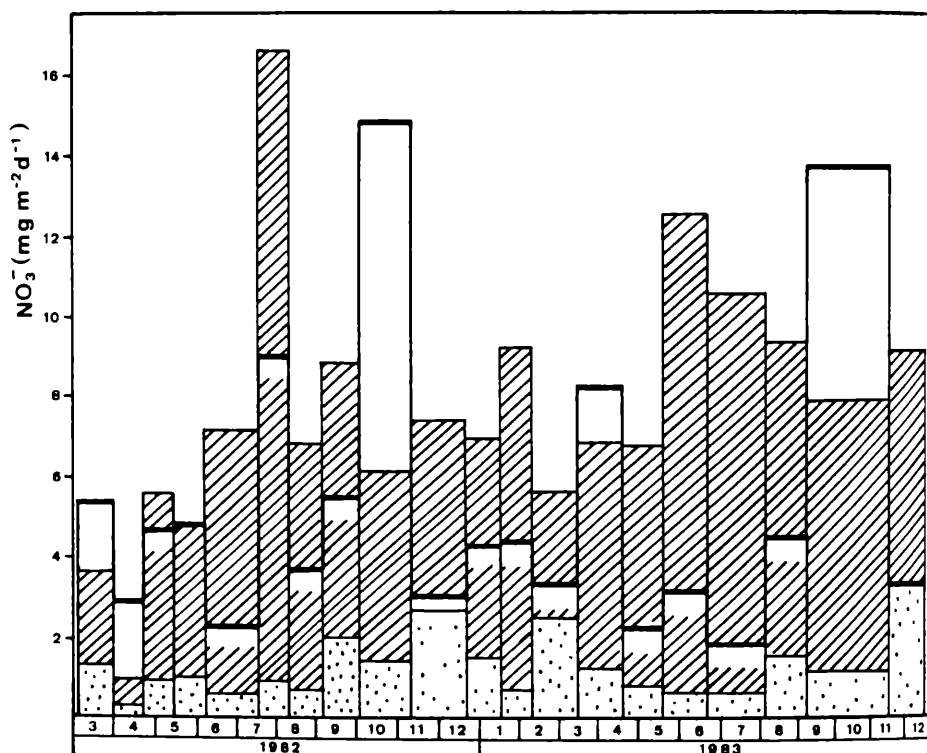


Abb. 15: Integrierte (dicke Linien), nasse (strichliert) und trockene (punctiert) Deposition von NO₃⁻ im Neusiedler See, 1982/1983.

Aus Tab. 16 und Abb. 15 ist ersichtlich, daß auch im Fall des NO₃-Eintrages Probleme bei der Bergerhoff-Probenahme auftreten. Abgesehen von den beiden nicht erklärbaren Perioden im Herbst mit stark überhöhten NO₃-Gehalten bei der integrierenden Probenahme werden fast durchwegs Minderbefunde angezeigt, die auf eine chemische Reaktion, möglicherweise auf einen Abbau durch Mikroorganismen, zurückzuführen sind. Diese Erscheinung wurde bei systematischen Untersuchungen einer integrierenden Probenahme für die Bestimmung der nassen Deposition nicht gefunden (LEWIN und TORP, 1982), doch betrug die Expositionszeit in jenen Versuchen nur 24 Stunden. Der Anteil der trockenen Deposition von NO₃ (1.3 mg/m² d) beträgt nur 17 % der gesamten Deposition (7.5 mg/m² d). Damit liefert die Entfernung des NO₃ aus höheren Luftschichten durch nasse Deposition den Hauptanteil des Nitratreintrages aus der Atmosphäre. Unberücksichtigt bleibt hier der Eintrag an gasförmiger HNO₃ durch trockene Deposition.

Da für NH₄ die atmosphärische Konzentration nicht bestimmt wurde, ist in Abb. 16 nur der nasse Eintrag der integrierten Deposition gegenübergestellt. Wie bereits erwähnt und auch in Abb. 16 angedeutet, dürfte in den Sommermonaten eine geringfügige Erhöhung des NH₄-Eintrages bei der Bergerhoff-Probenahme infolge einer biogenen Kontamination auftreten.

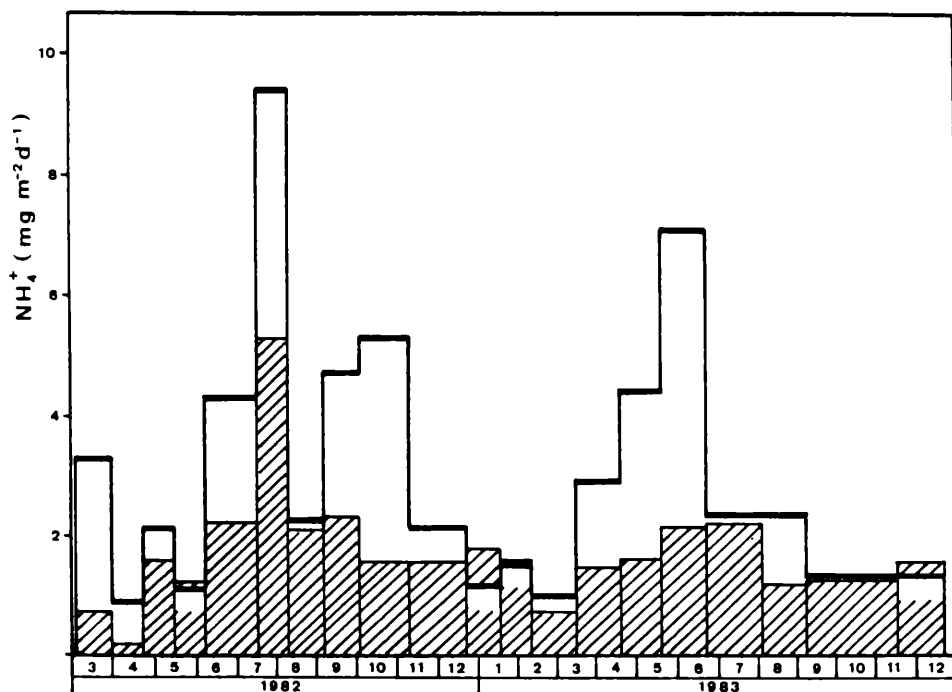


Abb. 16: Nasser (strichliert) und integrierter (dicke Linien) Eintrag von NH_4 im Raum Neusiedler See

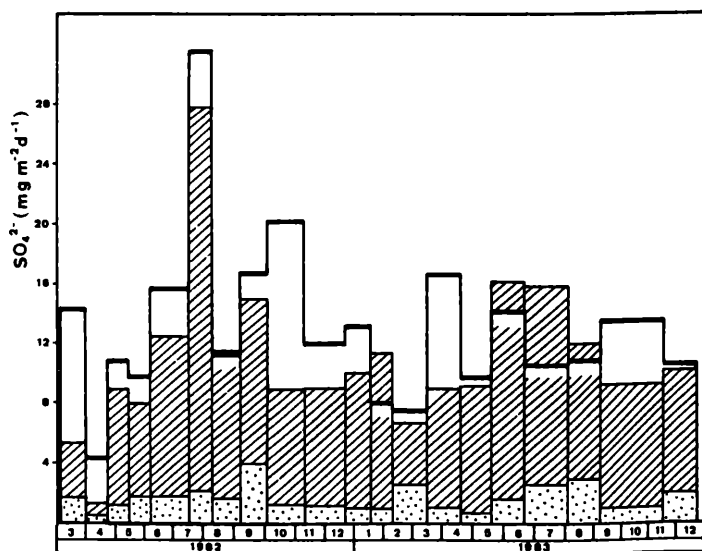
Zur Abschätzung des trockenen Eintrages können einige Plausibilitätsbetrachtungen angestellt werden. Meszaros und Horvath (1984) fanden für Ungarn (ländliche Umgebung) eine mittlere NH_4 -Konzentration von $3,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$, womit bei der Annahme, die Depositionsgeschwindigkeit sei der Mittelwert derer von NO_3 und SO_4 , ein Eintrag von $1,0 \text{ mg}/\text{m}^2 \text{ d}$ auftreten würde. Eine weitere Überlegung basiert auf der vereinfachenden Annahme, NO_3 und SO_4 liegen gänzlich als NH_4 -Verbindungen vor. Damit würden $4,35 \mu\text{g}/\text{m}^3$ mit der Depositionsgeschwindigkeit von SO_4 und $0,84 \mu\text{g}/\text{m}^3$ mit der von NO_3 sedimentieren, was einen trockenen Eintrag von $1,1 \text{ mg}/\text{m}^2 \text{ d}$ ergeben würde. Dieser trockene Eintrag ist auf Grund der zugrundeliegenden Maximalannahme als Obergrenze anzusehen. Zudem ist auch für NH_4 ähnlich wie bei NO_3 und SO_4 ein deutliches Überwiegen des nassen Eintrages zu erwarten.

Bei einem nassen Eintrag von $1,2 \text{ mg}/\text{m}^2 \text{ d}$ scheint auf Grund obiger Betrachtungen der Wert der integrierenden Probenahme mit $3,0 \text{ mg}/\text{m}^2 \text{ d}$ eine akzeptable, wenn auch obere Abschätzung darzustellen.

Werden die NO_3 - und NH_4 -Gehalte auf N umgerechnet (Tab. 19 und 20) ergibt sich eine Gesamtbelastung an anorganischem N aus der Aerosolphase von maximal etwa 400 t/a , wobei etwa 260 t/a im Laufe von Niederschlagsereignissen deponiert werden. Die größenordnungsmäßige Übereinstimmung mit Literaturwerten aus anderen Gebieten (Tab. 1) ist entsprechend gut. Die Variationen im Eintrag sind primär durch die mittlere Niederschlagsmenge gegeben.

Tab. 17: Trockene, nasse und integrierte Deposition von SO_4 (Meßdatenzuordnung siehe Tab. 15)

Periode	$\text{SO}_4(\text{integr.})$	$\text{SO}_4(\text{naß})$	$\text{SO}_4(\text{trocken})$	$\text{SO}_4(\text{n.+tr.})$	$\text{SO}_4(\text{integr.}) / \text{SO}_4(\text{n.+tr.})$
----- $\text{mg/m}^2 \text{ d}$ -----					
1	14.3	3.6	—	—	—
2	4.2	0.8	0.5	1.3	3.2
3	10.9	7.7	1.2	8.9	1.2
4	9.8	6.3	1.8	8.1	1.2
5	15.7	10.7	1.8	12.5	1.3
6	31.5	25.5	2.2	27.7	1.1
7	11.2	9.9	1.7	11.6	1.0
8	16.7	11.0	4.0	15.0	1.1
9	20.2	7.7	1.3	9.0	2.2
10	12.0	7.9	1.2	9.1	1.3
11	13.2	9.0	1.0	10.0	1.3
12	8.1	10.4	1.0	11.4	0.7
13	7.6	4.1	2.6	6.7	1.1
14	16.6	7.9	1.1	9.0	1.8
15	9.8	8.5	0.8	9.3	1.1
16	14.2	14.5	1.7	16.2	0.9
17	10.6	13.2	2.7	15.9	0.7
18	11.0	9.0	3.0	12.0	0.9
19	13.6	8.2	1.1	9.3	1.5
20	10.7	8.2	2.1	10.3	1.0

**Abb. 17:** Integrierter (dicke Linien) Eintrag von SO_4 im Vergleich zu nasser (strichliert) und trockener (punktiert) Deposition (Raum Neusiedler See)

Die beste Übereinstimmung der beiden Probenahmemethoden ist für die Komponente SO_4 gefunden worden, da hier weder eine maßgebliche Kontamination noch chemische Veränderungen bei einer integrierenden Probenahme zu erwarten sind. Im Mittelwert beträgt die Abweichung von der Bergerhoff-Probenahme ($13.5 \text{ mg/m}^2 \text{ d}$) zur Summe aus trockener ($1.8 \text{ mg/m}^2 \text{ d}$) und nasser ($10.0 \text{ mg/m}^2 \text{ d}$) Deposition nur 13 %. Zieht man unter der Annahme die Bergerhoff-Gefäße entsprächen in der Oberflächenbeschaffenheit und Rauigkeit eher dem Schilfgebiet als der offenen Seefläche, nur die trockene Deposition für das Schilf heran, verringert sich diese Differenz auf nur mehr 5 %. Keine Berücksichtigung findet in dieser Aufstellung die gasförmige Deposition von SO_2 . Der Gesamteintrag beträgt etwa $430 \text{ t/a SO}_4\text{-S}$ bzw. 1290 t/a SO_4 . Ein 15-%iger Anteil der trockenen Deposition an der Gesamtdeposition von SO_4 steht in gutem Einklang mit bisherigen Erfahrungen (z. B. BRD, GEORGII et al., 1982).

Zur Ermittlung der Depositionsgeschwindigkeit für SO_4 ist auch der umgekehrte Weg denkbar, indem aus der Differenz von integrierter und nasser Deposition und der atmosphärischen Konzentration die Depositionsgeschwindigkeit nach den oben angegebenen Formeln berechnet wird (JOHANNES und ALTWICKLER, 1983). Diese Vorgehensweise führt zu einer mittleren Depositionsgeschwindigkeit von 0.34 cm/s , die angesichts der relativ großen Unsicherheiten mit der Vorhersage von 0.29 cm/s für das Schilfgebiet gut übereinstimmt.

Tab. 18: Gegenüberstellung der mit verschiedenen Probenahmetechniken erhaltenen Ergebnisse in der Gesamtdeposition im Raum Neusiedler See - Beobachtungszeitraum März 1982 - Dezember 1983 (Nasser Eintrag: Daten der Arbeitsgruppe Limnologie)

Probenahme	Masse	P	NH_4	NO_3	SO_4	Cl	Ca	H
----- $\text{mg/m}^2 \text{ d}$ -----								
Integriert (Syst. Bergerh.)	—	0.37	3.0	5.7	13.5	1.5	2.9	0.04
Gesamt (naß + trocken)	—	0.070	—	7.5	11.8	—	—	—
davon:								
naß:	—	0.038	1.2	6.2	10.0	—	—	—
trocken:	19.86	0.032	—	1.3	1.8	0.2	—	—

Tab. 19: Atmosphärische Flächenbelastung für das Gebiet Neusiedler See (Beobachtungszeitraum März 1982 - Dezember 1983)

Probenahme	P	$\text{NH}_4\text{-N}$	$\text{NO}_3\text{-N}$	$\text{SO}_4\text{-S}$
----- $\text{t/km}^2 \text{ a}$ -----				
Integriert (Syst. Bergerh.)	0.14	0.85	0.47	1.64
Gesamt (naß + trocken)	0.026	—	0.61	1.44
davon:				
trocken:				
See:	0.008	—	0.064	0.11
Schilf:	0.016	—	0.14	0.34
See + Schilf:	0.012	—	0.10	0.22
naß:	0.014	0.35	0.51	1.22

Tab. 20: Mittlerer Jahreseintrag an Nähr- bzw. Schadstoffen für den Neusiedler See (Beobachtungszeitraum März 1982 — Dezember 1983)

Probenahme	P	NH ₄ -N	NO ₃ -N	SO ₄ -S
		-----t/a-----		
Integriert (Syst. Bergerh.)	41	257	142	491
Gesamt (naß + trocken)	7.7	—	185	431
davon:				
trocken:				
See:	1.2	—	10.0	15.2
Schilf:	2.3	—	22.0	48.8
See + Schilf:	3.5	—	32	64
naß:	4.2	104	153	367

Der vertikale Aerosolmassenfluß von 20 mg/m² d ergibt einen jährlichen Staubeintrag von 2175 t/a. Die über die nasse Phase eingetragene Acidität wird zum Teil durch den basischen Staub wieder verringert. Bei einem Gesamteintrag aus der integrierenden Probenahme von 0.04 mg/m² d an Protonen und einer mittleren Niederschlagshöhe von 1.74 mm/d, könnte auf Grund der vereinfachenden Annahme des alleinigen Aciditätseintrages über die nasse Phase (d. h. Vernachlässigung sauren Aerosols) ein mittlerer pH-Wert des Niederschlags von 4.6 errechnet werden. Diese gemessenen Protoneneinträge werden durch die trockene Deposition von sauren Gasen sicher noch verstärkt.

Einer integrierten Cl-Deposition von 1.5 mg/m² d steht ein trockener Eintrag von 0.2 mg/m² d gegenüber. Vergleicht man diese Daten mit den nassen Cl-Eintrag in ländlichen Gebieten (eigene Niederschlagsmessungen in Tirol, unveröffentlicht) mit etwa 1.0 mg/m² d, so ist auch hier eine gute Übereinstimmung beider Probenahmetechniken zu erkennen.

5. Zusammenfassung und Schlußfolgerungen

Auf der Grundlage dieser umfangreichen Untersuchungen lassen sich bezüglich der Methodik und bezüglich des Endergebnisses folgende Schlußfolgerungen ziehen:

- * Für die Bestimmung des Phosphoreintrages ist eine integrierende Probenahmetechnik ungeeignet. Daraus folgt, daß die mit Totalisatoren (z. B. System Bergerhoff) gefundenen Ergebnisse früherer Studien eine Verfälschung aufweisen können.
- * Auch für die Bestimmung der Stickstoffkomponenten NH₄ und NO₃ ist eine integrierende Probenahmetechnik nur bedingt geeignet, da NH₄ durch eine biogene Kontamination leicht erhöhte Einträge aufweisen kann, während bei NO₃ möglicherweise Verluste durch biologische oder chemische Abbaureaktionen auftreten.
- * Für die übrigen Komponenten (z. B. im Fall von SO₄) stimmt die integrierte Deposition gut mit der Summe aus nasser und trockener Deposition überein.
- * Der atmosphärische Phosphoreintrag aus der nassen und trockenen Deposition von Aerosolen ist weit geringer als bisher für den Neusiedler See angenommen und beträgt im Mittel 7.7 t/a, wobei 55 % auf den nassen Eintrag entfallen. Bei der trockenen Belastung im Ausmaß von 3.5 t/a entfallen auf die offene Seefläche 33 %, während der Rest im Schilfgebiet deponiert wird.

- * Der Eintrag an anorganischen Stickstoffkomponenten aus der Aerosolphase und der nassen Deposition beträgt etwa 400 t/a, wobei 65 % im Verlauf von Niederschlagsereignissen deponiert werden.
- * Auf Grund der Filterwirkung des Schilfgebietes und damit einer Erhöhung der trockenen Deposition von Aerosolen ist der Eintrag an Nährstoffen aus der Aerosolphase in das Schilfgebiet um einen Faktor zwei bis drei größer als in die offene Seefläche.
- * Die atmosphärische Nährstoffdeposition ist sehr gut mit den auf Grund umfangreicher Studien aus anderen Gebieten gefundenen Einträgen vergleichbar. Damit scheinen weiträumig (Europa, Nordamerika, u.a.) ziemlich gleichartige Verhältnisse vorzuherrschen und es kann derzeit keine erhöhte atmosphärische Belastung auf Grund vermehrter landwirtschaftlicher Nutzung stichhaltig abgeleitet werden. Diese Aussage ist jedoch nicht für den diffusen Eintrag auf Grund von Bodenabschwemmungen zulässig.
- * Die Verminderung des atmosphärischen P-Eintrags kann nur über eine großräumige Verminderung der Staubbelastung erfolgen. Dieses weitläufige Ziel kann quellenseitig durch eine Verringerung der primären Emissionen und receptorseitig durch die Ausnützung einer erhöhten Filterwirkung durch eine kräftig ausgebildete Vegetation, die auch die eolische Erosion des Bodens zurückdrängen würde, angestrebt werden. Diese Maßnahmen müssen sich auch auf die Verringerung des nassen Nährstoffeintrages auswirken, da dieser im Falle von Phosphor nur durch das Ausregnen und Auswaschen der luftgetragenen Partikel zustande kommt.

6. Danksagung

Für das Zustandekommen dieser Arbeit sind wir folgenden Personen und Institutionen zu besonderem Dank verpflichtet:

Die Herren Dipl. Ing. H. Grosina und Doz. Dr. W. Stalzer unterstützten die Initiierung dieses Forschungsprojektes.

Herr Hofrat Dr. Sauerzopf, Leiter der Biologischen Station in Illmitz ermöglichte uns die Probenahme an der Station Illmitz, welche unter Mithilfe von Herrn J. Loos durchgeführt wurde.

Herr Prof. Dr. H. Löffler ermöglichte uns Messungen an der Station Neusiedl und stellt uns freundlicherweise die Ergebnisse der mit seinen Mitarbeitern J. Zahradnik und H. Brossmann durchgeführten Untersuchungen des nassen Eintrags zur Verfügung.

Das Bergerhoff-Meßnetz wurde auf dem Gelände des Burgenländischen Wasserleitungsverbandes errichtet. Doz. Dr. W. Stalzer ermöglichte uns den Zutritt zu zahlreichen Meßorten.

Die meteorologischen Messungen wurden von Dr. H. Dobesch, Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik, durchgeführt.

An der Entwicklung der Analysenmethoden und der Durchführung der Analysen arbeiteten Hr. Dr. M. Sager und Frl. V. Casensky mit. An den Messungen der regionalen Aerosolverteilung wirkten außerdem Fr. Dr. B. Wopenka und Dr. J. Rendl mit.

7. Literaturanhang

- S. E. ALLEN, A. CARLISLE, E. J. WHITE, C. C. EVANS (1968): The Plant Nutrient Content of Rainwater. *J. Ecol.* 56, 2, 497 - 504
- E. R. ALTWICKER, A. H. JOHANNES, J. N. GALLOWAY (1981): Wet and Dry Deposition into Adirondack Watersheds. *Proc. of the Governor's Conference on Expanding the Use of Coal in New York State: Problems and Issues*, Albany, N.Y., p. 37 - 42, 1981
- Z. BEDRNA (1982): Nutrients in Atmospheric Precipitation in Slovakia. *Pol'nohospodarstvo* 28, 2, 477 - 483
- H. BERNHARDT, A. WILHELMS (1978): Ergebnisse der Untersuchungen der Niederschläge im Bereich der Wahnachtalsperre auf ihren Phosphorgehalt. *Korr. Abwasser* 25, 3, 75 - 77
- M. BIRKLE (1979): Meßtechnik für den Immissionsschutz. Oldenburg: München - Wien, 1979
- Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz, Bundesministerium für Wissenschaft und Forschung. Wien: Ergebnisse des österreichischen Eutrophieprogrammes 1978 - 1982. Endbericht, Wien 1983
- B. K. CANTRELL, K. T. WHITBY (1978): Aerosol Size Distribution and Aerosol Volume Formation for a Coal-Fired Power Plant Plume. *Atmospheric Environment* 12, 323 - 333
- R. G. DELUMYEA, R. L. PETEL (1978): Wet and Dry Deposition of Phosphorus into Lake Huron. *Water, Air and Soil Poll.* 10, 187 - 198
- R. G. DELUMYEA, R. L. PETEL (1979): Deposition Velocity of Phosphorus-Containing Particles over Southern Lake Huron, April - October 1975. *Atmospheric Environment* 13, 287 - 294
- H. DOBESCH (1973): Das Wind-, Temperatur- und Feuchteprofil über einer freien Wasseroberfläche. *Arch. Met. Geoph. Biokl., Ser. A* 22, 47 - 70
- H. DOBESCH (1976): Der Rauigkeitsparameter und die Dicke der Verdrängungsschicht für Wind über verschiedenen natürlichen Unterlagen. *Arch. Met. Geoph. Biokl., Ser. A* 25, 125 - 130
- H. DOBESCH, F. NEUWIRTH (1983): Das Klima des Raumes Neusiedler See. *Schriftenreihe Raumplanung Burgenland*, 1983/1
- J. C. DORAN, J. G. DROPPA (1983): Profiles of Elements in the Surface Boundary Layer. In: *Precipitation Scavenging, Dry Deposition, and Resuspension*; H. R. Pruppacher, R. G. Semonin, W. G. N. Slinn Eds., Elsevier: New York - Amsterdam - Oxford, 1983, pp 1003 - 1012
- P. J. EDWARDS (1982): Studies of Mineral Cycling in a Montane Rainforest in New Guinea. V. Rates of Cycling in Thoroughfall and Litterfall. *J. Ecol.* 70, 3, 807 - 821
- W. v. d. EMDE, H. FLECKSEDER, E. RUIDER, G. SPATZIERER (1979): Studie über Lösungsmöglichkeiten zur fortgeschrittenen Abwasserreinigung im Einzugsgebiet des Neusiedler Sees. Gutachten 1979 (unveröffentlicht)
- H. FLECKSEDER (1980): Die Erarbeitung einer längerfristigen Strategie zur Abwasserreinigung im Einzugsgebiet des Neusiedler Sees. *Österreichische Wasserwirtschaft* 32, 9/10, 181 - 192
- H. FLECKSEDER (1981): Water Quality Management of Lake Neusiedler, Austria. *Aqua* 1981, 5, 3 - 4
- J. FORREST, R. L. TANNER, D. SPANDAU, T. D'OTTAVIO, L. NEWMAN (1980): Determination of Total Inorganic Nitrate Utilizing Collection of Nitric Acid on NaCl-impregnated Filters. *Atmospheric Environment* 14, 137 - 144
- S. K. FRIEDLANDER (1978): A Review of the Dynamics of Sulfate Containing Aerosols. *Atmospheric Environment* 12, 349 - 372
- J. A. GARLAND (1978): Dry and Wet Removal of Sulphur from the Atmosphere. *Atmospheric Environment* 12, 341 - 372

J. A. GARLAND, L. C. COX (1982): Deposition of Small Particles to Grass. *Atmospheric Environment* 16, 2699 — 2702

H. W. GEORGLI, C. PERSEKE, E. ROHBOCK (1982): Feststellung der Deposition von sauren und langzeitwirksamen Luftverunreinigungen aus Belastungsgebieten. Abschlußbericht des Umweltbundesamtes, BRD, 1982

P. GRENNFELT (1980): Investigation of Gaseous Nitrate in an Urban and Rural Area. *Atmospheric Environment* 14, 311 - 316

A. HAMM (1976): Zur Nährstoffbelastung von Gewässern aus diffusen Quellen: Flächenbezogene P-Abgaben Eine Ergebnis- und Literaturzusammenstellung. *Z. f. Wasser- und Abwasserf.* 9, 1, 4 - 10

C. D. HENDRY, P. L. BREZONIK, E. S. EDGERTON (1981): Atmospheric Deposition of Nitrogen and Phosphorus in Florida. *Atmos. Pollut. Nat. Waters* 1981, 199 - 215

L. HORVATH, A. MESZAROS, E. MESZAROS, G. VARHELYI (1981): On the Atmospheric Deposition of Nitrogen and Phosphorus into Lake Balaton. *J. of the Hung. Met. Service* 85, 4, 194 - 200

R. P. HOSKER Jr., S. E. LINDBERG (1982): Review: Atmospheric Deposition and Plant Assimilation of Gases and Particles. *Atmospheric Environment* 16, 889 - 910

A. H. JOHANNES, E. R. ALTWICKER (1983): Relationship between Dry Deposition as Measured via Collection with a Dry Bucket versus Ambient Air Concentrations. In: *Precipitation Scavenging, Dry Deposition and Resuspension*, H. R. Pruppacher, R. C. Semonin, W. G. N. Slinn Eds., Elsevier: New York - Amsterdam - Oxford, 1983 pp. 903 - 911

S. KOMIYAMA (1982): Characteristics of Organic Matter and Nutrients in the Precipitation. *Nagano-ken Eisei Kogai Kenkyusho Kenkyu Hokoku* 5, 19 - 24

G. F. LEE, W. RAST, R. A. JONES (1978): Eutrophication of Water Bodies: Insights for an Age-Old Problem. *Environmental Science & Technology* 12, 8, 900 - 908

E. E. LEWIN, V. TORP: Influence of Contamination on the Analysis of Precipitation Samples. *Atmospheric Environment* 16, 4, 795 - 800

H. LÖFFLER, P. ZAHRADNIK, H. BROSSMANN (1983): Diffuser Nährstoffeintrag in den Neusiedler See - Untersuchung der Regenchemie. Endbericht an die Österreichische Akademie der Wissenschaften, 1983, (unveröffentlicht)

H. MALISSA, H. PUXBAUM, M. PIMMINGER (1983): Untersuchung des Nährstoffeintrags in den Neusiedler See aus der Atmosphäre. Endbericht an das Bundesministerium für Ges. und Umweltsch., 1983 (unveröffentlicht)

E. MESZAROS (1983): private Mitteilung

E. MESZAROS, L. HORVATH (1984): Concentration and Dry Deposition of Atmospheric Sulfur and Nitrogen Compounds in Hungary. *Atmospheric Environment*, in Druck

J. W. MUNGER (1982): Chemistry of Atmospheric Precipitation in the North-Central United States. Influence of Sulfate, Nitrate, Ammonia and Calcareous Soil Particulates. *Atmospheric Environment* 16, 7, 1633 - 1645

T. J. MURPHY (1975): Sources of Phosphorus Inputs from the Atmosphere and their Significance to Oligotrophic Lakes (Report US NTIS, PB 1974, No. 238625/8GAS), from Govt. Rep. Announce (US), 1975, 75, 6, 130

T. J. MURPHY, D. J. CESAROTTI (1975): Phosphorus Inputs from the Atmosphere. (Report US NTIS, PB. Rep. 1974, No. 237341/3GA), from Govt. Rep. Announce (US), 1975, 72, 5, 115

- G. NAUSCH (1983): Phosphorus Input from Precipitation in the Coastal Region of the German Democratic Republic. *Acta Hydrochim. Hydrobiol.* 11, 1, 151 - 154
- F. NEUHUBER, P. ZAHRADNIK, H. BROSSMANN (1980): Phosphorus and Nitrogen in Neusiedler See. *Developments in Hydrobiology* 3, 35 - 42
- W. OHLE (1982): Nutrient Supply of Lake Grebner See by Atmospheric Precipitation and Surface Run-Off from the Watershed Area. *Arch. Hydrobiol.* 95, 1 - 4, 331 - 363
- V. PEUKERT, C. PANNING (1975): Einfluß anorganischer Luftverunreinigungen auf die Wasserbeschaffenheit von Trinkwassertalsperren. *Acta Hydrochim. Hydrobiol.* 3, 5/6, 545 - 552
- G. C. PRATT, M. R. CASCIO, S. V. KRUPKA (1984): Regional Rainfall Chemistry in Minnesota and West Central Wisconsin. *Atmospheric Environment* 18, 1, 173 - 182
- R. PSENNER (1984a): The Proportion of Empneuston and Total Atmospheric Inputs of Carbon, Nitrogen, and Phosphorus in the Nutrient Budget of a Small Mesotrophic Lake (Piburger See, Austria). *Int. Revue Ges. Hydrobiol.* 69, 1, 23 - 39
- R. PSENNER (1984b): Private Mitteilung
- H. PUXBAUM (1982): Untersuchung der Korngrößenverteilung von organischen und anorganischen Komponenten in Staubimmissionsproben. In: *Luftreinhaltung, Band I: Feine Stäube*, Herausg.: H. Puxbaum. A. Hackl, Institut f. Analytische Chemie, Abt. für Umweltanalytik, TU Wien, 1982
- D. D. RICHTER, CH. W. RALSTON, W. R. HARMS (1983): Chemical Composition and Spatial Variation of Bulk Precipitation at a Coastal Plain Watershed in South Carolina. *Water Resour. Res.* 19, 1, 1344 - 40
- M. SAGER, H. PUXBAUM (1984): Photometrische Bestimmung von Phosphat und löslichem Silikat in Umweltproben. *Mikrochimica Acta* 1984, 1, 361 - 376
- H. SAMPL (1978): Das Kärntner Institut für Seenforschung. *Österreichische Wasserwirtschaft* 30, 5/6, 78 - 85
- E. SCHROLL, H. KRACHSBERGER (1970): Untersuchungen zur Geochemie der Verunreinigungen in atmosphärischen Niederschlägen im Stadtgebiet von Wien. *Radex Rundschau* 1970, 5, 331 - 341
- G. A. SEHMEL, S. L. SUTTER (1974): Particle Deposition Rates on a Water Surface as a Function of Particle Diameter and Air Velocity. *J. Rechs. Atmos.* III, 911 - 918
- G. A. SEHMEL (1980): Particle and Gas Dry Deposition: A Review. *Atmospheric Environment* 14, 983 - 1011
- R. W. SHAW, R. K. STEVENS, J. BOWERMASTER (1982): Measurement of Atmospheric Nitrate and Nitric Acid: The Denuder Difference Experiment. *Atmospheric Environment* 16, 845 - 853
- H. SIEVERING (1981): Profile Measurements of Particle Mass Transfer at the Air-Water Interface. *Atmospheric Environment* 15, 123 - 129
- H. SIEVERING (1982): Profile Measurements of Particle Dry Depositions Velocity at an Air-Land Interface. *Atmospheric Environment* 16, 301 - 306
- H. SIEVERING, M. DAVE, D. A. DOLSKE, R. L. HUGHES, P. MCCOY (1979): An Experimental Study of Lake Loading by Aerosol Transport and Dry Deposition in the Southern Lake Michigan Basin. EPA-Report No. 905/4-79-016, 1979
- H. SIEVERING, M. DAVE, D. A. DOLSKE, P. MCCOY (1980): Trace Element Concentrations over Midlake Michigan as a Function of Meteorology and Source Region. *Atmospheric Environment* 14, 39 - 53
- W. G. N. SLINN, L. HASSE, B. B. HICKS, A. W. HOGAN, D. LAL, P. S. LISS, K. O. MUNNICH, G. A. SEHMEL, O. VITTORI (1978): Some Aspects of the Transfer of Atmospheric Trace Constituents past the Air-Sea Interface. *Atmospheric Environment* 12, 2055 - 2087

S. A. SLINN, W. G. N. SLINN (1980): Predictions for Particle Deposition on Natural Waters. *Atmospheric Environment* 14, 1013 - 1016

W. STALZER (1980): Abwasserreinigung im Einzugsgebiet des Neusiedler Sees - Entwicklung, Stand und Zielkontrolle. *Österreichische Wasserwirtschaft* 32, 9/10, 193 - 203

W. T. SWANK, G. S. HENDERSON (1976): Atmospheric Input of Some Cations and Anions to Forest Ecosystems in North Carolina and Tennessee. *Water Resour. Res.* 12, 3, 541 - 546

B. WOPENKA (1982): Kombination von mikrochemischen und faktorenanalytischen Methoden zur Charakterisierung von atmosphärischen Aerosolimmissionen. Dissertation, Techn. Univ. Wien, 1982

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Wissenschaftliche Arbeiten aus dem Burgenland](#)

Jahr/Year: 1986

Band/Volume: [072](#)

Autor(en)/Author(s): Malissa H., Puxbaum Hans, Pimminger Michael, Nikoopour A., Löffler Heinz, Zahradnik Peter, Brossmann Heinrich

Artikel/Article: [Untersuchungen des Nährstoffeintrages in den Neusiedler See aus der Atmosphäre. 41-89](#)