

BACKGROUNDSTATION

EXELBERG

Endbericht

Untersuchungszeitraum 1983-1986

Univ.-Doz. Dr. H. Puxbaum

Dipl.-Ing. E. Ober

Institut für Analytische Chemie

Technische Universität Wien

W i e n , S e p t e m b e r 1 9 8 7

IMPRESSUM:

Medieninhaber und Herausgeber:

Umweltbundesamt, A-1010 Wien, Biberstraße 11

Graphiken: Dipl. Ing. E. Ober

Druck: Riegelnik, A-1080 Wien

© Copyright Alle Rechte vorbehalten

ISBN 3-85457-001-5

INHALT

	Seite
Überblick	1
Kurzfassung	3
Danksagung	17
1 Einleitung	19
2 Aufgabenstellung, Lage und Ausrüstung der Station	21
3 Kontinuierlich erfaßte Meßgrößen	26
3.1 Schwefeldioxid und Stickoxide	29
3.2 Ozon	43
3.2.1 Abhängigkeit der Ozonkonzentration von Anströmrichtung und Windgeschwindigkeit	44
3.2.2 Ozontransport - großräumige Episoden	47
3.2.3 Maximale Immissionskonzentrationen - lokale Episoden	50
3.2.4 Vergleich zweier Turmstationen	68
3.2.5 Zusammenfassung	77
4 "Saure" Komponenten in der Atmosphäre	79
4.1 Meßverfahren	80

	Seite	
5	Schwebstaub	88
5.1	Probenahme	88
5.2	Schwebstaubquellen	89
5.3	Untersuchungsergebnisse	91
6	"Photochemische" Episoden im Sommer	100
6.1	Wahl der Meßperioden	101
6.2	Untersuchungsergebnisse	102
6.3	Diskussion: Verhalten von Ozon, "freien Säuren" und Schwebstaub während "photochemischer Episoden"	108
7	Nasse Deposition	114
7.1	Überblick	115
7.2	Die Meßstelle	115
7.3	Ergebnisse	117
8	Literatur	138

ÜBERBLICK

Die Backgroundmeßstelle Exelberg dient als Pilotstation für ein österreichisches Backgroundmeßnetz bezüglich der Konfiguration der eingesetzten Meß- und Auswertegeräte und der Erprobung neuer Meßverfahren. An der Meßstelle werden seit 1982 Untersuchungen über die Schadstoffbelastung des nördlichen Wienerwaldes und über Vorbelastungen für die Stadt Wien durchgeführt.

Im Rahmen der Messungen werden mit kontinuierlich arbeitenden Meßeinrichtungen "konventionelle" Luftschadstoffe (SO_2 , NO_x , Ozon und Schwebstaub) sowie im Rahmen von Meßkampagnen "nicht konventionelle" Luftschadstoffe (säurebildende Anteile aus dem Komplex "photochemisch" gebildeter Komponenten) erfaßt. Die Meßergebnisse belegen die Existenz großräumiger Transportvorgänge sowohl für die "konventionellen" Luftschadstoffe als auch für saure Folgeprodukte.

Ein spezieller Teil des Berichtes ist der Beobachtung von in Ostösterreich großflächig aufgetretenen Ozonepisoden gewidmet, in deren Verlauf neben Ozon relativ hohe Konzentrationen an photochemischen Smogprodukten wie Salpetersäure und organischen Säuren beobachtet wurden. Im Beobachtungsgebiet kamen Konzentrationsspitzen von Ozon und weiteren, "photochemischen" Smogkomponenten durch das Zusammenwirken von großflächig transportierten Luftschadstoffen sowie von im Wiener Raum emittierten Schadstoffen zustande.

Die Meßergebnisse der Backgroundstation Exelberg dienen auch als wichtige Input-Daten für die Projekte:

"Schadstoffdeposition in einem stadtnahen Buchenwaldöko-

system des Wienerwaldes" (Institut für Forstökologie, Universität. f. Bodenkultur), "Bioindikation mittels Höherer Pflanzen und meteorologische Grundlagen für die Auswertung" (Institut für Meteorologie, Universität Wien und Zentrum für Umweltschutz, Universität f. Bodenkultur), "Saure Deposition in Waldökosystemen" und "Bildung von sauren Aerosolen im Nebel durch heterogene Reaktionen" (Institut für Analytische Chemie, TU Wien, und Institut für Experimentalphysik, Universität Wien). Weiters liefert die Station als Vorbelastungsmeßstelle Meßdaten an das Luftgütemeßnetz der Gemeinde Wien.

KURZFASSUNG

Einrichtung der Meßstelle

Die Meßstelle Exelberg wurde im Auftrag des Bundesministeriums für Gesundheit und Umweltschutz im Jahr 1981 über Initiative des Institutes für Analytische Chemie als Backgroundstation ausgewählt und mit meteorologischen und luftchemischen Meßeinrichtungen ausgerüstet. Die kontinuierlich erfaßbaren Meßgrößen werden mit Hilfe einer vom Österreichischen Bundesinstitut für Gesundheitswesen (ÖBIG) konzipierten mikroprozessorgesteuerten Datenerfassungsstation gespeichert und an die zentrale Erfassungsstelle am Institut für Analytische Chemie (IAC) übertragen. Die mit kontinuierlich arbeitenden Geräten nicht bestimmbar Meßgrößen (Zusammensetzung der nassen Deposition, Größenverteilung der Staubteilchen, "saure" Gas- und Aerosolkomponenten) wurden im Rahmen von Meßkampagnen mit spezifischen Sammeleinrichtungen erfaßt und am Institut für Analytische Chemie analysiert.

Aufgaben der Meßstelle

An der Backgroundstation werden folgende Meßaufgaben durchgeführt:

- o kontinuierliche Messung von Ozon, Stickoxiden, Schwefeldioxid, Schwebstaub, Gesamtstrahlung, Luftfeuchte, Lufttemperatur, Luftdruck, Windgeschwindigkeit und Windrichtung sowie von Niederschlagsereignissen,
- o Probenahme von Niederschlägen ("wet-and-dry-only"-Probenahme)
- o Probenahme von Aerosolen und "freien Säuren",

- o Erprobung von Anreicherungsverfahren zur Messung sehr geringer Konzentrationen von SO_2 und NO_2 ,
- o Analyse der Niederschlagsproben hinsichtlich der Komponenten pH, Leitfähigkeit, Chlorid, Nitrat, Sulfat, Ammonium, Natrium und Kalium,
- o Analyse von Anionen und ausgewählten Schwermetallen in Aerosolproben,
- o Analytische Erfassung von "freien Säuren" (HCl , HNO_3 , H_2SO_4 , HCOOH und CH_3COOH).

Ergebnisse

(1) Pilotstation für ein geplantes, österreichisches Backgroundmeßnetz

Im ersten Jahr erfolgte die Einrichtung der Station mit kommerziellen Meßeinrichtungen für meteorologische Parameter (Windgeschwindigkeit und Windrichtung, Strahlung, Lufttemperatur und Feuchte), mit automatischen Analysatoren von Schwefeldioxid, Stickoxiden, Ozon und Staub, sowie mit Sammeleinrichtungen für Niederschlagsintensität und für die Probenahme von Schwebstaub zur nachfolgenden chemischen Analyse. Zur Probenahme von "nassem Niederschlag" und von "sauren" Komponenten wurden eigene Geräteentwicklungen erstmalig in Österreich eingesetzt.

Für die Datenverarbeitung wurde vom Österreichischen Bundesinstitut für Gesundheitswesen ein auf dezentraler Steuerung und Datenerfassung beruhendes System entwickelt. Dieses System mußte einigen Modifikationen unterzogen werden und liefert seit August 1983 automatisch erfaßte Datensätze. Die Zuverlässigkeit der Datenübertragung wurde durch weitere

Verbesserungen, welche im Februar 1985 abgeschlossen waren, gesteigert. Die derzeit eingesetzte Konfiguration war Vorbild für die Automatisierung des Wiener Luftmeßnetzes.

Mit Hilfe der teilweise vom ÖBIG und in der Folge vom IAC entwickelten Auswertprogramme können die Datensätze routinemäßig verschiedenartigen Auswerteverfahren wie Windrichtungshäufigkeitsdiagramme, Verlaufsstudien, Korrelationsanalysen und höheren statistischen Methoden unterzogen werden.

(2) Erprobung von neuen Meßverfahren

An der Meßstelle Exelberg wurden zwei neue, in Österreich entwickelte Meßverfahren erprobt und beim Einsatz in Backgroundmessungen getestet.

Für die Probenahme von "nassen Depositionen" wurde das von Malissa, Puxbaum und Rendl entwickelte WADOS-System ("wet-and-dry-only precipitation sampler") hinsichtlich der Sammeleffizienz und Zuverlässigkeit im Betrieb an windexponierten Stellen erprobt. Weiters wurde ein von Puxbaum, Pech und Weber entwickeltes Denuder Gerät zur hochempfindlichen Erfassung von "freien Säuren" und "sauren" Aerosolkomponenten in der Atmosphäre erprobt. Mit Hilfe dieses Gerätes ist es möglich, die wichtigsten, säurebildenden atmosphärischen Spurengase und Aerosole in niedrigen Konzentrationen simultan zu erfassen. Damit ist es möglich, die für die Berechnung der Trockendeposition notwendigen, gasförmigen Konzentrationen von HCl, HNO₃ und SO₂ sowie von teilchenförmigen Chloriden und Nitraten, von Schwefelsäure und von Ammonsulfataerosol zu erfassen. Zusätzlich ermöglicht dieses System

die Messung von gasförmigen, organischen Säuren (Ameisen- und Essigsäure), welche unter anderem im Zuge von photochemischen Umsetzungen zwischen reaktiven Kohlenwasserstoffen und Ozon gebildet werden.

(3) Windrichtungsabhängige Auswertung der kontinuierlich erfaßten Komponenten SO₂, NO_x und Ozon

Für die Meßstelle Exelberg ergaben sich für die Beobachtungsjahre 1984/85 und 1985/86 folgende Halbjahresmittelwerte:

	SO ₂ (µg/m)	NO _x (ppb)	O ₃ (ppb)
1984/85 Winter (X-III)	51	20	20
Sommer (IV-IX)	3	3	48
1985/86 Winter (X-III)	28	6	21
Sommer (IV-IX)	5	3	47

Zur Beurteilung von Transportvorgängen wurden windrichtungs- und windstärkenabhängige Schadstoffkonzentrationsprofile ("MET-Profile") herangezogen. Aus den Auswertungen dieser MET-Profile wurden folgende Schlüsse gezogen:

Sommerhalbjahr: Im Sommerhalbjahr werden unter Vorbelastungsbedingungen (westliche Windströmungen) Werte im Konzentrationsbereich von 1 bis 5 µg/m SO₂, bzw. 0.1 bis 4 ppb NO_x beobachtet, bei Belastungsbedingungen (östliche Windströmungen) für SO₂ 6 bis 16 µg/m und für NO_x 2 bis 12 ppb. Berücksichtigt man die Häufigkeitsverteilung der

Anströmung aus unterschiedlichen Windrichtungen, so ergibt sich für die "Schadstoffdosis" (dem Produkt aus Konzentration und Einwirkungsdauer), daß für das Beobachtungsgebiet für SO_2 und NO_x im Sommerhalbjahr ähnliche Bedingungen bei Vorbelastung wie bei Belastung durch die Stadtatmosphäre vorliegen. Für Ozon sind deutliche windrichtungsabhängige Unterschiede zu erkennen. Höchste Ozonkonzentrationen traten bei östlichen Windrichtungen unabhängig von der Windgeschwindigkeit auf.

Wie Fallstudien zeigen, sind die erhöhten Ozonwerte durch eine Überlagerung von einer lokalen Ozonproduktion mit herantransportierten, ozonbeladenen Luftmassen zu erklären. Bei westlicher Windströmung liegt die Vorbelastung bei Tagesmittelwerten zwischen 40 und 80 ppb.

Winterhalbjahr: Fallweise erhöhte Belastungen durch SO_2 und NO_x werden im Winterhalbjahr aus beiden Hauptwindrichtungen (West und Südost) gleichermaßen beobachtet. Aus dem Osten ist eine Abhängigkeit von der Windgeschwindigkeit nicht bemerkbar. Diese relative Unabhängigkeit deutet wiederum auf ein Überlagern von lokalen Quellen und transportierten Anteilen hin. Bei westlichen Windrichtungen werden erhöhte Konzentrationen an SO_2 und NO_x bei erhöhten Windgeschwindigkeiten beobachtet. Aufgrund des geringen Vorkommens von Emittenten im weiteren Umkreis der Meßstelle deutet dieses Ergebnis auf eine großräumige Belastung durch ferntransportierte Luftmassen hin.

(4) "Saure" Komponenten

Mit Hilfe eines Denuder-Systems wurden am Exelberg in zwei Meßserien die Konzentrationswerte von freien Säuren und "sauren" Aerosolkomponenten bestimmt. Die beobachteten Konzentrationsbereiche sind in Tab.1 im Vergleich zu Ergebnissen von anderen Meßorten angegeben.

	Po Ebene Nov. 84 n=8	Ljubljana Feb. 85 n=4	Linz-BS Sommer 85 n=13	Wien-KE Winter 84 n=28	Exelberg So.85u.86 n=11+27
HCl	0.1-0.5	0.1-0.4	0.2-1.6	0.1-1.5	0.1-1.3
HNO ₃	0.5-10	0.5-3.5	2.4-73	1.0-7.5	0.2-14
H ₂ SO ₄	0.4-3.3	9-23	1.4-17	3.2-18	0.7-23
HCOOH	0.1-1.7	1.1-4.6	1.5-3.2	1.8-10	1.0-21
AC	n.a.	1.2-4.5	n.a.	5.0-25	0.7-5.1
Cl-AS	0.1-0.4	0.2-1.0	0.1-3.7	0.4-2.8	0.1-0.9
NO ₃ -AS	0.5-12	2.0-7.9	7.5-59	1.9-16	0.5-5.6
SO ₄ -AS	2.5	17-29	2.9-99	1.7-13	0.2-16

Tab.1: Konzentrationsbereiche analysierter Komponenten in μgm (AC-Azetat, AS-Ammoniumsalze, n.a.-nicht analysiert; Berufsschulzentrum, KE-Kaiserebersdorf)

Von besonderem Interesse ist die Komponente HNO₃, welche aufgrund des hochreaktiven Verhaltens sehr rasch auf Vegetationsoberflächen abgelagert wird und welche einen sehr hohen Anteil an der Versäuerung von Wolken- und Regenwasser hat. Salpetersäure wurde bei Ozonepisoden im Beobachtungsgebiet

in Konzentrationen angetroffen, welche an die in Los Angeles (Anaheim) beobachteten Werte herankommen.

Bei einem Nebel mit einem Flüssigwassergehalt von 0.1 g/m³ würde eine HNO₃-Konzentration von 14 µg/m³ einen pH-Wert von 2,65 verursachen.

Während der Denuder-Messungen wurden auch die Konzentrationen von organischen Säuren (Ameisen- und Essigsäure) analysiert. Da Formiat in der Atmosphäre in einer Reaktion zwischen Ozon und Olefinen - vor allem mit Äthylen und Isopren - gebildet werden kann, kommen als "Prekursor-Komponenten" Emissionen aus dem Verkehr, von der Raffinerie sowie biogene Emissionen in Betracht. Bereits bei der ersten Meßserie (August 1985) war festgestellt worden, daß im äquivalenten Verhältnis organische Säuren in den gleichen Konzentrationsbereichen vorkommen können wie die anorganischen, "sauren" Komponenten Sulfat und Nitrat. Aus diesem Ergebnis erhalten wir einen Hinweis, daß organische Verbindungen sehr wesentlich an den luftchemischen Vorgängen in der Atmosphäre teilnehmen.

(5) Schwebstaub

Im Zeitraum 1983 bis 1986 wurden zwei Schwebstaub-Meßserien mit Kaskadenimpaktoren durchgeführt. Die Untersuchungen ergaben, daß im Sommerhalbjahr hinsichtlich der Schwebstaubmasse das Stadtgebiet als aktive Emissionsquelle fungiert.

Bereits 1982 wurde im Rahmen einer simultan am Exelberg und am Getreidemarkt durchgeführten Aerosolmeßserie festgestellt, daß im Stadtgebiet vor allem eine Schwebstaubpro-

duktion durch den Kraftfahrzeugverkehr, und zwar durch feinteilige Emissionen von Blei- und Kohlenstoffverbindungen, im Grobteilchenbereich durch den Straßenabrieb und die Wiederaufwirbelung von sedimentiertem Straßenstaub, sowie von chloridhaltigen Feinstaubpartikeln, welche der Müllverbrennung zugeordnet werden, erfolgt. Die Untersuchungen ergaben keine Hinweise auf eine lokale Sulfat- und Nitratteilchenproduktion.

Während die in der Stadt produzierten Grobteilchen nur in einem geringen Ausmaß an der Station Exelberg gefunden wurden, waren kohlenstoff-, blei- und chloridhaltige Feinteilchen eindeutig auf Emissionen im Stadtgebiet zurückzuführen. Sulfat- und Nitratteilchen, die den mengenmäßig überwiegenden Anteil der Aerosolproben ausmachen, erreichen durch großräumige Transportvorgänge das Untersuchungsgebiet. Nitrat- und Sulfataerosol sind bei östlichen gegenüber westlichen Windrichtungen erhöht anzutreffen. Die Meßserien im Hochsommer 1985 und 1986 bestätigen im wesentlichen die bereits vorliegenden Ergebnisse.

Bezüglich der Nitrat- und Sulfatbelastung am Exelberg wurde festgestellt, daß

- eine eindeutige Abhängigkeit zur Windgeschwindigkeit besteht. Bei abnehmender Windgeschwindigkeit wird ein steigender Trend der Konzentrationswerte beobachtet
- bei nördlichen und östlichen Windströmungen bei vergleichbaren Windgeschwindigkeiten höhere Sulfat und Nitratkonzentrationswerte beobachtet werden als bei westlichen.

Komponente	Meßperiode Aug. 1985		Meßperiode Jul./Aug. 1986		
	West n=7	Südost n=4	West n=4	Südost n=7	Nacht n=6
Masse	25	50	59	67	65
Chlorid	0.14	0.18	0.23	0.32	0.32
Kohlenstoff	2.0	6.3	3.6	6.2	6.3
Nitrat	1.0	2.6	1.1	2.1	2.7
Sulfat	3.1	8.6	11.0	13.1	20.0

Tab.2: Schwebstaubbelastung am Exelberg bei Anströmung aus den Hauptwindrichtungen ("West", "Südost") bzw. über einer nächtlichen Bodeninversion (Nacht); Probenahme mit Kaskadenimpaktoren "TU 80". Konzentrationsangaben in $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Die Belastung des Untersuchungsgebietes durch teilchenförmige Sulfate und Nitrate wird durch großräumige Transportvorgänge bestimmt. Die maximale Sulfatbelastung (als 4-h Mittelwert) lag bei 20 - 35 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ SO_4 . Die hohen SO_4 -Konzentrationen wurden bei verschiedenen westlichen, östlichen und nördlichen Windrichtungen beobachtet. Das Stadtgebiet von Wien konnte als Verursacher jedoch ausgeschlossen werden. Für die in der Stadt emittierten kohlenstoff- und chloridhaltigen Teilchen ist bei östlichen Windströmungen eine Zusatzbelastung aus dem Stadtgebiet am Untersuchungsort erkennbar.

(6) "Photochemische" Episoden im Sommer

Während bestimmter hochsommerlicher Wetterlagen wurde an der Meßstelle Exelberg mehrfach ein deutlicher Anstieg der Ozonkonzentrationen beobachtet, wobei zwei Arten von "Episoden" unterschieden werden konnten:

a) "Lokale" Episoden, gekennzeichnet durch ein kurzzeitiges, starkes Ansteigen von Ozon über 150 ppb für Zeiträume von einigen Halbstundenintervallen. Die Mitwirkung von lokalen Komponenten wurde durch Vergleichsmessungen am Richtfunkturn Arsenal bestätigt.

b) "Regionale" Episoden, gekennzeichnet durch einen über mehrere Tage beobachteten Anstieg der Ozonkonzentrationen bis über 100 ppb in einem Zeitraum von drei bis fünf Tagen. Von diesem Anstieg ist ganz Ostösterreich betroffen (Abb.1).

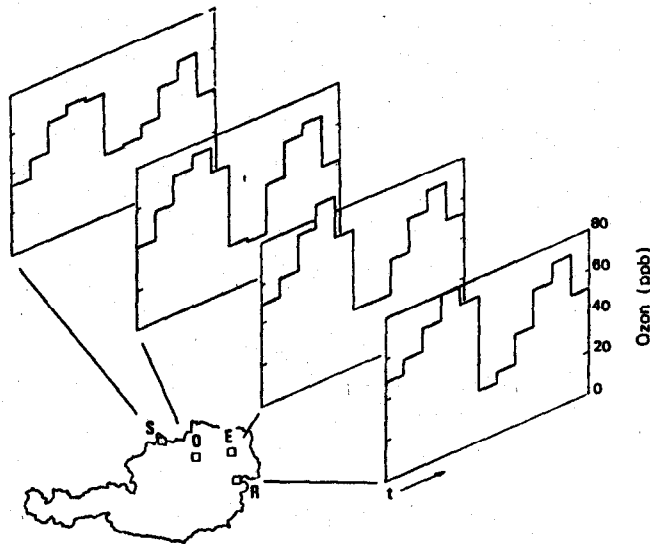


Abb.1: Tagesmittelwerte für Ozon an elf aufeinanderfolgenden Tagen; Stationen: Schöneben (S), Ostrong (O), Exelberg (E), Rosalia (R). Zeitraum: 14.-24.7.1986

Durch die besondere, erhöhte Lage der Turmstation werden die für den Kronenraum von Bäumen bedeutenden Ozonbelastungen über der Inversionsschicht erfaßt, während Bodenstationen vor allem in nächtlichen Inversionen die niedrigen, bodennahen O_3 -Konzentrationen anzeigen. Über einer nächtlichen Bodeninversionen lagen die Ozonkonzentrationen fast immer über 60 ppb, manchmal reichten sie an 100 ppb heran.

Die Verlaufsuntersuchungen von "sauren" Komponenten mit dem Denudersystem zeigen, daß Hand in Hand mit dem Ansteigen von Ozon auch andere, hochreaktive Verbindungen wie HNO_3 , H_2SO_4 und $HCOOH$ in erhöhten Konzentrationen vorkommen. Die Ergebnisse demonstrieren, daß bei sommerlichen Schönwetterlagen Kombinationen von photochemischen Luftschadstoffen in Konzentrationen auftreten, welche Werte erreichen, die als "smogähnliche Zustände" bezeichnet werden können.

(7) Nasse Deposition

Die deponierte Jahresmenge "saurer" Komponenten im nassen Niederschlag (freie Säuren, Ammonium, Chlorid, Nitrat, Sulfat) ist mit der im nördlichen Alpenraum in Tirol und Salzburg sowie dem Voralpengebiet in Oberösterreich deponierten Menge vergleichbar. Das Verhältnis Sulfat zu Nitrat zeigt einen Anstieg an den Meßstellen von den westlichen zu den östlichen Bundesländern. Das Äquivalentverhältnis $SO_4:NO_3$ beträgt im nassen Niederschlag am Exelberg 2.6, an Salzburger Meßstellen 1.7 bis 2.1 und an Tiroler Meßstellen im Bereich der nördlichen Kalkalpen 1.3 bis 1.5.

Nutzung der Ergebnisse der Backgroundstation Exelberg von Dritten

Die Niederschlagsdaten wurden vom Institut für Forstökologie (Prof. Glatzel) im Rahmen der Massenbilanzuntersuchung von Waldflächen im Wienerwald verwendet.

Die meteorologischen und analytischen Meßdaten wurden vom Zentrum für Umweltschutz (Prof. Halbwachs) und der Abteilung für Umweltmeteorologie des Institutes für Meteorologie (Doz. Kolb) für die Studie "Bioindikation mittels Höherer Pflanzen und meteorologische Grundlagen für die Auswertung" verwendet.

Die Gasmessdaten der Meßstelle werden von der Magistratsabteilung 22 der Gemeinde Wien - Umweltschutz (Dipl.-Ing. Löffler) als Vorbelastungsdaten für das Wiener Meßnetz herangezogen.

Für das Projekt "Saure Deposition in Waldökosystemen" des Bundesministeriums für Gesundheit und Umweltschutz, durchgeführt vom Institut für Analytische Chemie (Doz. Puxbaum) dient die Backgroundstation als Referenzpunkt für Belastungsmessungen über dem Kronenraum im Wienerwald. Für diese Untersuchungen wurden auch die meteorologischen Parameter sowie die Gasmessdaten benötigt.

Das Institut für Experimentalphysik der Universität Wien (Prof. Preining, Prof. Berner, Doz. Reischl) führt gemeinsam mit dem Institut für Analytische Chemie (Prof. Malissa, Doz. Puxbaum), im Rahmen des Projektes "Bildung von sauren Aerosolen im Nebel durch heterogene Reaktionen" des Österreichischen Forschungsförderungsfonds, am Exelberg Aerosolverteilungsstudien und Nebelmessungen durch.

Schlußfolgerungen

Aus den Ergebnissen können folgende Schlüsse gezogen werden: Sowohl bei gasförmigen als auch bei teilchenförmigen Luftschadstoffen spielen großräumige Transportvorgänge eine derart dominierende Rolle, daß eine Beobachtung des Belastungstrends sowie Untersuchungen zur näheren Klärung der Herkunft der Belastungen erforderlich sind. Da sich die Luftqualität derzeit in Ballungsgebieten aufgrund der Emissionsreduktionen der Hauptluftschadstoffe nicht verschlechtert, also die lokale Schadstoffentwicklung zunehmend an Bedeutung gegenüber der großflächigen, transportbedingten Schadstoffbelastung verliert, wird vorgeschlagen, die Zahl der Luftgütemeßstellen in Ballungsgebieten zu reduzieren beziehungsweise nicht mehr zu vergrößern, und die damit frei gewordene Meßkapazität für ein Backgroundmeßnetz zur Verfügung zu stellen. Für die quantitative Beurteilung der Schadstoffbelastung Österreichs durch großräumig transportierte und grenzüberschreitende Schadstoffe ist die Entwicklung eines meteorologischen, chemisch - reaktiven Ausbreitungsmodells unter Berücksichtigung wolkenphysikalischer und chemisch reaktiver Vorgänge erforderlich.

Die wichtigsten, für die Belastung des Ökosystems maßgeblichen, in Backgroundstationen erfaßbaren Schadkomponenten sind:

- Schwefeldioxid, Stickoxide, Ozon
- Salpetersäure, teilchenförmige Nitrate und Sulfate
- Ammoniak und teilchenförmige Ammoniumverbindungen
- reaktive Kohlenwasserstoffe, Aldehyde
- halogenierte Kohlenwasserstoffe
- Wasserstoffperoxide in Gas- und wäßriger Phase
- PAN (Peroxiacetylnitrat)
- saure Komponenten in Niederschlags- und Wolkenwasser

Diese Komponenten sollten in Österreich an zumindest vier Backgroundmeßstellen regelmäßig bestimmt werden, um einen Überblick über die regionale und überregionale Belastung durch saure und photochemisch aktive Komponenten zu bekommen. Die Schaffung eines derartigen "Backgroundmeßnetzes", die regelmäßige Bestimmung von sauren und photochemisch aktiven Luftschadstoffen sowie die Erstellung eines meteorologischen, chemisch - reaktiven Ausbreitungsmodells für die unter Ferntransport von Luftschadstoffen stark beeinflussten Gebiete Österreichs wird von uns als vordringliche Aufgabe der überregionalen Immissionsüberwachung angesehen. Zur Bearbeitung dieser Aufgabe wird eine intensive Zusammenarbeit zwischen dem Umweltbundesamt, betroffenen Landesimmissionsabteilungen, der Abteilung für Umweltanalytik am IAC der TU Wien, der Abteilung für Umweltmeteorologie der Universität Wien und der Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik erforderlich sein.

DANKSAGUNG

Die Errichtung einer Österreichischen Pilotstation für Backgroundmessungen geht auf einen Vorschlag von Prof. Dr. Malissa zurück. Gefördert durch Mittel des Bundesministeriums für Gesundheit und Umweltschutz und veranlaßt durch Sektionschef Dr. Pindur wurden die ersten Vorarbeiten von Dr. H. Draxler als Dissertant am IAC in den Jahren 1977 bis 1980 durchgeführt.

Die Post- und Telegraphendirektion gewährte uns während des gesamten Projektzeitraumes Zugang zu den Betriebsräumen des Richtfunkzentrums Exelberg und gestattete die Aufstellung der Meßgeräte auf den Plattformen und im obersten Geschoß des Richtfunkturmes. Ebenso wurden Ozonmessungen zu Vergleichszwecken im Sommer 1986 am Postturm Arsenal ermöglicht. Die Vergleichsmessungen wurden mit einem Ozonanalyzer des Umweltbundesamtes durchgeführt.

Mit der Planung und Installation der Automatisierungs- und Datenübertragungseinrichtungen war das Österreichische Bundesinstitut für Gesundheitswesen im Rahmen eines eigenen Projektes betraut. Die Magistratsabteilung 22 (Abteilung Umweltschutz) unterstützte die Arbeiten auf dem Datenübertragungssektor.

Zum Studium des Windfeldes verwendeten wir die Aufzeichnungen der Windmessungen am Postturm Arsenal des Bundesamtes für Zivilluftfahrt, jene der Meßstellen Fischamend, Groß-Enzersdorf, Hohe Warte, Innere Stadt, Ringturm und Seibersdorf von der Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik und die am Tulbinger Kogel und in Dürnrohr vom Amt der Nie-

der österreichischen Landesregierung. Diese überließ uns auch die Ergebnisse der Gasmessungen am Ostrong, am Heuberg-Rosalia und in Schwechat.

Mit Hilfe von Trajektorienberechnungen des Institutes für Meteorologie der Universität Wien, Abteilung Umweltmeteorologie, wurden die Fallstudien über den Luftmassentransport präzisiert. Der Regensammler, System Wados, stand auf dem Versuchsfeld der Universität für Bodenkultur in Neuwaldegg.

All diesen Dienststellen sei für ihr Entgegenkommen gedankt. Besonderer Dank gilt ihren Mitarbeitern, die durch ihre Hilfsbereitschaft zum Gelingen dieses Berichtes beitrugen.

1 EINLEITUNG

Luftmeßnetze in Ballungsgebieten haben die Aufgabe, den Einfluß der lokalen Emissionen auf die Luftqualität festzustellen.

Die Ergebnisse dienen der Erfassung langfristiger Trends, der Erkennung von Zusammenhängen zwischen Quellen und Rezeptoren, der Erbringung von Testwerten für Ausbreitungsmodelle, der Kontrolle der Auswirkung von emissionsmindernden Maßnahmen und bei austauscharmen Wetterlagen der Erkennung von Smogsituationen.

Aufgrund der enormen Aufwendungen, welche mit der Schaffung automatischer Meßstationen verbunden sind, ist eine sorgfältige Planung der Aufstellungsorte im Hinblick auf die Erfüllung der genannten Aufgaben erforderlich. Während Meßstationen zur Erfassung der Luftqualität als Bestandsaufnahme in der Regel in Gebieten, in welchen Immissionsmaxima erwartet wurden, errichtet wurden, erfolgt die Planung von Luftmeßnetzen für "Multiple Anwendungsbereiche" durch statistische Rechenmodelle, welche als Eingangsdaten Emissionsfaktoren und meteorologische Daten benötigen.

Bereits nach kurzer Betriebsdauer der Vorbelastungsmeßstelle zeigten sich gegenüber der ursprünglichen Planung nicht berücksichtigte, weitere Vorteile: Durch die erhöhte Lage der Meßstelle war es möglich, großräumige Transportvorgänge von Schadstoffen aus dem "photochemischen Smogkomplex" über den bodennahen Inversionsschichten zu beobachten. Die Untersuchungen zeigten, daß die an bodennahen Meßstellen beobachtete, nächtliche Abnahme der Ozonkonzentration nur für die in den Niederungen befindlichen Rezeptoren wirksam ist, während

die Vegetation an Hang- und Kuppenlagen, unter Umständen bereits der Kronenraum von Bäumen in niederen Lagen wesentlich höheren Oxidantienkonzentrationen ausgesetzt ist.

Die an der Vorbelastungsmeßstelle Exelberg gewonnenen Erfahrungen über chemisch-physikalische Vorgänge in verschiedenen verunreinigten Luftmassen und unterschiedlichen Schichttypen der bodennahen Atmosphäre stellen wichtige Voraussetzungen für die Planung eines gesamtösterreichischen Backgroundmeßnetzes dar.

Ein derartiges Backgroundmeßnetz wäre auch die Voraussetzung für Reduktionspläne für die großräumige Schadstoffbelastung, für welche die Kenntnis der Anteile der ferntransportierten Luftverunreinigungen wesentliche Voraussetzungen bilden.

2 AUFGABENSTELLUNG, LAGE UND AUSRÜSTUNG DER STATION

Die Meßstelle Exelberg wurde im Jahre 1981 eingerichtet, zu einer Zeit, als in Österreich erkannt wurde, daß zur Erfassung großräumiger Veränderungen der Luftqualität Standorte außerhalb von Ballungsräumen erforderlich wären. Die Bestandsaufnahme der regionalen Luftverunreinigung sollte nicht an Meßplätzen geschehen, an denen Immissionsmaxima von vornherein zu erwarten sind, weil ihnen Emittenten oder Emittentengruppen vorgelagert sind, sondern an Meßplätzen, an welchen die, für ein größeres Gebiet einwirkenden Luftschadstoffe, repräsentativ erfaßt werden können.

Für den Wiener Raum bot sich der Exelberg aus mehrerlei Gründen an. Auf der 515 m hohen Bergkuppe inmitten des nördlichen Wienerwaldes betreibt die Österreichische Post- und Telegraphenverwaltung einen Richtfunkturn. Im Umkreis dieses Turmes liegen in westlicher Richtung keine nennenswerten Emittenten, welche die Immissionsmessungen verfälschen könnten. Die vorliegenden Ergebnisse bestehen vor Inbetriebnahme des Kraftwerks Dürnrohr. Die Meßstelle kann nun auch zur Erfassung der Backgroundbelastung von Wien durch Emissionen des Kraftwerkes Dürnrohr herangezogen werden. Gegen Osten ist eine ausgedehnte Flächenquelle, das Stadtgebiet von Wien, der Meßstelle vorgelagert. Ihre mittlere Entfernung beträgt zehn Kilometer, der Höhenunterschied zwischen Stadtniveau und Probenahme etwa 400 m. Diese Differenz setzt sich aus der Höhe des Meßplatzes über Grund, 60 m, und der Geländeüberhöhung des Umlandes im Westen von Wien zusammen. Der Meßplatz ist an der Spitze des Richtfunkturmes in einem Betriebsraum eingerichtet.

Messungen an diesem Standort erfüllen daher zugleich zwei Aufgaben: Bei westlicher Anströmung werden Luftmassen auf ihre Vorbelastung hin überprüft. Der regionale Background wird erfaßt. Winde aus östlicher und südöstlicher Richtung zeigen in der Regel alle Symptome einer durch menschliche Aktivität verunreinigte Luft kurz nach dem Austritt aus dem Wohn- und Industriegebiet. Konversionsvorgänge, Verdünnungs- und Anreicherungsprozesse können beobachtet werden. Darüber hinaus können an dieser Stelle Eignungstests von Meßgeräten in einem stark schwankenden Meßwertbereich durchgeführt werden. Da für Backgrounduntersuchungen die meisten kommerziellen Meßgeräte zu wenig empfindlich sind, müssen neue, teils instrumentelle, meist manuelle Analysenmethoden entwickelt und erprobt werden.

An der Backgroundmeßstelle Exelberg werden folgende Ziele verfolgt:

- o Pilotstation zur Erprobung von Meßverfahren und eines dezentralisierten Datenerfassungs- und -übertragungssystems hinsichtlich der Eignung zum Einsatz in Backgroundstationen im Rahmen eines geplanten österreichischen Backgroundmeßnetzes
- o Überwachung der Vorbelastung für die Stadt Wien, Erfassung des regionalen Backgrounds bei westlichen Windströmungen
- o Windrichtungs-, windgeschwindigkeits- und temperaturabhängige Auswertung des Schadstofftransportes aus dem Wiener Raum ("lokale Episoden")
- o Messung der Immissionsbelastung eines Waldbestandes über der Kronenhöhe, Risikenabschätzung für empfindliche Rezeptoren

- o Erfassung von Schadstoffen im atmosphärischen Speicher-
raum oberhalb nächtlicher Bodeninversionen unter Aus-
schluß mikrometeorologischer Einflüsse der Bodenober-
fläche auf die Luftchemie

Im Rahmen dieser Arbeit wurden folgende Komponenten be-
stimmt:

Spurengase	SO ₂ , NO+NO ₂ , O ₃
Schwebstaub (Aerosole)	Massenkonzentration mit Größenver- teilung von Na, K, NH ₄ , Cl, NO ₃ , SO ₄ , Ca, Pb, Cd
"saure" Komponenten	HCl, HNO ₃ , H ₂ SO ₄ , organ. Säuren, teilchenförmige Chloride, Sulfate und Nitrate
Nasser Niederschlag	Na, K, NH ₄ , Cl, NO ₃ , SO ₄ , pH, Leitfähigkeit

Ausrüstung der Meßstation, technische Daten

Recheneinheit - Datenerfassung:

Hersteller	NorthStar Computers, Inc.
Zentraleinheit	Z 80-A
Taktfrequenz	4 MHz
Arbeitsspeicher	208 kbyte (64 + 3x48)
Externspeicher	2x360 kbyte Floppy Disk Bubble Memory 128 kbyte
Schnittstellen	A/D Konverter 32 Kanäle 3 x RS 232 C 24 digitale Steuersignale für Meßgeräte

Peripherie AWG 25 (Automatische Wähleinheit)
 Microbuffer 2 Datensicherungskonverter
 asynchrones Modem
 Aufbautechnik 19 Zoll-Geräteschrank

Die meßtechnische Ausrüstung für routinemäßig erfaßte Parameter ist in Tabelle 3 angegeben.

MESSOBJEKT	MESSGRÖSSE	GERÄTETYP	HERSTELLER
Regen	Rate, Menge	TUG/KR1	TUG/Kroneis
SO ₂	0 - 1.0 ppm	8850	Mon. Labs.
NO _x	0 - 0.5 ppm	8440E	Mon. Labs.
O ₃	0 - 0.2 ppm	8410E	Mon. Labs.
Staub	TSP 0-100 µg/m ³	FH 62 I	Frieseke
Wind	Richtung, Geschw.	Geber 263	Kroneis
Temperatur	-35 bis + 45 °C	NTC Geber 430A	Kroneis
Feuchte	5-100 Rel. %	Geber 800WL 100	Lambrecht
Luftdruck	910-1010 hP	Aneroid-Geber	Kroneis
UV-Strahlung	J/cm ² .min	UV-Radiometer	Eppley
Globalstrahl.	J/cm ² .min	Pyranometer 8101	Schenk

Tab.3: Meßtechnische Ausrüstung der Station Exelberg für den Routinebetrieb

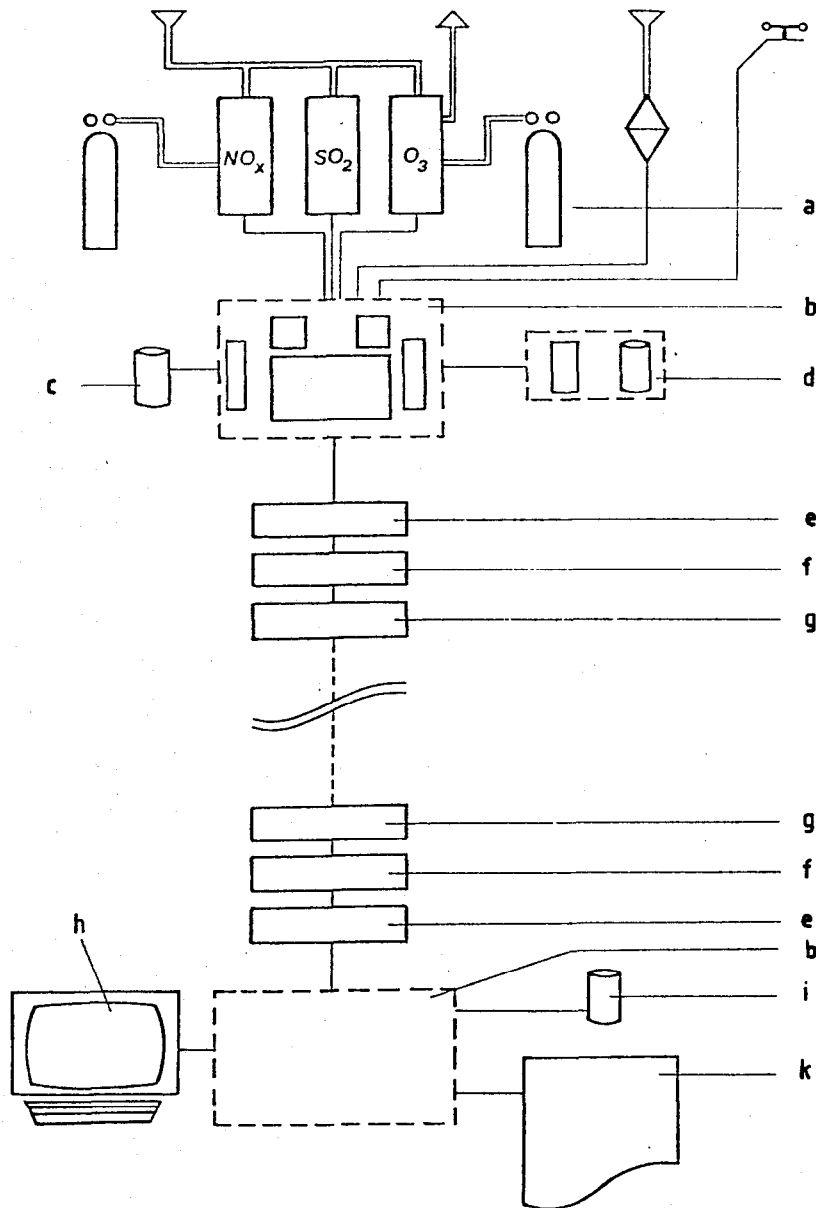


Abb.2: Schema der Datenerfassungsstation am Exelberg und der "Zentrale" an der Technischen Universität Wien
a ... Meßgeräte; b ... Microcomputer; c ... Programmspeicher; d ... Bubble-Memory Einheit; e ... asynchrones Modem; f ... Datensicherungskonverter; g ... automatische Wähleinheit; h ... Terminal; i ... Externspeicher; k ... Drucker.

3 KONTINUIERLICH ERFASSTE MESSGRÖSSEN

Die Aufzeichnung der kontinuierlich erfaßten Meßgrößen war im Anfangsstadium der Datenerfassung von Perioden hoher Datenausfälle gekennzeichnet. Im Projektzeitraum wurden entscheidende Verbesserungen an dem Übertragungs- und Aufzeichnungssystem vorgenommen. In der derzeitigen Konfiguration kommt es noch zu Störungen in der Datenerfassung, wenn Stromausfälle durch den monatlichen Probelauf des Notstromaggregates am Exelberg sowie fallweise Gewitter auftreten. Da jedoch die Konzeption der dezentralen Datenerfassung mit intelligenten, vor Ort befindlichen Steuereinrichtungen für Luftgütemeßnetze richtungsweisend war, konnten die positiven und negativen Erfahrungen an der Pilotstation am Exelberg genutzt werden und führten zur Entwicklung einer neuen Generation einer Datenerfassungsstation, welche kurz vor der Serienreife steht und voraussichtlich in Kürze auch am Exelberg zum Einsatz kommen wird.

Aus den genannten Gründen stehen für die kontinuierlich erfaßten Meßgrößen über die vergangenen Jahre keine zusammenhängenden Meßreihen zur Verfügung. Einen Überblick über die verfügbaren Monatsmittelwerte der Komponenten SO_2 , NO , NO_2 und Ozon gibt Tab.4. Trotz des lückenhaften Datenmaterials und auch großer meteorologischer Unterschiede in den drei Beobachtungsjahren sind deutliche, jahreszeitliche Trends bei SO_2 , NO_2 und Ozon erkennbar. Die SO_2 - und NO_2 -Konzentrationen steigen, beginnend mit dem Monat Oktober, in den Wintermonaten deutlich an und klingen im Frühjahr wieder ab, während die Ozonkonzentrationen einen gegenläufigen Jahresgang mit erhöhten Werten in den Sommermonaten aufweisen. Für SO_2 und NO_2 liegen die Konzentrationswerte in den Mona-

ten April bis September häufig unter der Nachweisgrenze der eingesetzten Meßgeräte, sodaß für den Einsatz in regionalen Backgroundstationen nachweisstärkere Meßgeräte benötigt werden. Derartige Geräte sind jedoch erst in Entwicklung und noch nicht kommerziell erhältlich.

Die NO-Konzentrationen sind sowohl im Sommer- als auch im Winterhalbjahr mit Ausnahme von wenigen Ereignissen, in welchen Rauchgasfahnen direkt zum Meßort gelangen, in der Regel im Bereich der Nachweisgrenze des Meßgerätes. Lediglich die Erfassung von Ozon ist seitens der instrumentellen Meßtechnik unproblematisch. Die Meßgröße "Staub" läßt sich mit Hilfe von Filterbandgeräten nicht im gleichen Mittelungszeitraum wie die anderen Meßgrößen (Halbstundenmittelwerte) bestimmen, sondern wird als 12-h Mittelwert erfaßt. Dadurch ist die Zuordnung in windrichtungsabhängige Belastungen wesentlich erschwert. Relativ unproblematisch ist die Erfassung der meteorologischen Größen Windrichtung und Windgeschwindigkeit, relative Feuchte und Lufttemperatur, Luftdruck und Strahlung.

Da sich die Backgroundmeßstelle generell in zwei unterschiedlichen operativen Situationen befindet, nämlich in der Funktion als Backgroundstation bei nordwestlichen bis südwestlichen Windrichtungen, beziehungsweise in der Funktion als regionale Belastungsmeßstelle durch das Stadtgebiet bei östlicher und südöstlicher Windströmung, ist eine gemittelte statistische Datenaufarbeitung weit weniger aussagekräftig als Fallstudien zu den jeweiligen Betriebszuständen. Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurde daher der Schwerpunkt auf die Auswertung von Fallstudien gelegt.

Tab.4: Monatsmittelwerte der Gaskomponenten Schwefeldioxid ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) Stickstoffmonoxid (ppb), Stickstoffdioxid (ppb) und Ozon (ppb) im Zeitraum August 1983 bis August 1986

	JAN	FEB	MAR	APR	MAI	JUN	JUL	AUG	SEP	OKT	NOV	DEZ
SO ₂	1983								(19)	10	-	22*
	1984	(9)	51	39*	(22)	(13)	-	-	-	21	38*	51
	1985	109	57*	32	3	-	-	2	3	17	28	18
	1986	20	66	20	6	7	3	1	6			
NO	1983	0	4	1*	0	-	-	0	0	0	1	1
	1984	5	0*	1	0	-	-	-	0*	1	1*	11
	1985	0	0	0	0	0	0	0	-	-	0	0
	1986											
NO ₂	1983	10	10	-	2	-	-	5	4	6	3	10
	1984	19	24	27	4	-	-	-	7	7*	6*	13
	1985	1	6	3	2	1	-	3	(3)	-	2	2
	1986											
O ₃	1983	24	23	31*	48	49	45	48	42	28	17	8*
	1984	13	35*	29	46	-	-	-	31*	-	15*	7
	1985	22	-	27	31	32	53	54	45	29	13	12
	1986							(64)				

* ... mehr als die Hälfte der Tagesmittelwerte fehlen

- ... mehr als 80 % der Tagesmittelwerte fehlen

() ... Daten minderer Messgenauigkeit

3.1 Schwefeldioxid und Stickoxide

Schwefeldioxid und Stickoxide ($\text{NO} + \text{NO}_2$) gehören der Gruppe gasförmiger Primärschadstoffe an. Ihre Konzentrationen sind daher kurz nach der Emission in Rauchgasfahnen, in Straßenschluchten und über dicht verbautem Gebiet am höchsten.

In der Nähe von Ballungsräumen haben Immissionsmessungen die Aufgabe, die Konzentrationen von SO_2 und NO_x zu kontrollieren und sie in bezug auf gesetzlich festgelegte Immissionsgrenzwerte (derzeit für SO_2) zu überprüfen. Immissionsmessungen in emissionsarmen Räumen verfolgen grundsätzlich andere Ziele, nämlich die Herkunft dieser Gase zu bestimmen und die ständige Belastung des Beobachtungsgebietes abzuschätzen.

Zur Abschätzung der Herkunft von SO_2 und NO_x , sowie auch für den "Sekundärschadstoff" Ozon, wird eine statistisch einfache Methode herangezogen, welche die Bearbeitung einer großen Anzahl von Datenblöcken erlaubt: Es werden windgeschwindigkeits- und windrichtungsabhängige Häufigkeitsverteilungen der Halbstundenmittelwerte erstellt. Die Ergebnisse werden graphisch in Form einer Windrose dargestellt. Diese Windrose, zentriert über der Meßstelle, zeigt jede Windrichtung in Windgeschwindigkeitsklassen unterteilt, von innen nach außen 0-10, 10-20, 20-30, 30-40, 40-50 km/h, wenn notwendig darüber. Die Breite des jeweiligen Feldes stellt die relative Häufigkeit der Ereignisse dar, seine Färbung den Konzentrationsbereich.

Winter

Für das Winterhalbjahr werden die Ergebnisse von 1984/85 und 1985/86 besprochen. Der strenge Winter 1984/85 verdient aus analytischer Sicht besondere Beachtung. Die gemessenen Gaskonzentrationen lagen weit über der Nachweisgrenze, sodaß Transporterscheinungen beobachtet werden konnten, die im Sommer mit herkömmlichen Meßverfahren nicht mehr erfaßt werden können, weil die Meßwerte oft nicht höher als die Nachweisgrenzen der Geräte liegen.

Die Periode Dezember 1984 bis März 1985 zeichnete sich insbesondere aus durch:

- o erhöhte Emissionsraten infolge gesteigerten Energiebedarfs,
- o lange anhaltende Inversionswetterlagen, die den Luftaustausch nach oben begrenzten,
- o Temperaturen unter dem Gefrierpunkt (der Mittelwert der Lufttemperatur lag im Beobachtungszeitraum bei -4°C), sodaß die Umwandlungsraten der Gase zu ihren Folgeprodukten Nitrat und Sulfat verlangsamt waren.

Die Abbildungen 3 und 4 zeigen das Ergebnis der 2300 verarbeiteten Datensätze. Wie nicht anders zu erwarten, sind Winde aus östlichen Richtungen mit hohen Werten aller Schadstoffe gekennzeichnet. Bei Überstreichen des Stadtgebietes von Wien werden die Luftmassen mit lokalen Schadstoffen (SO_2 und NO_x) angereichert. Bei Anströmung aus dem Süden stehen die niedrigen Konzentrationen im Einklang mit dem Transport von Luftmassen aus siedlungsarmem Gebiet (lokal) und der Alpen (regional).

Windgeschwindigkeitsklassen
für einen Windsektor:

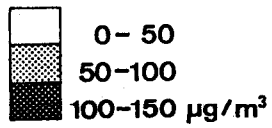
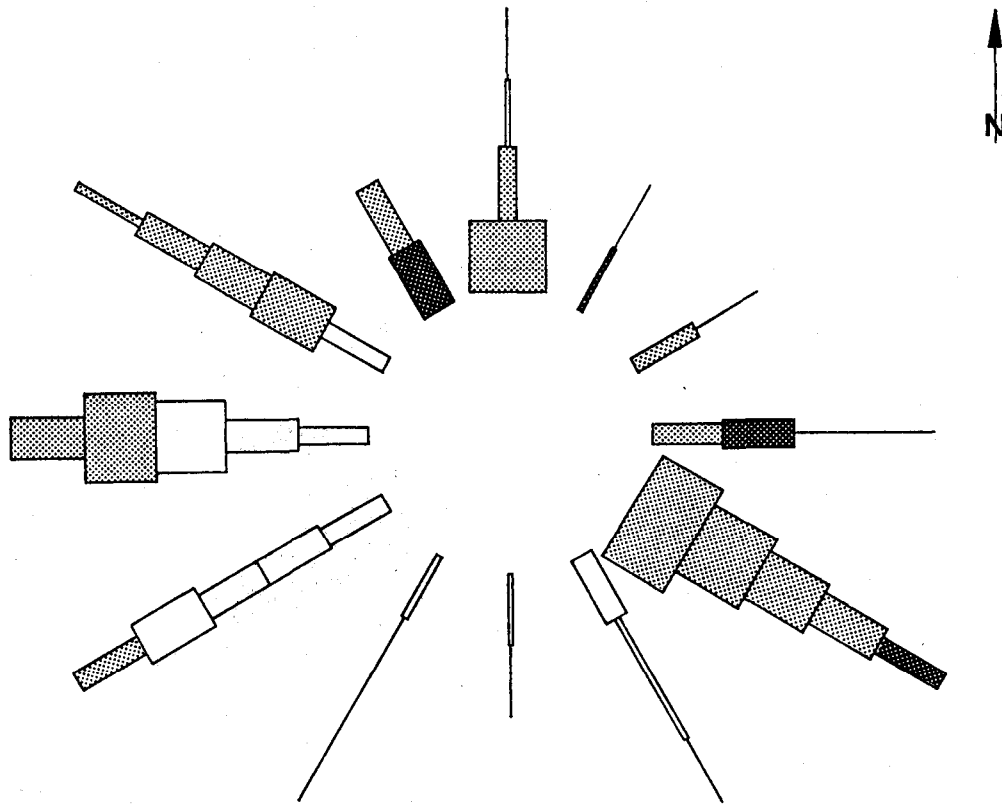
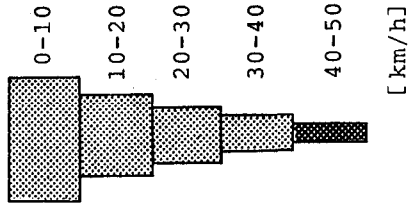


Abb. 3

SO₂ MET - PROFILE
EXELBERG, WINTER 84/85

Windgeschwindigkeitsklassen
für einen Windsektor:

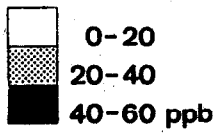
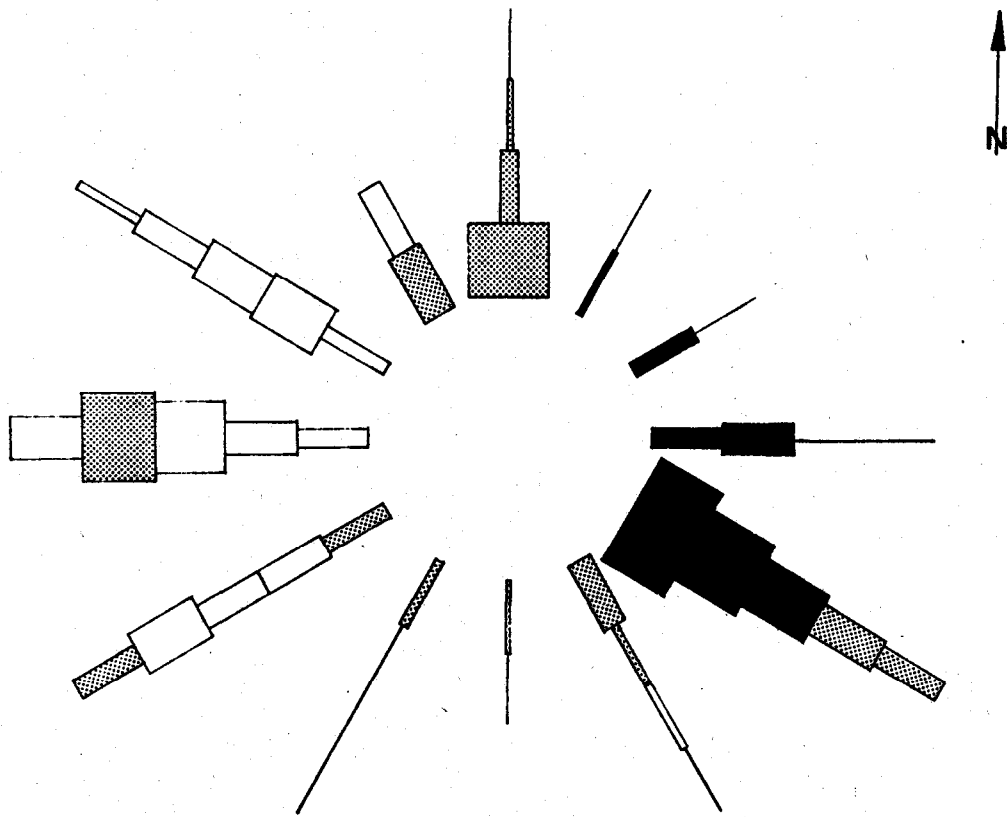
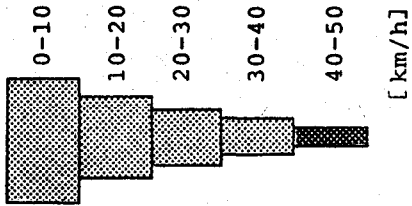


Abb. 4

NO_x MET - PROFILE
EXELBERG, WINTER 84/85

Aus dem Westen sind Luftmassen höherer Transportgeschwindigkeiten mehr belastet als langsam herangetragene. Da bei naheliegenden Quellen bei höherer Windgeschwindigkeit mit einer Abnahme der lokal verursachten Immissionskonzentration zu rechnen ist, muß dieser Anstieg von SO_2 und NO_x dem Ferntransport zugeordnet werden. Bei starken Nordwestwinden tritt der Anteil des NO_x gegenüber Schwefeldioxid zurück (siehe besonders Abb. 5), während bei westlichen und südwestlichen Winden das $\text{SO}_2:\text{NO}_x$ - Volumsverhältnis in der Nähe von 1 liegt.

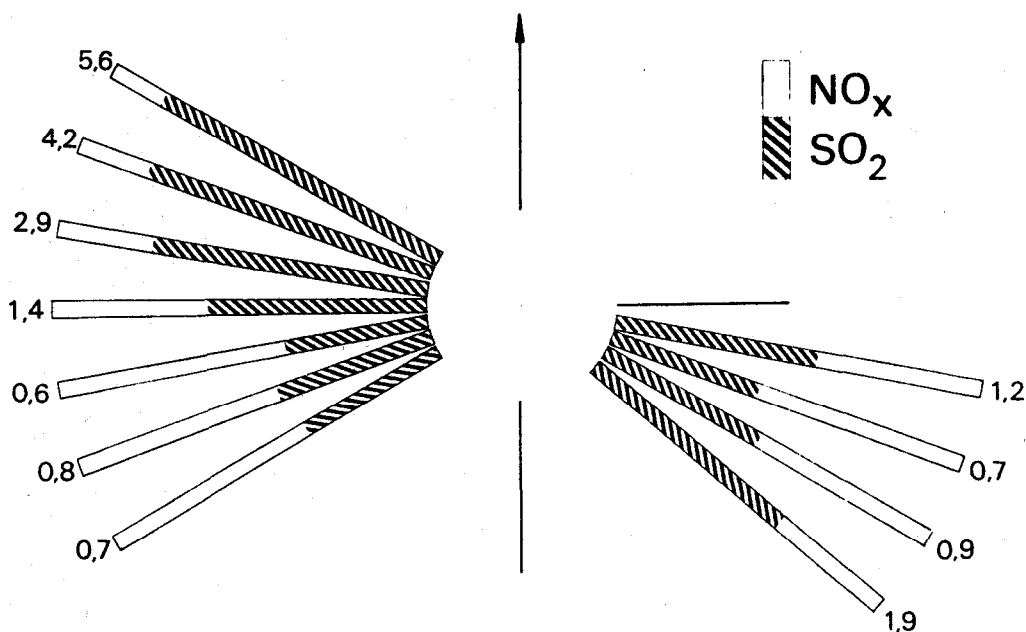


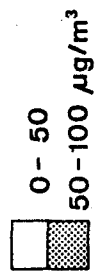
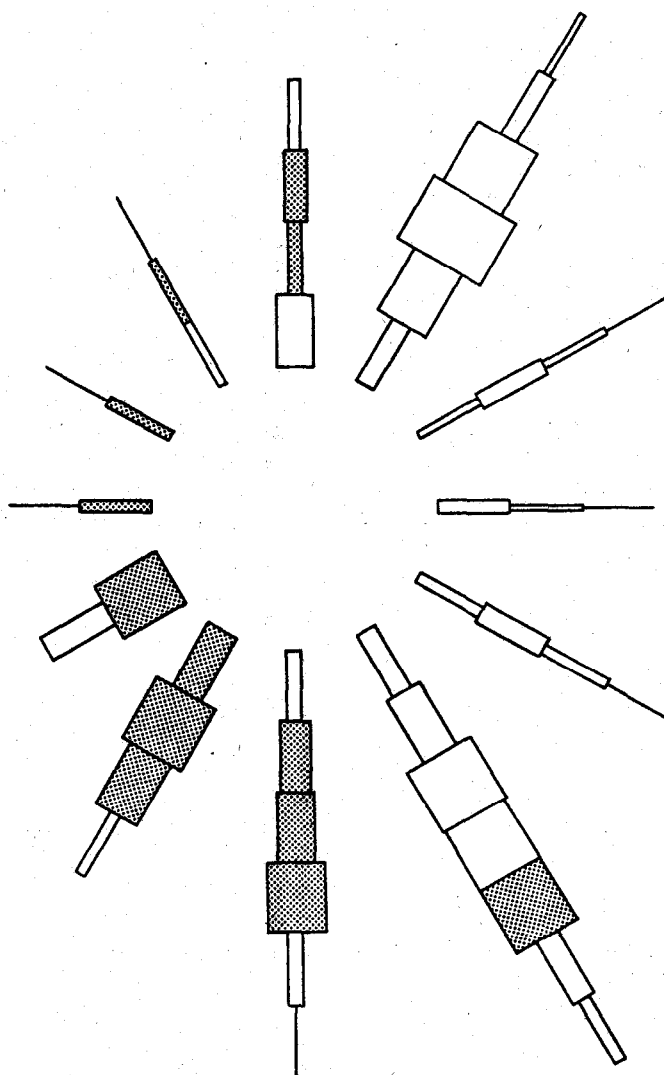
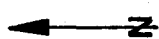
Abb.5: Verhältnis $\text{SO}_2:\text{NO}_x$ bei Windgeschwindigkeiten größer oder gleich 25 km/h für die Hauptwindrichtungen, aufgliedert in Sektoren von 10° ; Winter 1984/85. (Balkenlänge normiert auf 100, Zahlenangaben der Quotienten SO_2/NO_x in ppb/ppb)

Schwefeldioxid ist stabiler als NO_x und kann daher weitere Strecken zurücklegen. Es besteht kein Zweifel, daß der überwiegende Teil des bei westlichen Windrichtungen transportierten SO_2 nicht im Bundesgebiet emittiert wurde. Die zum Vergleich herangezogenen Meßwerte der Waldmeßstelle Schöneben bekräftigen diese Beobachtung. Im westlichen Sektor prägt der Langstreckentransport von Luftschadstoffen die örtliche Luftqualität. Die Ergebnisse des Winters 1985/86 (Abb. 6 und 7) zeigen für die Transportbedingungen grundsätzlich dieselben Trends wie die des vorangegangenen Winters. Es fällt jedoch auf, daß die Konzentrationen in einigen Klassen niedriger sind als die des Vorjahres. Ein Teil dieser Minderung der Immissionskonzentrationen läßt sich auf die Wetterverhältnisse zurückführen, bei Ostwinden dürften sich allerdings auch die Reduktionsmaßnahmen der Emissionen von Wien positiv ausgewirkt haben. Im Gegensatz zum Winter 1984/85 war im Winter 1985/86 für das Beobachtungsgebiet Exelberg die Belastung durch Schwefeldioxid aus Ferntransport bei westlichen und nordwestlichen Windrichtungen höher als durch lokale Emissionsquellen. Die Belastung durch Stickoxide war im Winter 1985/86 insgesamt deutlich niedriger als 1984/85. Der Vergleich dieser beiden Winterhalbjahre zeigt, wie stark die meteorologischen Bedingungen die Luftqualität an einer Vorbelastungsmeßstelle beeinflussen. Im Beobachtungszeitraum 1984/85 lag der Mittelwert der Temperatur bei etwa -3°C . Es wurden wesentlich höhere Windstärken als im Vorjahr beobachtet. Die Windgeschwindigkeitsverteilung bei Südostlagen ist zu höheren Windgeschwindigkeitsklassen verschoben. Dies hatte zur Folge, daß die Anzahl der Inversionslagen im Winter 1985/86 weniger häufig waren als im Winter davor. Sie betrug 36 in den Monaten Jänner und Februar 1985 und 30 im Jänner und Februar 1986. Die teilweise sehr lebhaften Westwinde (Windgeschwindigkeitsklassen

50-60 und 60-70 km/h) trugen wenig gasförmige Primärschadstoffe heran. Die Belastung durch den Ferntransport verschwand nahezu vollständig. Auffallend hoch für Wintermonate waren hingegen die Ozonkonzentrationen in diesen beiden Klassen. Sie stiegen über 30 ppb an. Am 20. Jänner 1986 wurde ein absolutes Wintermaximum von 52 ppb zwischen 5.00 und 5.30 Uhr bei einer mittleren Windgeschwindigkeit von 74 km/h (als Halbstundenmittelwert) bei starker Westströmung registriert.

Sommer

Für das Sommerhalbjahr hat sich die Darstellung der Immissionskonzentrationen von SO_2 und NO_x mit geschwindigkeitsabhängigen Häufigkeitsverteilungen als wenig sinnvoll erwiesen, weil die gemessenen Werte oft tagelang die Nachweisgrenze nicht überstiegen. Über alle Windgeschwindigkeitsklassen lassen sich die Konzentrationen in Form herkömmlicher Konzentrationswindrosen darstellen. Die Abbildungen 8 und 9 geben für die Monate August, September 1985 beziehungsweise Juli, August 1986 die Konzentrationen der Gase SO_2 und NO_x wieder. Aus diesen Darstellungen geht hervor, daß bei östlichen und nördlichen Winden erhöhte Konzentrationen an SO_2 im Beobachtungsgebiet auftreten. Die Konzentrationsspitzen bei bestimmten Windrichtungen sind, wie die Überprüfung der Tagesprotokolle ergab, in der Regel auf stark belastete Einzelereignisse zurückzuführen.



SO₂
MET-PROFIL
EXELBERG, WINTER 85/86

Abb. 6

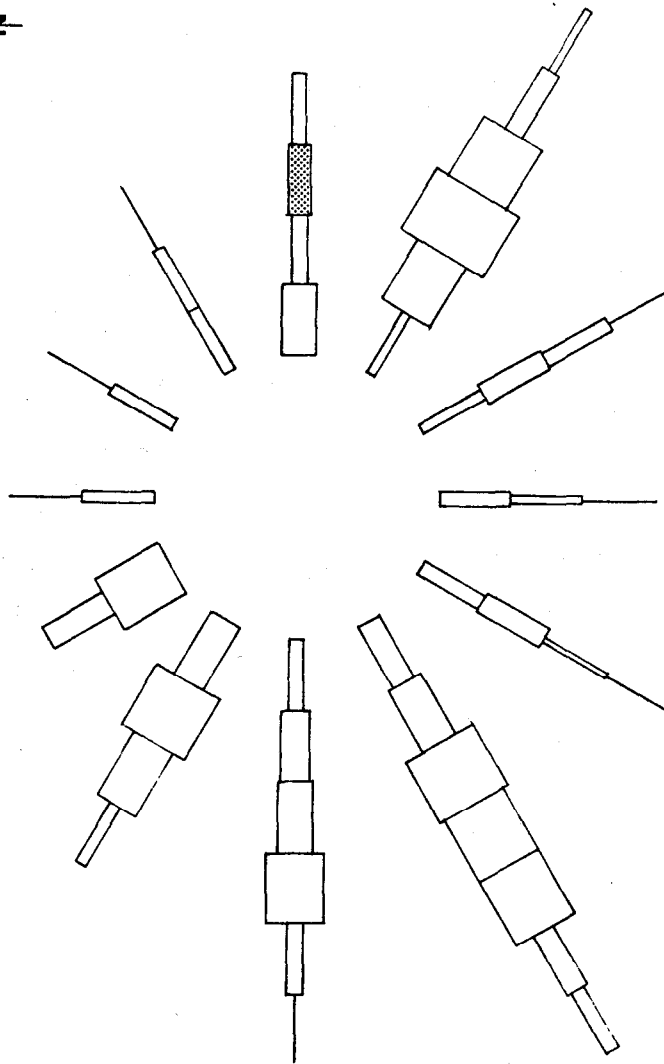
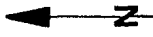


Abb. 7

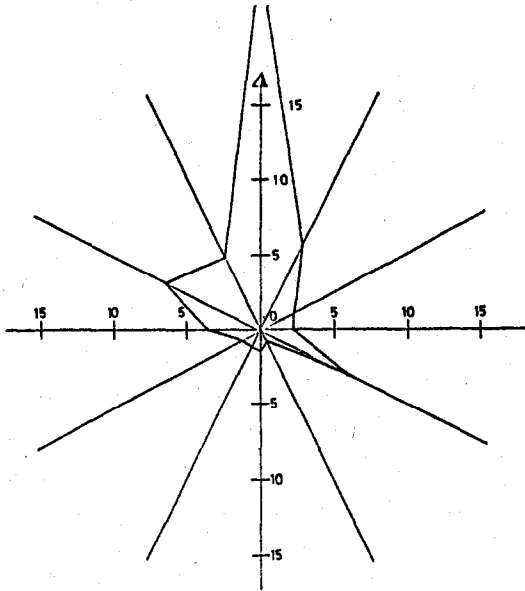
0 - 20

20 - 40 ppb

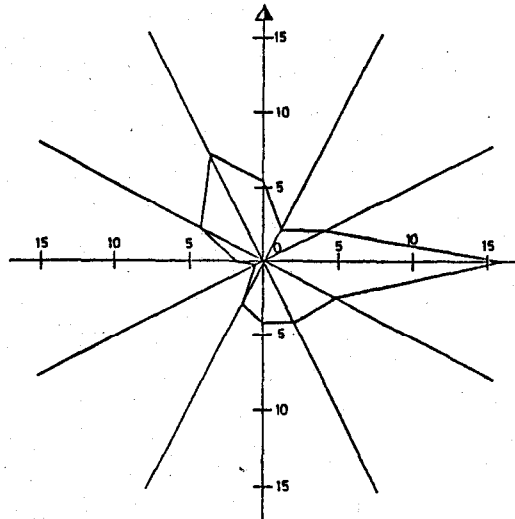


NO_x

MET - PROFIL
EXELBERG, WINTER 1985/86

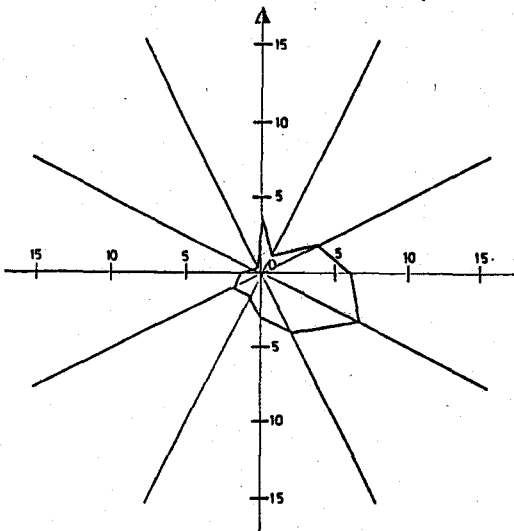


Sommer 1986

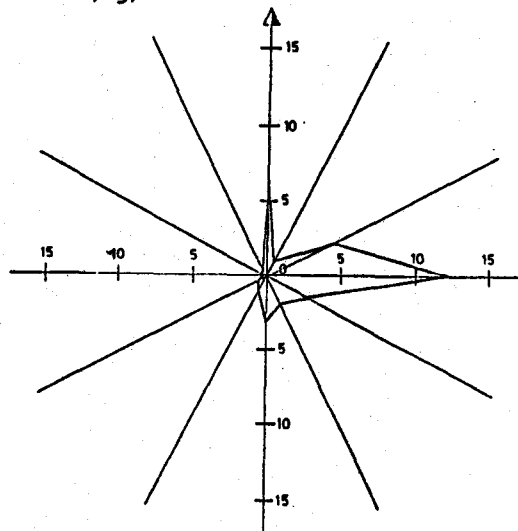


Sommer 1985

Abb.8: Windrichtungsabhängige SO₂-Konzentrationen an der Meßstelle Exelberg; Untersuchungszeitraum "Sommer" 1985 und 1986, Meßdaten in µg/m³



Sommer 1986



Sommer 1985

Abb.9: Windrichtungsabhängige NO₂-Konzentrationen an der Meßstelle Exelberg; Untersuchungszeitraum "Sommer" 1985 und 1986, Meßdaten in ppb

Schadstoffdosis

Drückt man die am Meßgebiet einwirkende Schadstoffbelastung in Form eines Produktes aus Einwirkungsdauer und Konzentration aus, so erhält man einen Zahlenwert, welcher einer "Schadstoffdosis" entspricht. In den folgenden Abbildungen wurden für die Sommermonate und Wintermonate der Untersuchungsjahre 1985 und 1986 windrichtungsabhängige Schadstoffdosen in ppm.h/Monat für NO₂ und in (µg/m³).h/Monat für SO₂ angegeben. Aus den Darstellungen - die Abbildungen 10 und 11 sind im gleichen Maßstab erstellt - ist erkennbar, daß in den Wintermonaten sowohl für NO₂ als auch für SO₂ wesentlich höhere Schadstoffdosen beobachtet werden als in den Sommermonaten. Überraschend war das Ergebnis, daß für das Untersuchungsgebiet im Winter 1984/85 und im Sommer 1985 für Schwefeldioxid bei westlicher Windströmung praktisch gleiche SO₂-Dosiswerte auftraten wie bei östlichen Windströmungen. Im Winter 1985/86 sowie im Sommer 1986 lagen die Dosiswerte bei westlichen Windströmungen sogar beachtlich höher als bei östlichen. Für NO₂ liegen durchwegs höhere Dosisbelastungen bei östlichen Windströmungen vor. Obwohl die Vorbelastung von NO₂ aus östlicher Richtung für das Stadtgebiet von Wien nicht bekannt ist, so kann aus dem windrichtungs- und windgeschwindigkeitsabhängigen Verhalten von NO₂ (Met-Profile) bei östlichen und südöstlichen Windströmungen geschlossen werden, daß für NO₂ ein stärkerer Einfluß aus Emissionen des Stadtgebietes auf die Schadstoffbelastung in das Untersuchungsgebiet als für SO₂ in bezug auf die Gesamtdosis des jeweiligen Schadstoffes besteht.

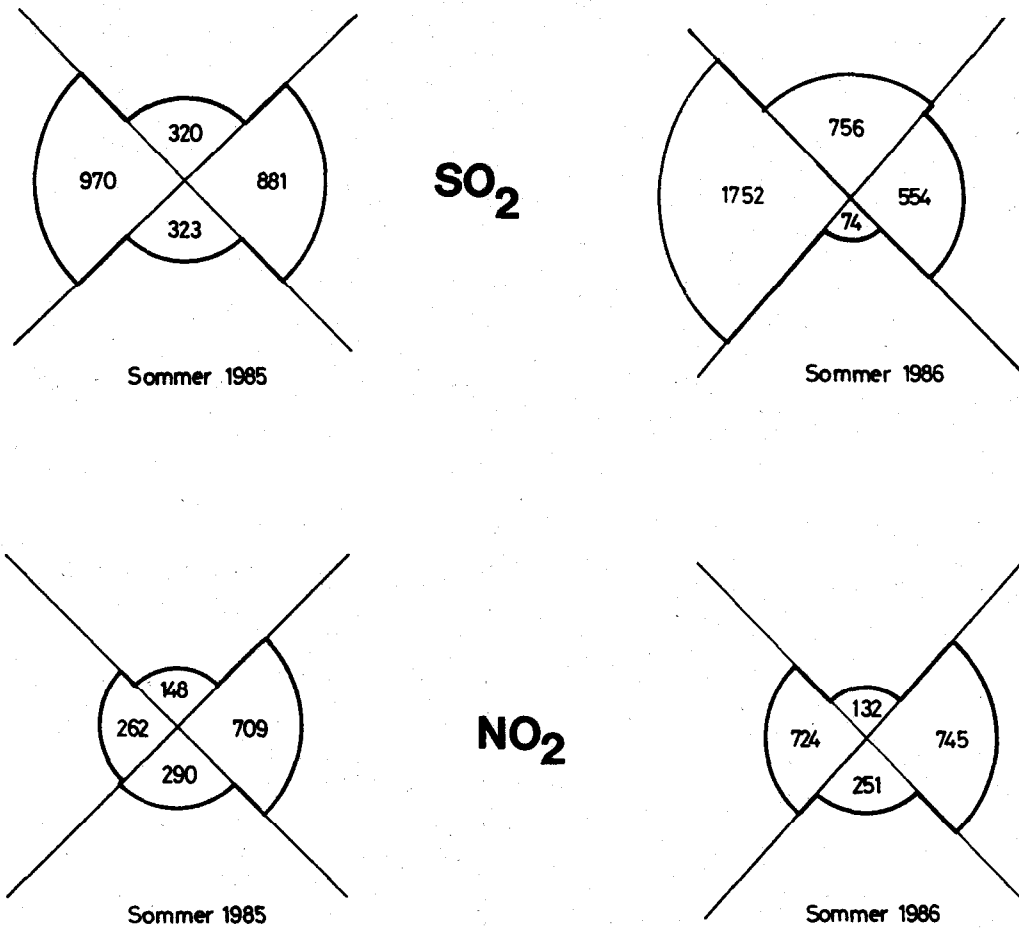


Abb.10: Windrichtungsabhängige Auswertung der "Schadstoffdosis" in 4 Windsektoren, Meßstelle Exelberg - "Sommer" 1985 und 1986
Meßdaten für S=2 in ($\mu\text{g}/\text{m}^3$).h/mo; ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)-Stunden pro Monat
Meßdaten für NO₂ in ppb.h/mo; (ppb)-Stunden pro Monat

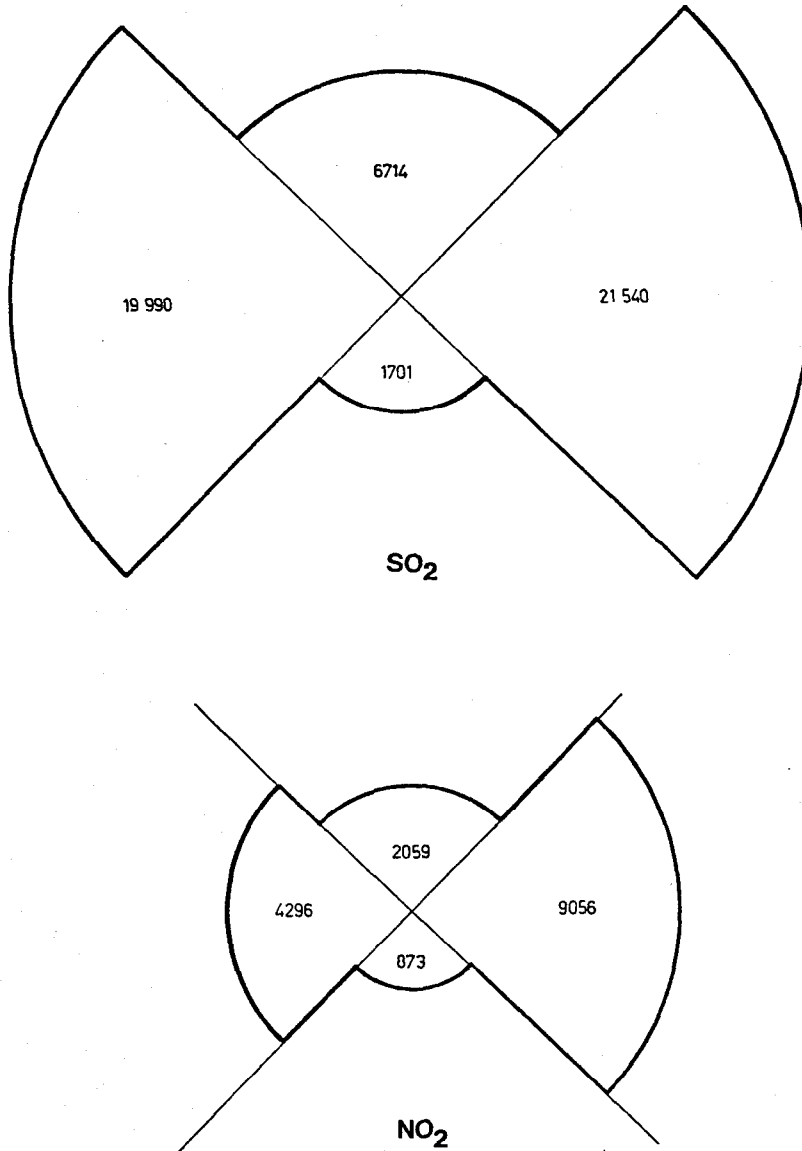


Abb.11.1: Windrichtungsabhängige Auswertung der "Schadstoffdosis" in 4 Windsektoren, Meßstelle Exelberg, Winter 1986
Meßdaten für SO₂ in ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)-h/mo; ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)-Stunden pro Monat
Meßdaten für NO₂ in ppb.h/mo; (ppb)-Stunden pro Monat

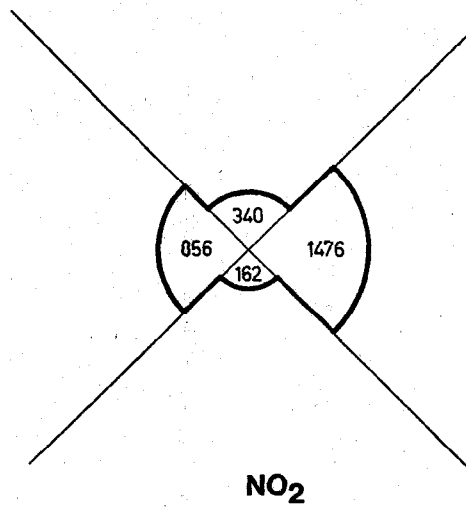
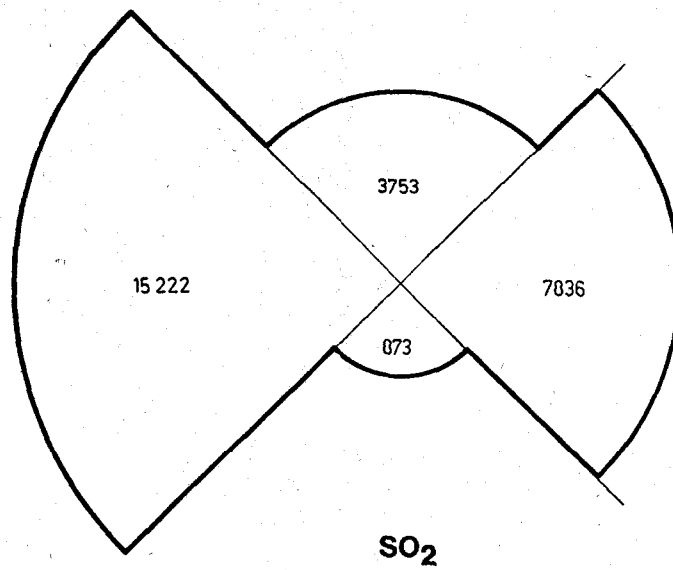
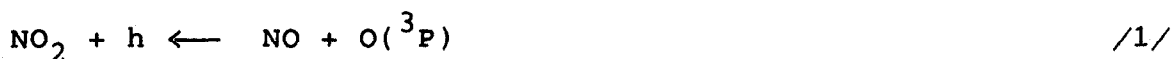


Abb.11.2: Windrichtungsabhängige Auswertung der "Schadstoffdosis" aus 4 Windsektoren, Meßstelle Exelberg, Winter 1985
Meßdaten für SO₂ in ($\mu\text{g}/\text{m}^3$).h/mo; ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)-Stunden pro Monat
Meßdaten für NO₂ in ppb.h/mo; (ppb)-Stunden pro Monat

3.2 Ozon

Unter den routinemäßig erfaßten Luftschadstoffen nimmt Ozon eine besondere Stellung ein, weil seine Entstehung auf einer Abfolge chemischer Reaktionen während des Luftmassentransportes beruht. Die bedeutendsten, zur Ozonbildung führenden Reaktionsketten sind die Photodissoziation des Stickstoffdioxid unter Einwirkung des Sonnenlichtes



und die Reaktion der freigesetzten Sauerstoffatome



zu Ozon. Zu einer atmosphärischen Anreicherung dieses Spurengases kommt es daher aufgrund der höheren Strahlungsintensität vorwiegend während des Sommerhalbjahres.

Da der Aufbau erhöhter Ozonkonzentrationen erst nach einigen Stunden Reaktionszeit beobachtet werden kann und die Luftmasse zu diesem Zeitpunkt den Emissionsort verlassen hat, werden die höchsten Ozonkonzentrationen in der Regel außerhalb der Ballungsgebiete beobachtet.

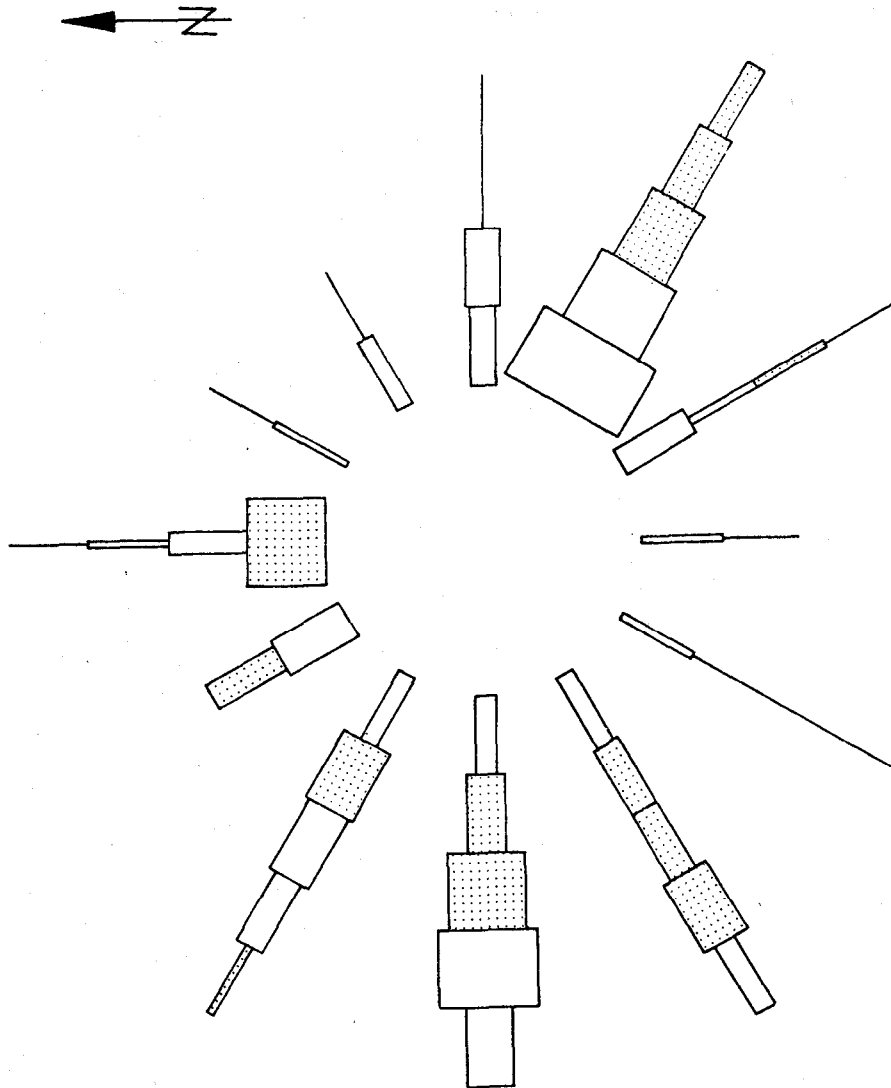
Der Immissionsmessung von Ozon kommt in Mitteleuropa besondere Bedeutung zu: In dem stark gegliederten Siedlungsraum sind industrielle Einrichtungen und Verkehrswege anders verteilt als in vergleichbaren Ballungsräumen Nordamerikas. In eine Luftmasse, die langsam über den europäischen Kontinent zieht, werden ständig neue Emissionsprodukte inkorporiert. Ist die Geschwindigkeit dieser Luftmasse, wie dies unter dem Einfluß eines schwachen Hochdruckgebietes im Sommer der Fall

ist, gering, können diese Schadstoffe nicht mehr innerhalb kurzer Zeit abtransportiert werden und reichern sich in der unteren Schicht der Troposphäre, der Mischungsschicht, an. Diese Anreicherung führt, gekoppelt mit starker Sonneneinstrahlung, zu einem Anstieg der Ozonwerte. Ab einer Konzentration von 100 ppb und einer Einwirkungsdauer von einer Stunde führt Ozon bei empfindlichen Pflanzenarten zu akuten Schäden (HECK und BRANDT, 1977). Man vermutet, daß Ozon eine maßgebliche Rolle als verursachender Faktor bei "neuartigen Waldschäden" zukommt.

3.2.1 Abhängigkeit der Ozonkonzentrationen von Anströmrichtung und Windgeschwindigkeit

Im Winter steht die am Exelberg beobachtete Ozonkonzentration mit der Konzentration an Stickoxiden in gegenläufiger Beziehung. Steigt die Belastung an Stickoxiden, sinkt der Ozongehalt. Dies ist im Windfeld über dem Exelberg in zwei Situationen der Fall: bei hohen Windgeschwindigkeiten aus dem Westen und bei niedrigen aus dem Südosten (Abb.12 und 13). Erhöhte Ozonwerte treten somit bei westlichen Winden bei mittleren Windgeschwindigkeiten (10 - 30 km/h) und bei östlichen Windrichtungen bei höheren Windgeschwindigkeiten (20 - 50 km/h) auf. Diese Ozonwerte sind somit in beiden Fällen mit advektiven Bedingungen gekoppelt.

Im Sommerhalbjahr liegen die Tagesmittelwerte für Ozon bei westlicher Anströmung fast ausschließlich unter 60 ppb, aus dem Osten häufig darüber, und zwar bei schwachen, als auch bei starken Windgeschwindigkeiten. Der einfache Schluß, daß Emissionen des Stadtgebietes von Wien die Ozonbildung bewirken, ist unzulässig. Denn bei hohen Windgeschwindigkeiten

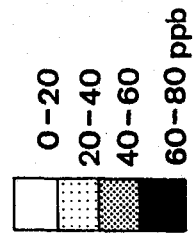
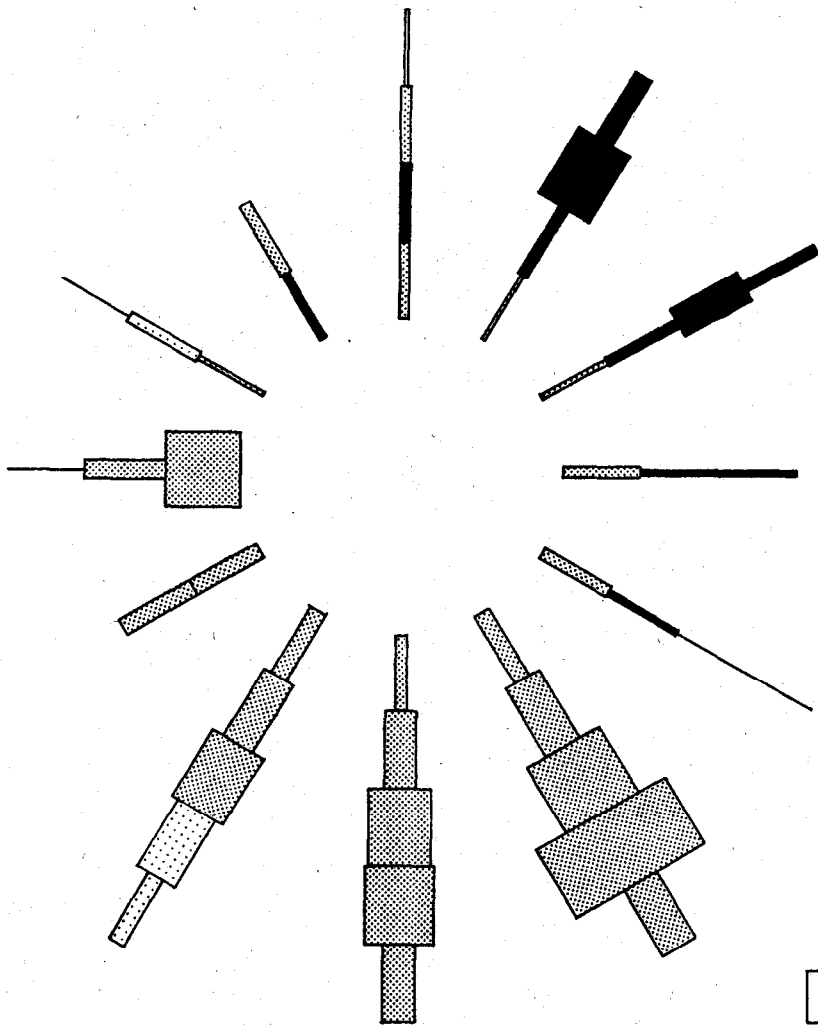
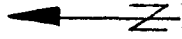


0-20
20-40 ppb

O₃

MET-PROFIL
EXELBERG, WINTER 84/85

Abb. 12



O₃ MET - PROFIL
EXELBERG, SOMMER 1985

Abb. 13

besteht nicht genug Zeit, daß sich Ozon aus den Stickoxiden der Stadtemissionen hätte bilden können. Es bleibt nur die Erklärung, daß der Ferneintrag einen maßgeblichen Anteil an der Ozonbelastung am Exelberg hat.

3.2.2 Ozontransport - großräumige Episoden

Im Ausland unternommene Fallstudien zeigen, daß Ozon über große Entfernungen hinweg transportiert werden kann (z.B. WOLFF, 1977 an der Ostküste Nordamerikas, ebenso CLARK, 1983, COX et al., 1975 in Großbritannien, TOUPANCE, 1985 in Frankreich). Es wird nachgewiesen, daß die Ozonkonzentrationen während des Transportes ansteigen und daß erhöhte Ozonwerte in der Regel großflächig auftreten. Nun ist es notwendig, diese Erkenntnisse auf das Bundesgebiet zu übertragen. Zur Diskussion steht die Frage, in welchem Ausmaß erhöhte Ozonkonzentrationen auftreten und welche Ausdehnung sie erreichen können. Auf Meßdaten von Sonden oder Flugzeugen kann in Österreich mit einer Ausnahme nicht zurückgegriffen werden. Ein Ergebnis einer Befliegung der Alpenregion zwischen der Po-Ebene und Bayern liegt vor und gibt einen wertvollen Hinweis (PAFFRATH et al., 1986): Typische Ozonkonzentrationen an sommerlichen Schönwettertagen wurden zwischen München und Mailand um 80 ppb gefunden, in Stadtnähe zwischen 100 und 150 ppb.

Im Alpenvorland betreiben die jeweils zuständigen Landesregierungen Waldmeßstellen in Schöneben, am Ostrong und am Heuberg (Rosalia). Wir vergleichen die Verläufe der Tagesmittelwerte einiger, aufeinanderfolgender Tage gemeinsam mit den Ergebnissen der Station Exelberg (Abb.14).

Unter dem Einfluß eines stationären Hochdruckgebietes steigen die Konzentrationen an allen Meßstellen synchron an. Der Zuwachs der O_3 -Konzentrationen ist im Osten etwas höher als im Westen. Ob lokale Einflüsse diese Unterschiede bewirken, oder ob die Höhenlagen der Meßstellen dafür verantwortlich sind, kann mit dieser Analyse nicht beantwortet werden.

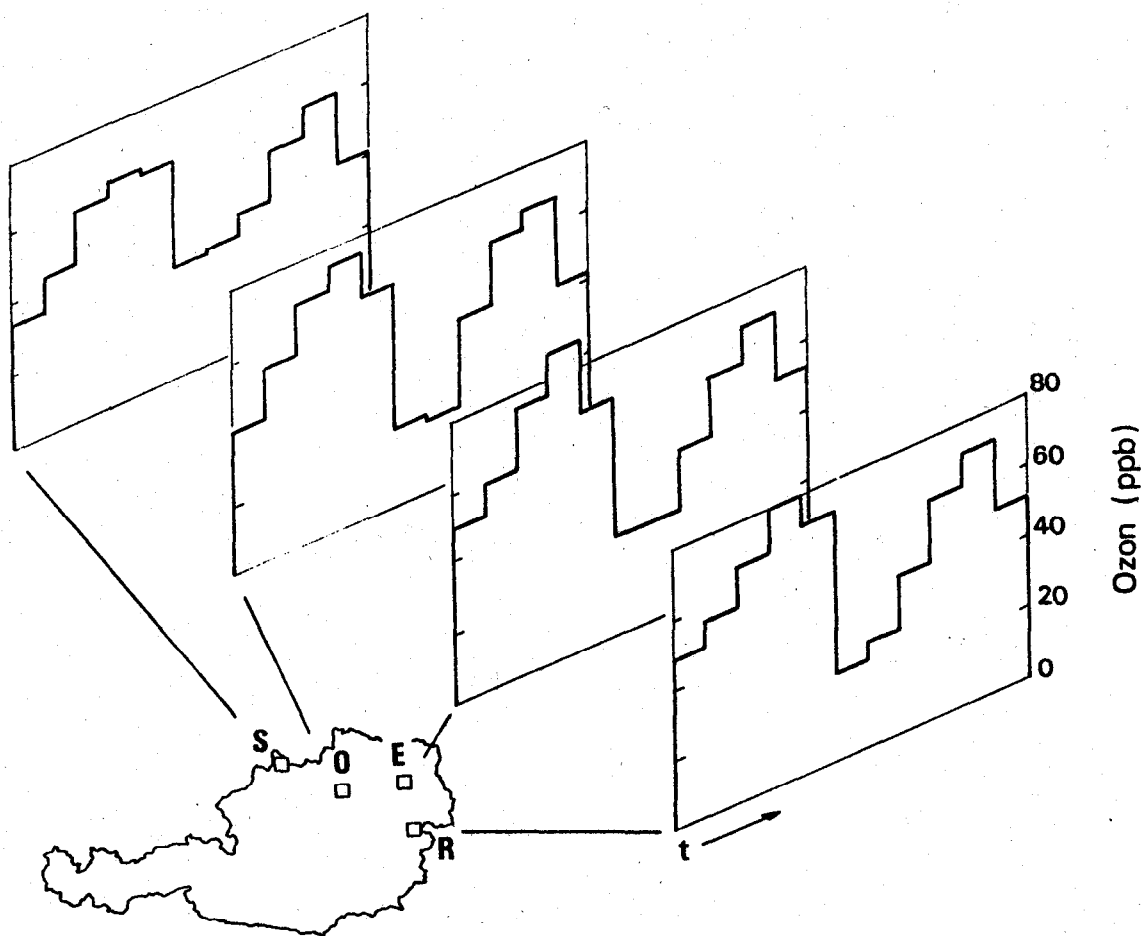


Abb.14: Tagesmittelwerte für Ozon an den Stationen Schöneben (S), Ostrong (O), Exelberg (E) und Rosalia (R) an elf, aufeinanderfolgenden Tagen vom 14. - 24.7.1986

An elf aufeinanderfolgenden Tagen (14. bis 24. Juli 1986) konnten sich zweimal Ozonepisoden ausbilden. Sie sind durch Regenereignisse am 5. und 6. Tag unterbrochen. Tagesmaxima wurden am 4. und am vorletzten Tag des Untersuchungszeitraumes registriert.

Sobald die Konzentration in Ostösterreich zunimmt, steigt auch die großflächige Belastung: am 4. Tag der ersten Episode beträgt sie 63 ppb und somit 72 % des beobachteten Maximums am Exelberg (87 ppb) und am 10. Tag 61 ppb oder 86 % des Tagesmittelwertes am Exelberg (71 ppb).

Es ist leicht zu sehen, daß die Station Exelberg in eine großflächige Episode eingebunden ist. Da nun bei gradient-schwacher Lage der Bodenwind mehrmals am Tag seine Richtung ändern kann und es ein Charakteristikum des Wiener Beckens ist, daß er am Nachmittag auf südöstliche Richtungen dreht, beobachten wir die Maxima der Belastung in der Regel bei südöstlicher Windrichtung. Es entsteht somit der Eindruck, als wären nur südöstliche Winde stärker an Ozon angereichert und die Emissionen der Stadt Wien für den Anstieg verantwortlich. Der direkte Einfluß der Stadt liefert jedoch nur eine Zusatzbelastung von 5 bis 30 ppb (Abb.21), während die Hauptmenge an O_3 aus den großräumig transportierten Luftmassen stammt.

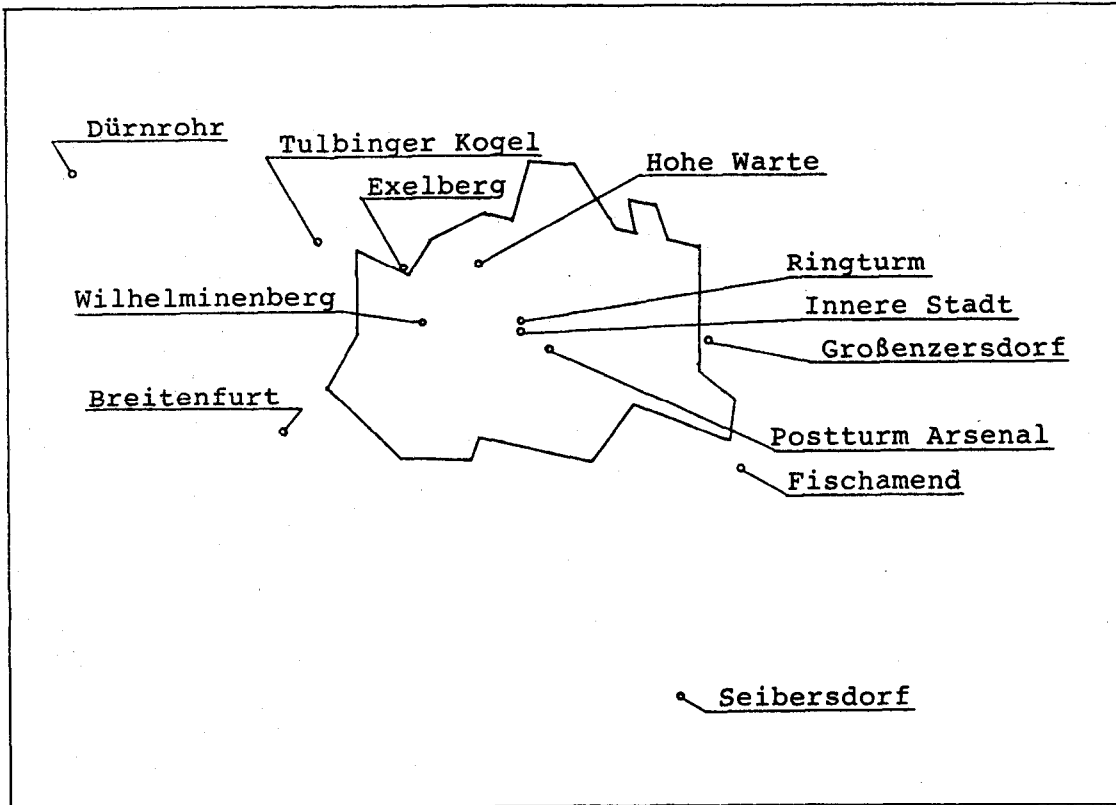
"Ozonepisoden" der genannten Art werden am Exelberg mehrmals im Verlauf eines Sommerhalbjahres beobachtet. Das räumliche und zeitliche Auftreten derartiger Episoden zu erfassen und Informationen aus Messungen in den umliegenden Ländern über ihre Ausbreitung in Hinblick auf die Quellgebiete der Präkursoren zu erhalten, sollte zukünftig Aufgabe eines Backgroundmeßnetzes in Österreich sein.

3.2.3 Maximale Immissionskonzentrationen - lokale Episoden

Beobachtungen im Sommer zeigen, daß bei Südostwinden am Exelberg kurzfristig sehr hohe Ozonkonzentrationen erreicht werden können. Auch in der Nacht kann Ozon hohe Werte annehmen.

Die Trennung eines von der Stadt generierten Anteils von dem Transportanteil kann bei Kenntnis des Windfeldes und der Temperaturschichtung über Wien erfolgen. Für Einzelfälle wurde das Windfeld über Wien aus den Aufzeichnungen der meteorologischen Stationen (Abb. 15) rekonstruiert. Das Temperaturprofil wurde mit den Meßdaten der Stationen Wien-Innere Stadt, Hohe Warte, Wilheminenberg und Exelberg erstellt.

Die Abbildung 16 gibt beispielhaft für den 20. September 1985 Windfeld und Temperaturprofil im Wiener Raum und die gemessenen Ozonkonzentrationen an der Station Exelberg wieder.



Station	Seehöhe [m]	Gerätehöhe über Grund [m] für Wind	Gerätehöhe über Grund [m] für Temperatur
Breitenfurt	440	10	10
Dürnrohr	180	75	
Exelberg	515	60	60
Fischamend	159	10	2
Großenzersdorf	153	10	10
Hohe Warte	202	35	2
Innere Stadt	171	52	52
Ringturm	170	90	
Postturm Arsenal	198	152	
Seibersdorf	185	10	2
Tulbinger Kogel	490	30	
Wilhelminenberg	380		2

Abb.15: Lage und Höhe der meteorologischen Meßstationen

20 09 1985

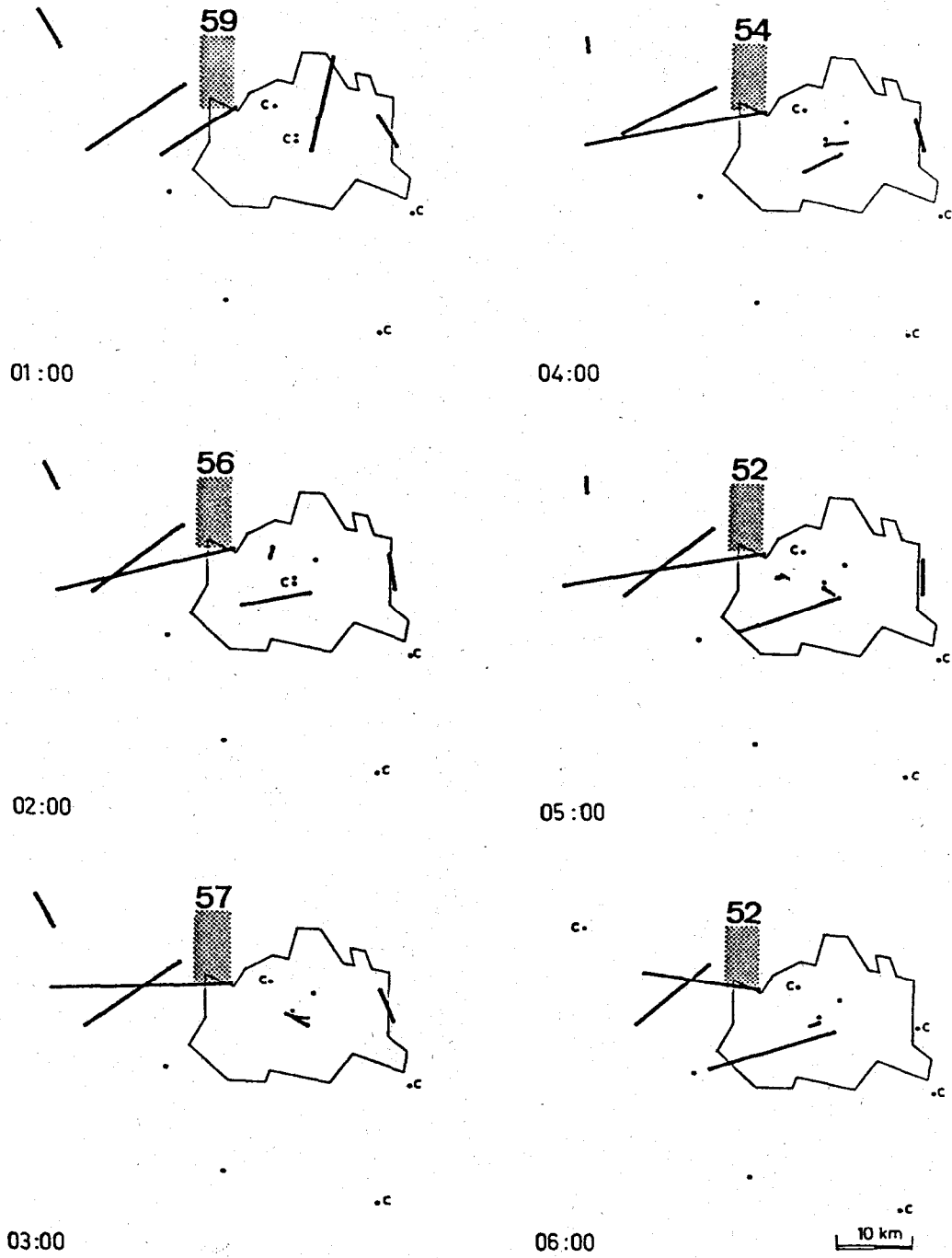
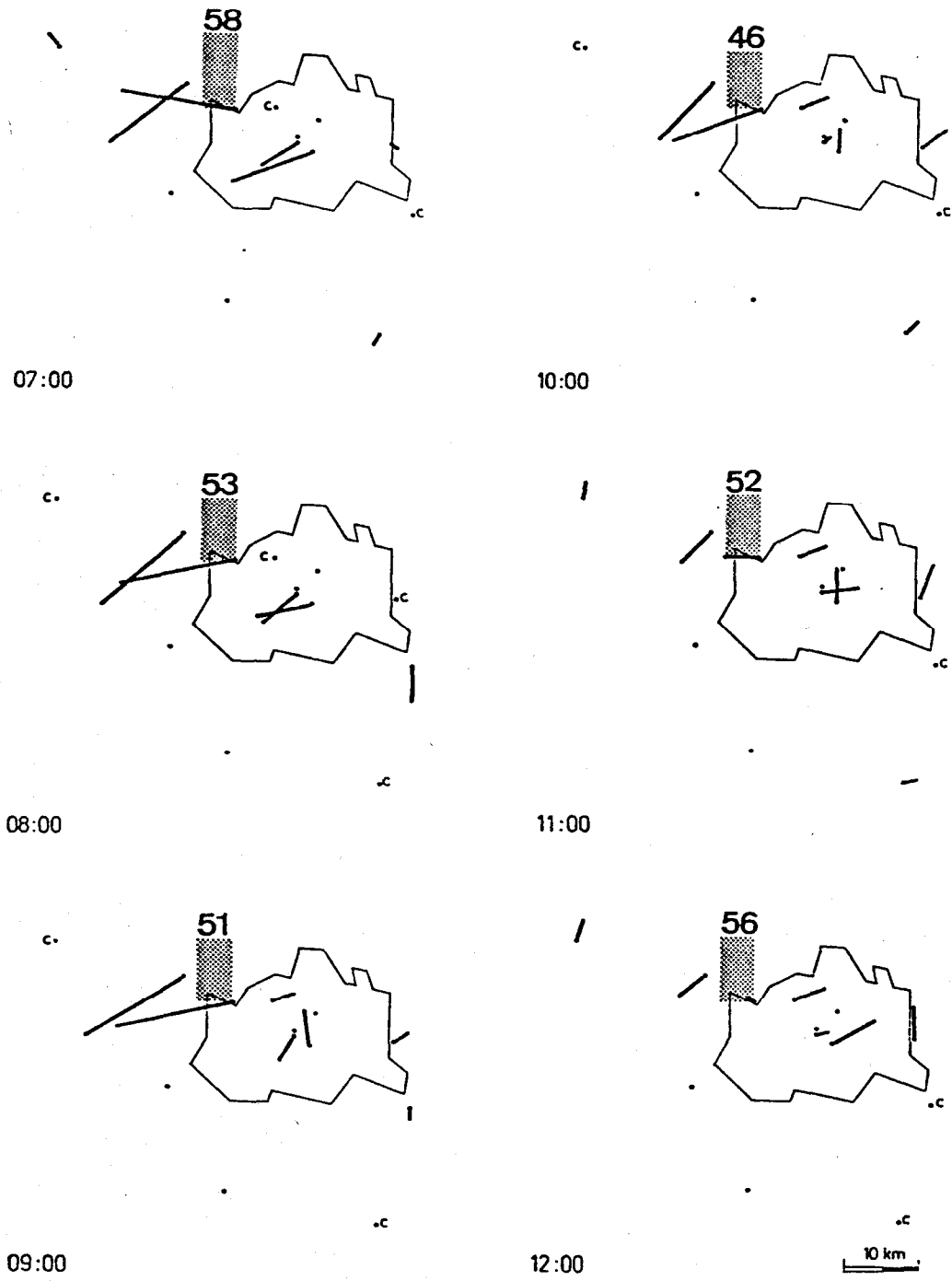


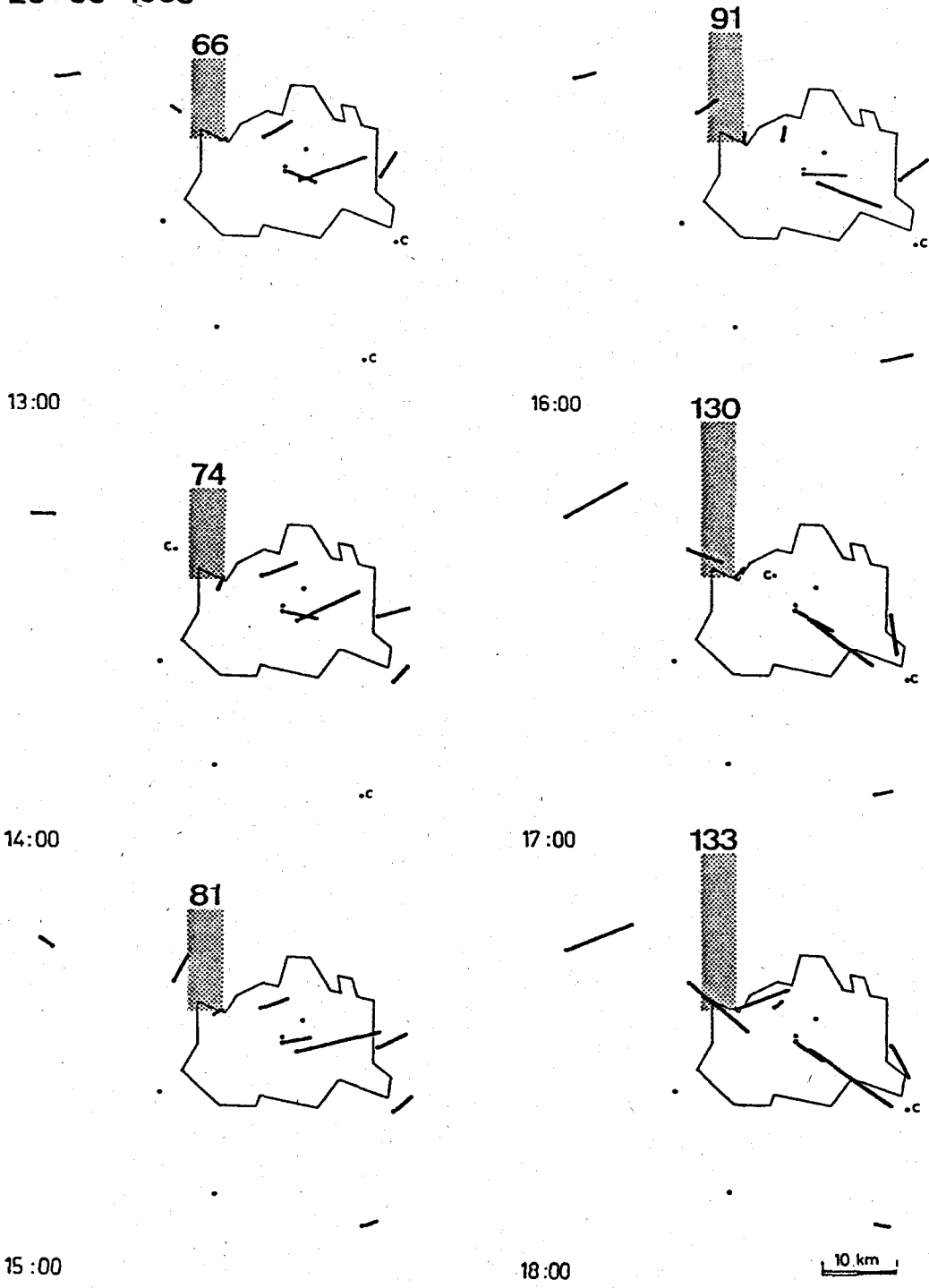
Abb.16.1

20 09 1985



09:00
Abb.16.2

20 09 1985



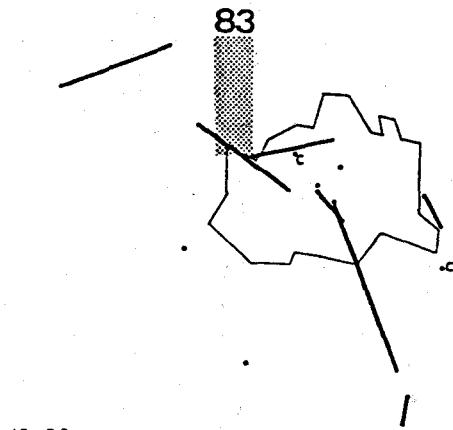
15:00

18:00

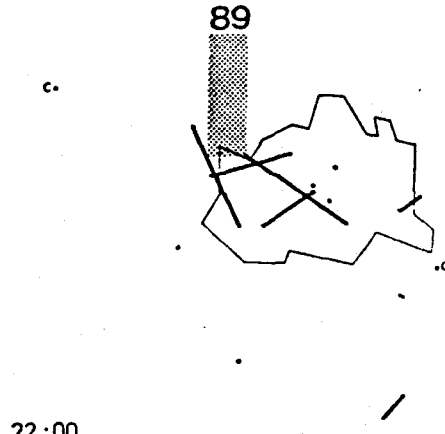
10 km

Abb. 16.3

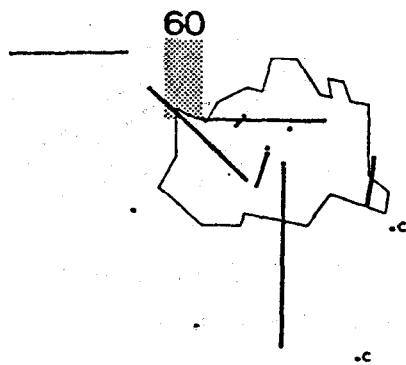
20 09 1985



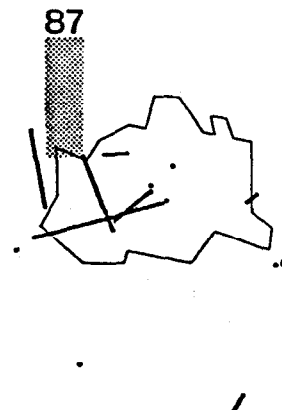
19:00



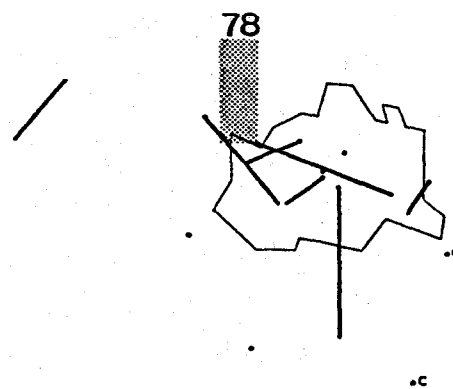
22:00



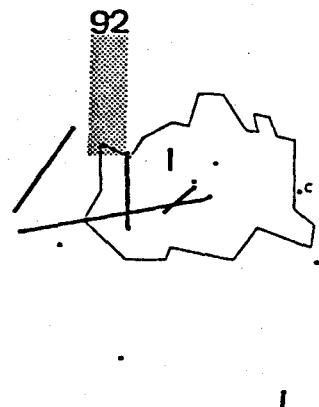
20:00



23:00



21:00



24:00



Abb.16.4

20 09 1985

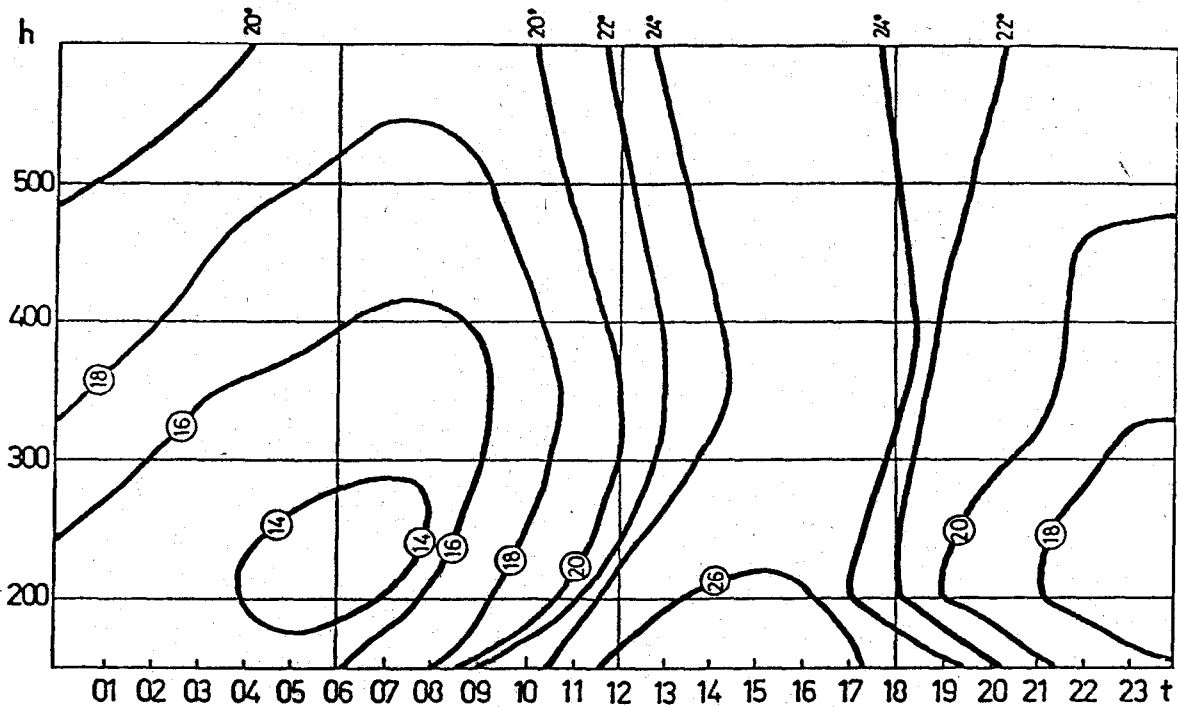


Abb.16.5: Temperaturverteilung vom 20.9.1985 im Wiener Raum
Abszisse: Tageszeit, Ordinate: Seehöhe

Das Windfeld über Wien, Fallstudie zum 20. September 1985

In der Nacht prägen Westwinde die Luftqualität: die Halbstundenmittelwerte für Ozon schwanken zwischen 50 und 55 ppb. Wenn sich die Winde gegen 9.00 Uhr abschwächen, kommt die Horizontalbewegung über Wien nahezu zum Stillstand. Im Stadtgebiet reichern sich Schwefeldioxid und Stickoxide an. Erst nach 11.00 Uhr driftet das Luftpaket nach Südwesten, dann mit zunehmender Geschwindigkeit nach Westen.

Vor 15.00 Uhr dreht die Windrichtung auf ESE (115° ; Windgeschwindigkeit 10 km/h am Postturm Arsenal). Ein Luftteilchen würde etwa eine Stunde brauchen, um die Stadt zu überqueren. Tatsächlich steigt die Ozonkonzentration am Exelberg um 15.30 stark an und erreicht zwischen 16.30 und 17.00 Uhr mit 145 ppb ihren maximalen Halbstundenmittelwert. Es ist zu beachten, daß zu diesem Zeitpunkt am Exelberg noch eine schwache Nordostströmung herrscht (WGE kleiner 1 m/s) und für das Ansteigen von Ozon keine Erklärung geben kann.

An die Ozonepisode schließt um 19.00 Uhr ein NO_2 -peak an. Weil die Sonneneinstrahlung aussetzt, wird Ozon nicht mehr gebildet, sondern von Stickoxiden verbraucht.

Nach 20.00 Uhr tritt über Wien rasch stabile Schichtung ein: Boden- und Höhenströmung sind gegeneinander um etwa 90x verschoben und weisen eine Temperaturdifferenz von 3°C auf (Inversion). Es kann angenommen werden, daß beide Strömungen von einander getrennt sind. Ozon steigt wieder bis auf etwa 90 ppb an. Die Station auf dem Exelberg mißt den Ozongehalt der Speicherschicht oberhalb der Bodeninversion.

In der folgenden Abbildung geben die Strecken den gemittelten, einstündigen Weg einer Luftmasse bis zum Erreichen der Wetterstation zur vollen Stunde (Eintragung links unterhalb der Graphik) an. Der Endpunkt des Weges ist daher mit dem Standort der Station ident. (Die 1-h Mittelwerte für O_3 sind in ppb angegeben.)

Lokale Luftbewegung bei antizyklonaler schwacher Druckverteilung

Die Beruhigung des Windfeldes führt in bodennahen Luftschichten zum Aufbau einer Calmen-Situation, in der freien Troposphäre ist die Strömung träge. Kleinräumige Luftbewegungen gewinnen an Bedeutung, die vertikale Durchmischung steuert die Diffusion von Luftschadstoffen. Für die Beschreibung von Konzentrationsmaxima wurden folgende typische meteorologische Ausbreitungsbedingungen für den Wiener Raum unterschieden:

a) Anhebung der Mischungsschicht, Konvektion morgens, etwa um 7.00 Uhr bricht die Bodeninversion auf. Thermische Turbulenz setzt ein, sodaß zunächst eine aufwärts gerichtete Durchmischung erfolgt. Die Schichtung ist instabil. Die horizontale Windbewegung ist uneinheitlich, an den Wiener Stationen werden divergierende Windrichtungen gemessen.

Gegen Nachmittag setzen sich östliche Strömungen durch. Sie drücken das Luftpaket gegen das Hügelland, wo es an Schadstoffen angereichert die Meßstelle passiert. Dieses Ereignis stellt eine "lokale" Episode dar. Die O_3 -Konzentrationen steigen innerhalb einer Stunde um das Doppelte und sinken ebenso schnell wieder ab. Die lokale Episode kann einer Quelle - hier der Flächenquelle Wiens - zugeordnet werden.

b) Stabile Schichtung in der Nacht, Inversion, Bodennahe Luftschichten kühlen in der Nacht ab. Gegen 22.00 Uhr Ortszeit hat sich die Schichtung der Atmosphäre über dem Wiener Becken soweit stabilisiert, daß der vertikale Luftmassenaustausch unterbunden wird. In 500 m herrscht eine mäßig starke Strömung. Eine Kontamination dieser Schicht mit Schadstoffen aus der Stadt kann, auf alle Fälle für niedrige Emissionsquellen, ausgeschlossen werden. Wenn die Temperatur an der

Meßstelle "Innere Stadt" unter jene vom Exelberg sinkt, wird der Effekt der Wärmeinsel unterdrückt und es kann angenommen werden, daß die Inversion geschlossen ist (BÖHM, 1986).

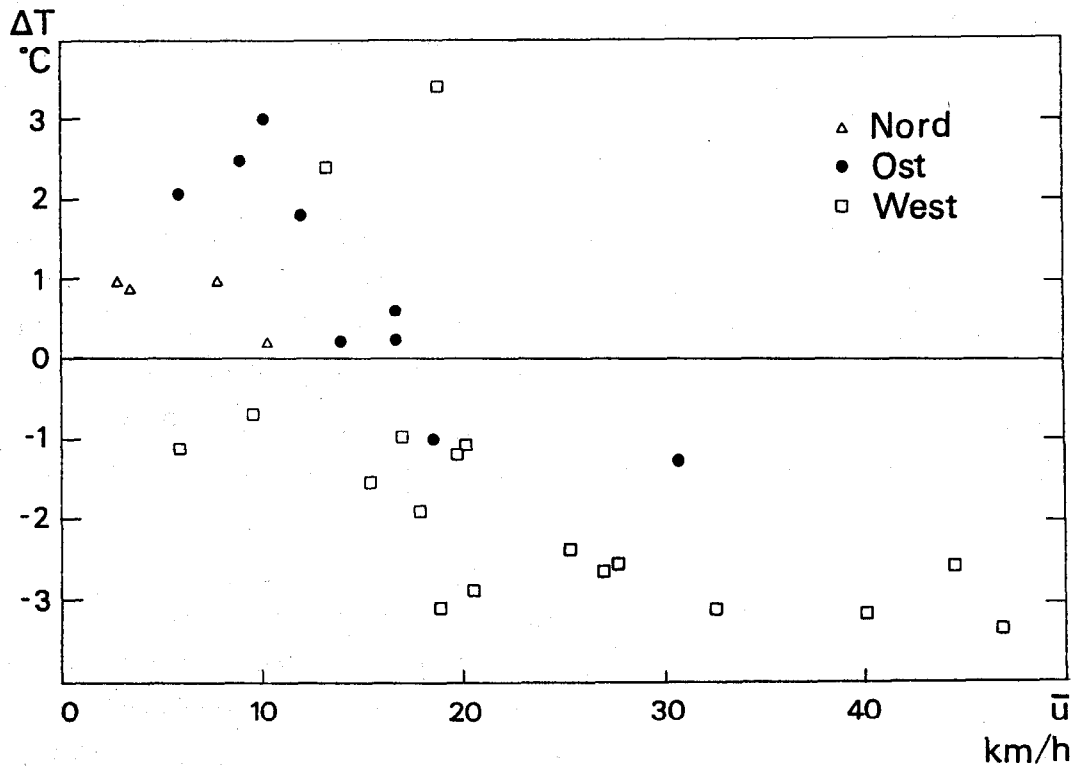


Abb.17: Temperaturdifferenz Exelberg - Innere Stadt 00.00-04.00 Uhr (Mittelwert) in Abhängigkeit von der Windgeschwindigkeit (Exelberg) Beobachtungszeitraum: 14.7.-14.8.1986

Das Zustandekommen einer nächtlichen Bodeninversion ist nur bei geringen Windgeschwindigkeiten möglich. In Abbildung 17 sind für den Zeitraum vom 14.7. bis 14.8.1986 die Tempera-

turdifferenzen der Stationen "Innere Stadt" (50 m über Grund) und Exelberg aufgetragen. Positive Differenzen geben Inversionen an.

In den Fällen einer nächtlichen Bodeninversion ist die am Exelberg beobachtete Ozonkonzentration repräsentativ für die über der Inversionsschicht liegende Luftmasse, das heißt für eine großräumige Verteilung.

c) Nächtliche Westwinde

Bei länger anhaltend windschwachen Wetterlagen dreht in den frühen Morgenstunden der Wind Richtung Stadt. Diese Südwestströmungen dringen bis über die Stadtmitte vor, erreichen jedoch nur noch abgeschwächt den östlichen Stadtrand. Die Ozonkonzentrationen dieser Strömungen liegen um 50 ppb. Die Umkehr der Windrichtung wird nicht an allen Tagen beobachtet.

d) Lebhaftige Winde aus den Hauptwindrichtungen Starke Winde aus den Hauptwindrichtungen Südost oder West, meistens den ganzen Tag über andauernd, tragen nicht zum Zustandekommen einer "lokalen" Episode bei. Unter diesen Bedingungen können großflächige Ozontransportvorgänge beobachtet werden.

Diskussion

An der Meßstelle Exelberg wurden zwei Ursachen für das Auftreten erhöhter Ozonkonzentrationen gefunden. Sie beruhen auf unterschiedlichen meteorologischen Bedingungen.

a) Extremwerte während des Tages

Die Ausgangsprodukte für die Ozonbildung, Stickoxide und reaktive Kohlenwasserstoffe, reichern sich in einer langsam fortbewegten Luftmasse über dem Stadtgebiet an, zumeist schon in einer eingegengten Mischungsschicht in der Nacht. Setzt Sonneneinstrahlung ein, entsteht Ozon. Die Luftmasse wandert langsam weiter, und eine Reaktionszeit von etwa zwei Stunden steht zur Verfügung, bevor sie an der Meßstation am Exelberg eintrifft. Dort beobachtet man ein Ozon-Maximum, als kurzfristige, "lokale" Episode. Die Halbstundenmittelwerte übersteigen oft 100 ppb. Sie sinken auf 60 - 90 ppb ab, wenn die Windgeschwindigkeit zunimmt oder die Sonneneinstrahlung nachläßt.

In der folgenden Tabelle sind alle Ereignisse angeführt, an denen die O_3 -Konzentrationen 100 ppb überschritten, soweit sie von der Datenerfassung registriert werden konnten. Anschließend sind die im Sommer 1985 und 1986 aufgetretenen, größten Halbstundenmittelwerte mit einigen deutschen Städten verglichen.

Jahr	Monat	Tag	von	bis	Dauer (h)	max. HMW (ppb)
1982	05	16	11:00	12:00	1.0	105
	05	22	14:30	15:00	0.5	107
1983	08	20	10.30	12:00	1.5	145
1984	06	20	17:00	20:30	3.5	118
	07	12	18:30	19:00	0.5	100
1985	08	13	12:30	14:00	1.5	123
	08	16	14:00	15:30	1.5	106
	08	22	11.30	12:30	1.0	110
	09	20	16:00	18:00	2.0	143
	10	05	13:30	15:30	2.0	129
1986	07	03	14:30	17:00	2.5	113
	07	05	12:30	14:00	1.5	104
	07	17	13:30	20:30	7.0	120
	07	29	12:00	13:00	1.0	111
	08	07	17:00	19:00	2.0	105
			19:30	22:00	2.5	121
	08	08	0:00	7:30	7.5	108
			11:00	18:00	7.0	148
	08	10	12:00	18:30	6.5	157
	08	11	11:30	12:00	0.5	103
	08	12	13:00	13:30	0.5	100
	09	16	15:00	15:30	0.5	102
	09	29	13:30	14:00	0.5	102

Tab.5: Überschreitung der Ozonkonzentration von 100 ppb an der Meßstelle Exelberg (soweit Meßdaten verfügbar waren - O₃-Datensätze 1982-1985 unvollständig)

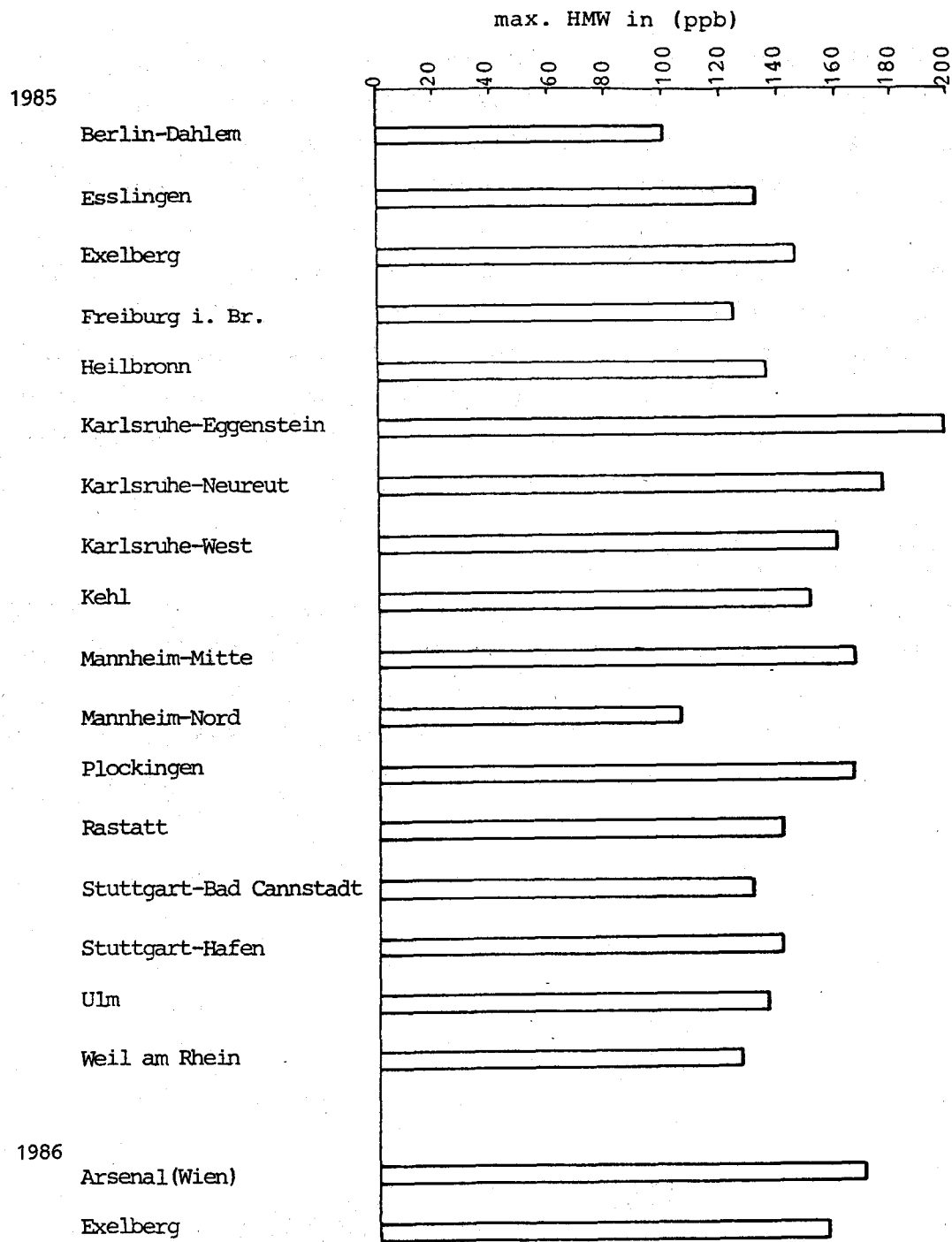


Abb.18: Maximale Halbstundenmittelwerte für Ozon im Wiener Raum (Arsenal und Exelberg) im Vergleich zu deutschen Städten, Sommer 1985 und 1986; Quelle: LAHMANN (1986)

Das Verhältnis von Ozon zu Stickoxiden in der Schadstoffwolke richtet sich nach der UV-Strahlung, der sie ausgesetzt war und der Zeitdauer der erfolgten Bestrahlung. Nach 19.00-Uhr bis morgens, etwa 9.00 Uhr wird Ozon nicht nennenswert gebildet. Man mißt daher zu dieser Zeit in Luftmassen aus der Stadt überwiegend Stickoxide und nur wenig O_3 . Innerhalb einer Schadstoffwolke lassen sich NO_2 und O_3 noch auf eine andere Weise differenzieren: Befinden sich in der Luftmasse neue Emissionsprodukte, also solche, die noch nicht weiter reagieren konnten, steigt zunächst NO_2 an. Erst im gealterten Teil erreicht Ozon seinen Höchstwert.

b) Extremwerte während der Nacht

In der Nacht sinkt die Temperatur der Erdoberfläche ab und es erfolgt eine Abkühlung der erdnahen Luftschicht. Eine Strahlungsinversion mit einer Stärke von etwa 50 bis 400 m bildet sich aus. Die Meßstelle Exelberg, begünstigt durch ihre orographische Lage, ragt über die Inversion hinaus.

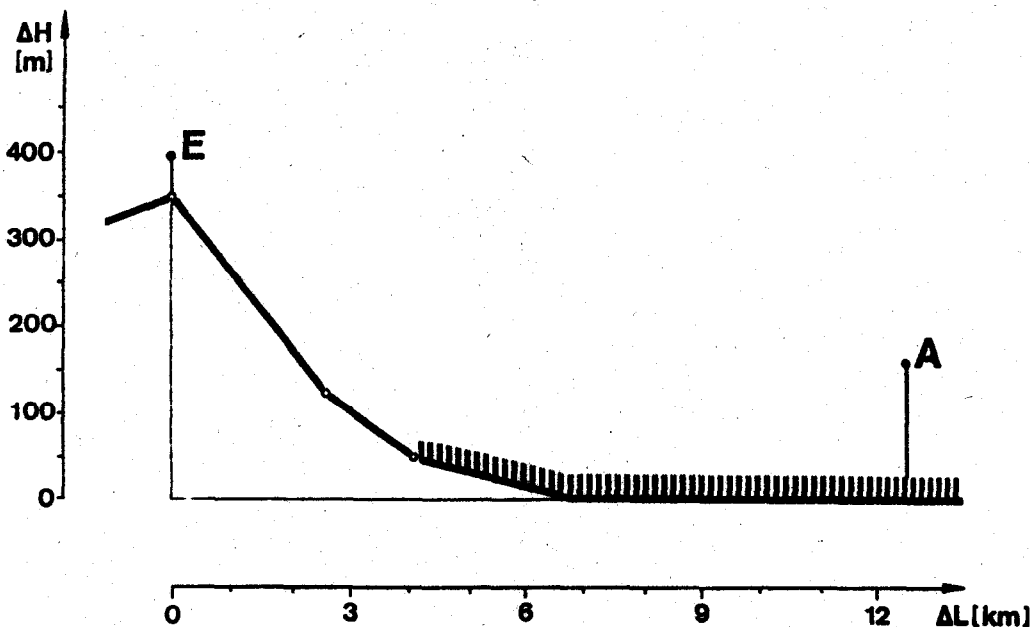


Abb.19: Schematischer Schnitt West-Ost durch Wien
A Turm Arsenal, E Turm Exelberg

Die Luftmassen, die an der Meßstelle Exelberg erfaßt werden, überqueren über der Bodeninversion das Wiener Becken. In diesen Luftmassen ist jenes Ozon gespeichert, das sich am Vortag in der Mischungsschicht gebildet hat und nun herangeführt wird. Da diese Schicht von der Flächenquelle, dem Stadtgebiet von Wien, isoliert ist, kann sie von ihr nicht beeinflußt werden. Die Absenz neuer Emissionsprodukte verhindert den Abbau von Ozon. Die Konzentrationen in dieser Schicht bleiben während der Nacht zwischen 60 und 100 ppb unverändert hoch. Der in niederen Lagen, z.B. in Wien beobachtete Tagesgang ist daher auf den Ozonverbrauch durch lokale Emissionen oder auf Depositionsvorgänge (GALBALLY, 1971; BRODER u. GYGAX, 1985) zurückzuführen und wird oberhalb der Inversion nicht mehr bemerkt. Dies ist auch ein Grund, warum die Repräsentativität von Ozonmessungen in Bodennähe angezweifelt wird (SCHIAVONE und GRAEDEL, 1980; VAN DOP et al., 1977). Wie stark sich der Einfluß von lokalen Emissionen auf die in Bodennähe gemessene Ozonkonzentration auswirken kann, zeigt ein Vergleich von Ozonwerten an den Meßstellen Hohe Warte und Exelberg sowohl bei westlicher als bei östlicher Windströmung (Abb.20). Die an der Hohen Warte zwischen 0.00 und 6.00 Uhr gemessenen Werte betragen einen Bruchteil der an der Höhenmeßstelle erfaßten Konzentrationen (Der punktierte Bereich in diesem Höhenprofil deutet die eingeeengte Mischungsschicht an.).

In Tabelle 6 sind die in der Nacht über einer Bodeninversion vorgefundenen, höchsten Ozonkonzentrationen (als 1-h MW) angegeben. Zieht man in Betracht, daß diese Konzentrationen nur wenig von den am Tag gemessenen, maximalen 1-h Mittelwerten differieren, wird die Bedeutung der Anreicherung von Ozon, in transportierten Luftmassen, welche eine Grundbelastung hervorrufen, ersichtlich.

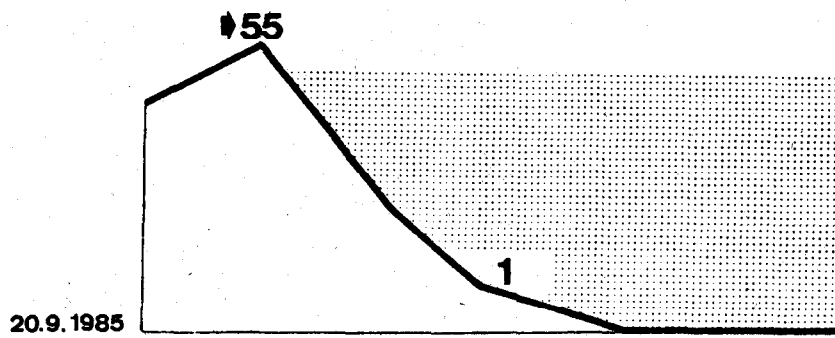
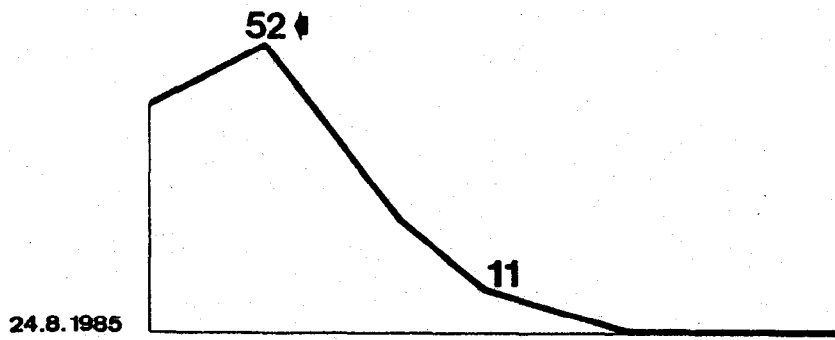
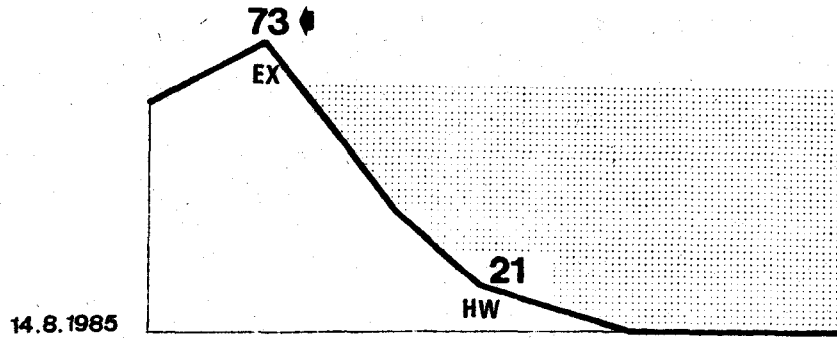


Abb.20: Ozon (ppb): Sommer 0.00-6.00 MEZ
Hohe Warte, Exelberg

Datum	Inversionsdauer*)	O3 (ppb)
1985 08 03	0:30 - 7:00	63
08 10	0:00 - 6:00	67
08 12	23:00 - 7:30	48
08 13	2:00 - 5:00	62
08 14	23:00 - 6:00	77
08 15	0:00 - 6:30	75
08 16	22:00 - 4:30	77
08 23	23:00 - 2:30	69
08 25	2:00 - 6:00	67
09 01	21:00 - 6:00	81
09 20	22:00 - 6:00	63
09 21	21:00 - 6:00	92
09 22	21:00 - 6:00	76
09 28	21:30 - 5:00	57
10 06	22:00 - 0:00	56
1986 07 04	23:00 - 6:00	74
07 06	0:00 - 4:00	71
07 16	23:00 - 6:30	77
07 17	23:00 - 6:30	78
07 18	22:00 - 4:30	95
07 22	0:00 - 4:30	49
07 23	23:00 - 6:30	78
07 28	0:00 - 5:30	59
07 29	22:00 - 6:00	70
08 07	0:00 - 5:00	-- **)
08 08	22:00 - 6:30	108
08 10	23:00 - 5:00	85

Tab.6: Maximale 1-h-Mittelwerte für Ozon über einer nächtlichen Bodeninversion; Beobachtungszeitraum: 1.8.-15.10.1985 und 1.7.-15.8.1986, Meßstelle Exelberg

*) berechnet aus der Temperaturdifferenz der Meßstellen Wien-Innere Stadt und Exelberg (wie für Abb.17)

***) wegen eines hohen NO_x -Gehaltes nicht repräsentativ

3.2.4 Vergleich zweier Turmstationen

Um die Vorbelastung östlicher Luftströmungen zu erfassen und sie von der örtlichen Ozonbildung zu trennen, wurde im Rahmen dieser Untersuchung im Zeitraum vom 14.7.-14.8.1986 ein zweites Ozonmeßgerät auf dem Richtfunkturm Arsenal betrieben. Dieser Standort bietet die einzige Möglichkeit östlich in Wien eine Höhenmessung von Ozon durchzuführen. Der Nachteil dieses Standortes besteht allerdings darin, daß er sich nicht außerhalb des Siedlungsgebietes befindet und die Messung daher von lokalen Emissionen beeinflußt werden kann. Nur bei hohen Windgeschwindigkeiten kann eine Backgroundbelastung aus dem Osten bestimmt werden. Im Untersuchungszeitraum traten 4 Fälle hoher Windgeschwindigkeiten (> 25 km/h) aus dem Sektor Ost bei starker Sonneneinstrahlung auf:

Datum	Ozonkonzentration (4-h MW) Arsenal, 12.00-16.00 Uhr
23. 7.	84 ppb
3. 8.	88 ppb
4. 8.	88 ppb
12. 8.	77 ppb

Diese, vorläufig wenigen Ergebnisse stellen eine hohe Ozonbelastung dar - alle sind nach HECK und BRANDT (1977) für empfindliche Pflanzenarten schädlich - und deuten an, wie wichtig eine im Dauereinsatz betriebene Vorbelastungsmeßstelle östlich von Wien wäre. Von den Messungen beider Turmstationen seien drei Tage mit drei verschiedenen Wetterlagen herausgegriffen und die Ganglinien der Ozonkonzentrationen dargestellt. Anhand dieser Fälle soll gezeigt werden, in welcher Weise unterschiedliche Werte von Ozonkonzentrationen unter verschiedenen meteorologischen Bedingungen über dem Stadtgebiet auftreten können.

Sonntag, 20.07.1986

Meßgröße	TMW	GR. HMW	KL. HMW
Exelberg			
WGE (km/h)	25.9	33.4	16.4
WRI (°)	284	299	270
T (°C)	11.0	12.3	9.5
rLF (%)	98	100	86

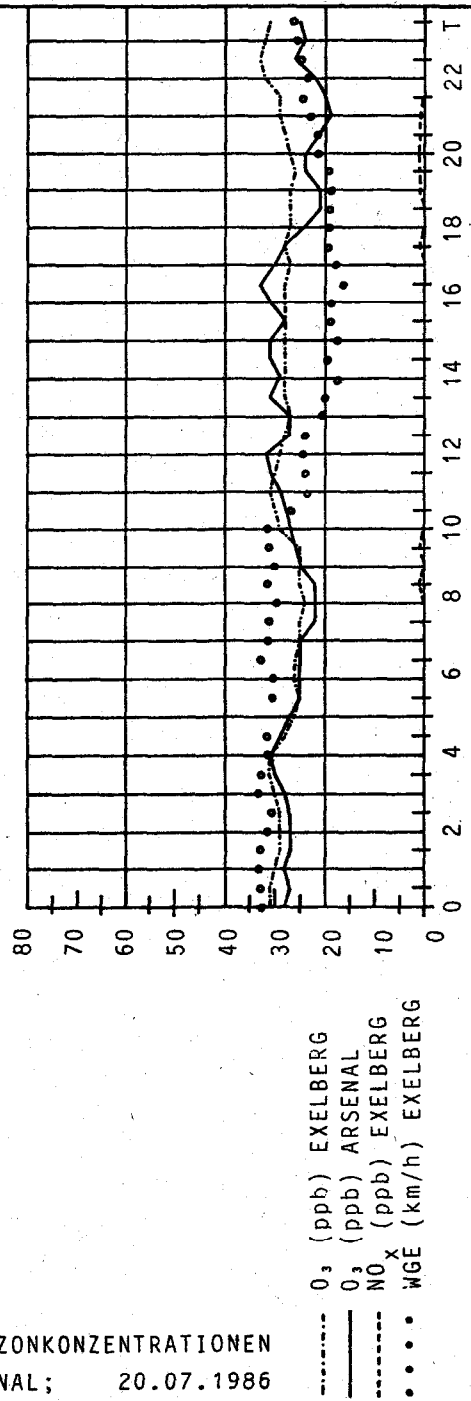
O ₃ (ppb)	28	33	24
NO _x (ppb)	0	1	0
Arsenal			
O ₃ (ppb)	26	33	22

Wetterlage: Tiefdruckrinne, starke nordwestliche Winde

Konzentrationsverlauf: nachts (4.00-7.00 Uhr) vollkommene Angleichung der Ganglinien an den Meßstellen Exelberg und Arsenal:
keine Luftqualitätsveränderung über Wien;
tagsüber sehr niedrige Ozonkonzentrationen infolge Niederschlagstätigkeit; sehr schwacher Tagesgang

FORSCHUNGSPROJEKT BGS EXELBERG

VERGLEICH DER OZONKONZENTRATIONEN
EXELBERG - ARSENAL; 20.07.1986



Mittwoch, 23.07.1986

Meßgröße TMW GR. HMW KL. HMW
Exelberg

WGE (km/h)	20.0	32.5	0.1
WRI (°)	0.00- 6.00 Uhr	-	181
	6.30-23.30 Uhr	-	134
T (°C)	22.3	27.6	17.2
rLF (%)	62	83	48
<hr style="border-top: 1px dashed black;"/>			
O ₃ (ppb)	71	85	48
NO _x (ppb)	7	86	0

Arsenal

O ₃ (ppb)	61	89	16
----------------------	----	----	----

Wetterlage:

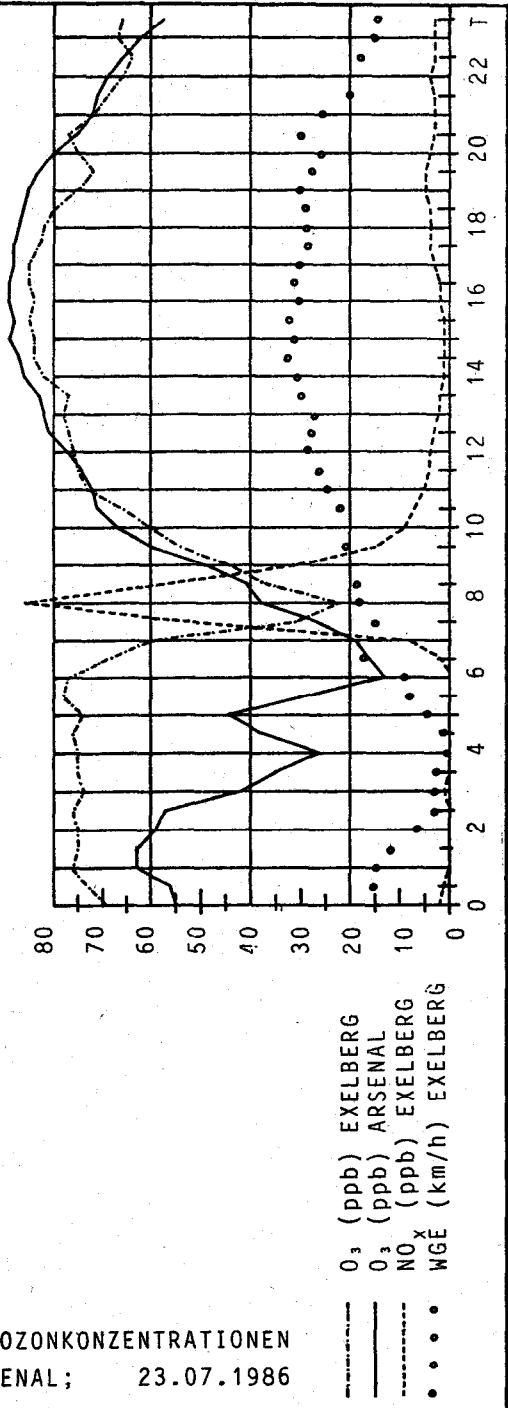
Hoch mit Zentrum über den Karpaten, tagsüber starker Ostwind (120°)

Konzentrationsverlauf:

0.00-6.00 Uhr: Inversion - Turmstation mißt über der Inversion 75 ppb O₃ bei schwach östlicher Strömung; am Morgen: Aufbrechen der Inversion - Freisetzung der in ihr eingeschlossenen Stickoxide, wodurch am Arsenal ab 5.00, am Exelberg ab 6.00 Uhr ein starker Einbruch der Ozonkonzentration erfolgt; nachmittags Ferntransport aus östlicher Richtung (Arsenal bis 89 ppb O₃), infolge sehr rascher Überströmung der Stadt keine lokale Ozonproduktion an der Meßstelle Exelberg beobachtbar.

FORSCHUNGSPROJEKT BGS EXELBERG

VERGLEICH DER OZONKONZENTRATIONEN
EXELBERG - ARSENAL; 23.07.1986



Freitag, 08.08.1986

Meßgröße

TMW

GR. HMW

KL. HMW

Exelberg

WGE (km/h)		16.8	35.2	2.4
WRI (°)	0.00- 8.00 Uhr	-	253	226
	8.30-16.30 Uhr	drehend, WGE	10 km/h	
	17.00-23.30 Uhr	-	283	243
T (°C)		22.4	27.7	16.2
rlF (%)		65	100	42

O ₃ (ppb)		103	148	60
NO _x (ppb)		3	10	1

Arsenal

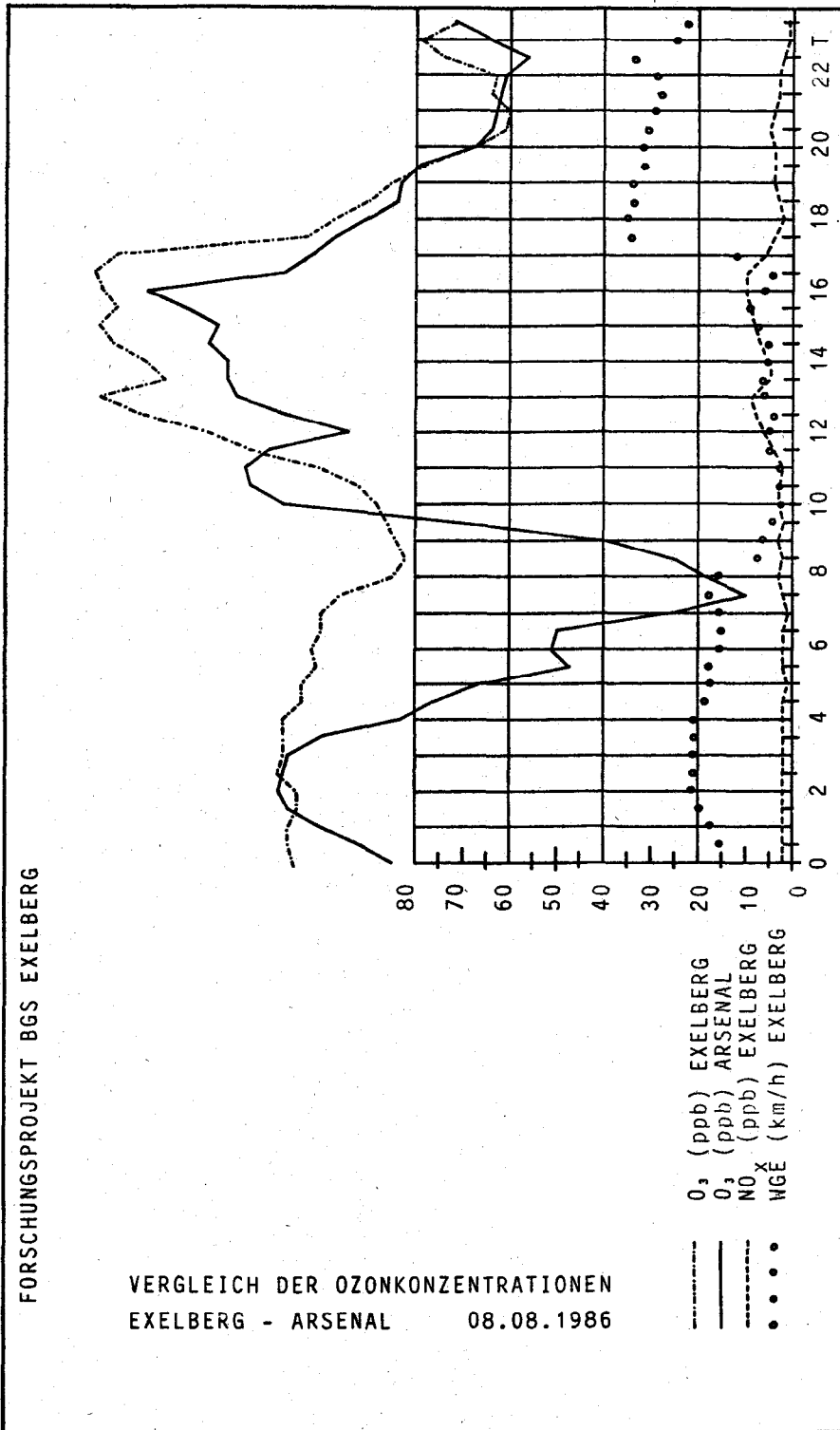
O ₃ (ppb)		84	137	10
----------------------	--	----	-----	----

Wetterlage:

schwacher Hochdruckeinfluß, s. schwache Luftbewegung, abends Gewitter

Konzentrationsverlauf:

0.00-7.00 Uhr Inversion - Turm Exelberg mißt über der Inversion 100 ppb O₃ bei westlicher Anströmung, Turm Arsenal nur zwischen 1.30 und 3.30 Uhr; 7.30 Uhr Anhebung der Mischungsschicht am Arsenal und Abfuhr der Luftmasse nach Osten; 10.00-17.00 Uhr: schwach östliche Strömung mit merklicher lokaler Ozonproduktion zwischen Arsenal und Exelberg mit einem Inkrement von bis zu 30 ppb (Höchstwert in Abb. 21); ab 17.00 Uhr lebhafter Westwind, Gewitter in der Umgebung, sprunghafter Rückgang von Ozon an beiden Meßstellen.



Ozonbildung über der Stadt

Die Konzentrationsunterschiede der beiden Meßstellen, Arsenal und Exelberg, wurden über die Windgeschwindigkeit in Beziehung gebracht. Zur Berechnung der Ozonbildung bzw. des Ozonabbaues wurde von einem Zeitpunkt t_{E1} am Exelberg ausgegangen. Mit Hilfe der Windgeschwindigkeit am Exelberg wurde jener Zeitpunkt (t_{A1}) berechnet, zu dem ein Teilchen, daß zur Zeit t_{E1} am Exelberg war, 10 km zurückgelegt hat, also theoretisch am Arsenal gewesen sein könnte. Der zu diesem Zeitpunkt aktuelle O_3 -Halbstundenmittelwert am Arsenal wurde von dem Halbstundenmittelwert mit der Anfangszeit t_{E1} am Exelberg subtrahiert (ΔO_3). Diese Berechnung wurde für alle acht Halbstundenmittelwerte am Exelberg in der Zeit von 12.00 bis 16.00 Uhr durchgeführt und die so erhaltenen Differenzen ΔO_3 gemittelt. Bei Westwind fällt t_{A1} nach t_{E1} , bei Ostwind t_{A1} vor t_{E1} (Abb.21).

Von den Berechnungen wurden zwei Tage ausgenommen, an welchen das Windfeld nicht in eine einheitliche Strömungsrichtung eingeteilt werden konnte. Tage mit Niederschlagsereignissen wurden nicht ausgeschlossen.

Ostwinde treten seltener und mit geringerer Geschwindigkeit auf als Westwinde. Bei geringer Windgeschwindigkeit ist das Ozonbildungspotential über der Stadt am höchsten. Bei großer Windgeschwindigkeit, niedriger Strahlungsintensität beziehungsweise bei Niederschlag, vor allem aber beim Zusammenreffen dieser Faktoren wird Ozon in der Regel verbraucht. Diese Fälle werden in der Abbildung 21 mit negativem Vorzeichen ausgewiesen.

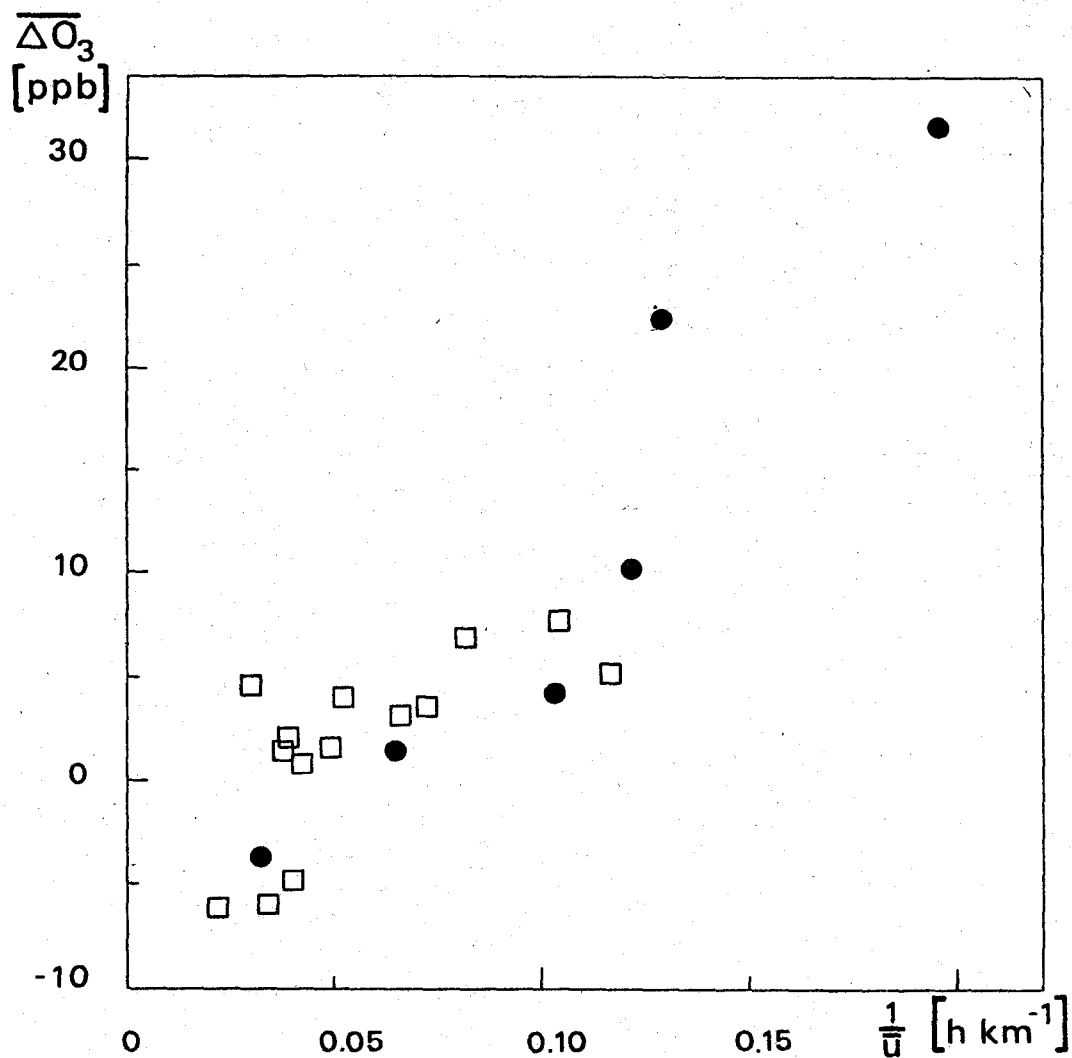


Abb.21: Berechnete Differenz der Ozonkonzentrationen an den Meßstellen Arsenal und Exelberg; 12.00-16.00 Uhr, bezogen auf WGE Exelberg; 14.7.-14.8.1986
WRI: Sektor West - Sektor Ost

3.2.5 Zusammenfassung

Die Beobachtung der großräumigen Ozonbelastung wird durch die besondere Lage (Turmstation auf Hügel) ermöglicht: Die Höhendifferenz zwischen der Turmstation und der Ebene des Wiener Beckens von etwa 390 m ist ausreichend, um bei gegebener Schichtung der Atmosphäre die Speicherung von Schadstoffen über einer nächtlichen Bodeninversion, die sich im Wiener Becken gebildet hat, zu beobachten. Die Beobachtung der Schicht über einer Bodeninversion, der Speicherschicht, erfolgt über Großstädten ansonsten mit Sonden oder Flugzeugen. Von Bodenstationen aus kann sie nicht erfaßt werden.

Die Schadstoffkonzentrationen, die wir oberhalb der nächtlichen Bodeninversion vorgefunden haben, sind während sommerlicher Schönwetterperioden außerordentlich hoch. Die Ozonkonzentrationen überstiegen im Sommer 1986 100 ppb. In dieser Größenordnung bewegen sich in der Nacht auch die Ozonkonzentrationen über Tokyo (UNO et al., 1984).

Die Ergebnisse am Exelberg demonstrieren gemeinsam mit anderen Untersuchungen das Vorhandensein weitreichender, großflächiger Schadstoffwolken, in denen sich Ozon bilden kann.

Den großräumigen Episoden überlagert, werden am Exelberg kurzfristig auftretende, lokale Episoden beobachtet, aus deren Verlauf eine zusätzliche Ozonproduktion durch Emissionen aus dem Wiener Raum abgeleitet werden kann. Die Zusatzbelastungen liegen, wie in Abbildung 21 gezeigt wird, zwischen 0 und 30 ppb.

Die nachfolgenden Tabellen geben die Häufigkeitsverteilungen der Ozonkonzentrationen in verschiedenen Klassen an. Die

Schranke von 80 ppb wird von der US-Environmental Protection Agency als Grenzwert für den maximalen Stundenmittelwert angegeben. Von besonderem Interesse ist der Zeitraum vom 14.7.-14.8.1986, der in dem Bericht an verschiedenen Stellen Erwähnung findet. Während der zum Vergleich heranziehbaren Sommermonate die Häufigkeit der Überschreitung des 1-h MW von 100 ppb bei 0.2 bis 1.3 % (Tab.7) beträgt, war im Zeitraum vom 14.7.-14.8.1986 der 1-h Mittelwert von 100 ppb in 11.1 % der Fälle überschritten.

Periode	n	0-80	relative Häufigkeit in % Klasse (ppb Ozon)			
			81-100	101-120	120	
August	83	598	91.5	8.4	0.0	0.2
September	83	672	99.9	0.0	0.1	0.0
August	85	428	95.3	3.7	0.9	0.0
September	85	647	98.8	0.8	0.3	0.2
Juli	86	675	92.0	6.7	1.3	0.0
14.7.-14.8.	86	722	78.0	10.9	5.1	6.0

Tab.7: Häufigkeitsverteilungen der 1-h Mittelwerte von Ozon für verschiedene Sommermonate am Exelberg

4 "SAURE" KOMPONENTEN IN DER ATMOSPHERE

Von den säurebildenden Luftschadstoffen werden derzeit nur die sogenannten "Primärkomponenten" Schwefeldioxid (SO_2) und Stickoxide (NO_x) mit herkömmlichen, kommerziellen Analysemethoden erfaßt. Ein sehr hoher Anteil der Deposition von sauren Komponenten erfolgt jedoch in der Form von gasförmigen, teilchenförmigen, sowie in flüssiger Phase eingebundenen Nitraten und Sulfaten. Die Erfassung dieser Komponenten ist meßtechnisch aufwendig und benötigt verschiedene Probenahmeverfahren.

Für die Probenahme der wichtigsten, an Depositionsprozessen beteiligten Verbindungen wurde am Institut für Analytische Chemie eine Probenahmeapparatur entwickelt, welche es erlaubt, gasförmiges HCl , HNO_3 , SO_2 , NH_3 , Ameisen- und Essigsäure, sowie teilchenförmige Chloride, Nitrate und Sulfate, Schwefelsäureaerosol und Ammoniumverbindungen zu erfassen. Diese Apparatur, ein Diffusions-Denuder-System, wurde bereits an mehreren Meßstellen in Europa im Rahmen der Zusammenarbeit einer internationalen Projektgruppe, des "Heterogenous Atmospheric Chemistry Project" (Projektinitiator: T. Novakov, Lawrence Berkely Laboratories, Berkely, California) eingesetzt. Weiters wurde die Meßeinrichtung hinsichtlich der Messung von organischen Säuren in einem Feldversuch an der University of Virginia in Charlottesville einem Vergleichstest unterzogen.

4.1 Meßverfahren

Die Sammeltechnik des Denuder-Systems beruht auf der Ausnutzung verschieden hoher Diffusionsgeschwindigkeiten zur Trennung von Gasen und Aerosolen. Bei einer Probenahmerate von etwa 10 l/min und laminarem Durchfluß werden in den Denuderrohren Gase adsorbiert, während Aerosole ungehindert die Röhren durchqueren.

Die Probenahmeeinrichtung besteht aus einer Serie von fünf hintereinandergeschalteten, beschichteten Ringspaltrohren, gefolgt von einem Teflonfilter zur Abscheidung partikelförmiger Restbestandteile (Abb.22). Die Abscheidung der einzelnen Komponenten erfolgt auf selektiv wirkenden Beschichtungsmaterialien auf den jeweiligen Rohren.

Rohr Nr.	Beschichtung	analysierte Komponenten
1	NAF	Cl^- , NO_3^- , $(\text{SO}_4^{2-})^*$
2	H_3PO_4	NH_4^+
3	NaOH	Formiat, Acetat, Glycolat, Lactat (F^- , NO_2^- , NO_3^- , SO_3^{2-} , SO_4^{2-})*
4	NaF	Cl^- , NO_3^- , SO_4^{2-}
5	H_3PO_4	NH_4^+
Filter	-	Cl^- , NO_3^- , SO_4^{2-} , Na^+ , K^+ , NH_4^+

Tab.8: Beschichtung und analysierte Komponenten

* analysiert für Kontrollzwecke

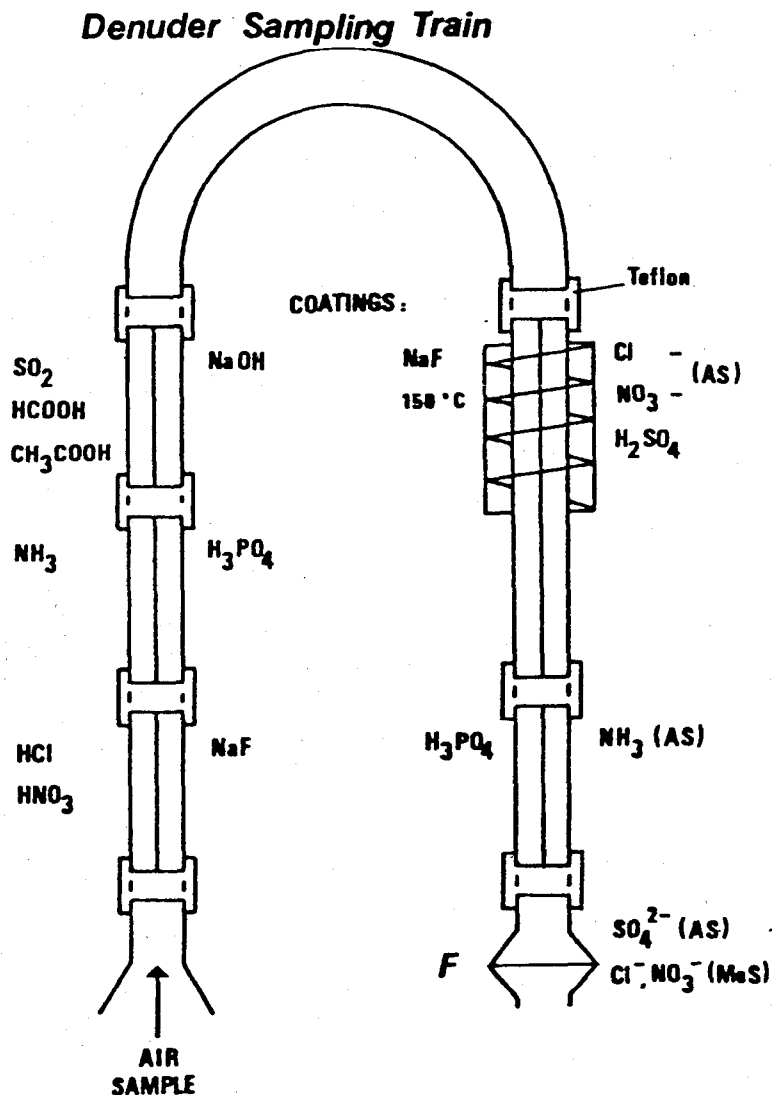


Abb.22: Schematischer Aufbau der "AFU"-Denuderbatterie
 NaF, H₃PO₄ und NaOH ... Beschichtungen, F ... Filter
 (Teflonfaser); AS ... Ionen aus Ammonsalz,
 MeS ... Ionen aus Metallsalz;
 HCl, HNO₃ ... Abscheidung im 1. Rohr, NH₃ ... Ab-
 scheidung im 2. Rohr, SO₂, HCOOH, CH₃COOH ... Ab-
 scheidung im 3. Rohr, H₂SO₄, Cl, NO₃ aus AS ... Ab-
 scheidung im 4. Rohr, NH₃ aus AS ... Abscheidung im
 5. Rohr;
 SO₄ aus AS und MeS, Cl, NO₃ aus MeS ... Abscheidung
 auf Filter

Das Denudersystem entspricht in seinem Aufbau einem Vorschlag von SLANINA et al. (1981) und wurde am Institut für analytische Chemie der Technischen Universität Wien zur Abscheidung flüchtiger organischer Säuren erweitert. Die Bestimmung der abgeschiedenen organischen und anorganischen Ionen erfolgt nach Elution mit Wasser durch verschiedene ionenchromatographische Verfahren.

Tabelle 9 zeigt die Konzentrationsbereiche der untersuchten Komponenten an verschiedenen Meßstellen in Europa.

	Po Ebene Nov. 84 n=8	Ljubljana Feb. 85 n=4	Linz-BS Sommer85 n=13	Wien-KE Winter 84 n=28	Exelberg So.85 u.86 n=11+27
HCl	0.1-0.5	0.1-0.4	0.2-1.6	0.1.-1.5	0.1-1.3
HNO ₃	0.5-10	0.5-3.5	2.4-73	1.0-7.5	0.2-14
H ₂ SO ₄	0.4-3.3	9-23	1.4-17	3.2-18	0.7-23
HCOOH	0.1-1.7	1.1-4.6	1.5-3.2	1.8-10	1.0-21
AC	n.a.	1.2-4.5	n.a.	5.0-25	0.7-5.1
Cl-AS	0.1-0.4	0.2-1.0	0.1-3.7	0.4-2.8	0.1-0.9
NO ₃ -AS	0.5-12	2.0-7.9	7.5-59	1.9-16	0.5-5.6
SO ₄ -AS	2.5-23	17-29	2.9-99	1.7-13	0.2-16

Tab.9: Konzentrationsbereiche analysierter Komponenten in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (AC-Azetat, AS-Ammoniumsalze, n.a.-nicht analysiert; BS-Berufsschulzentrum KE-Kaiserebersdorf)

Am Exelberg wurden zwei Meßserien durchgeführt. Die Proben der ersten Meßserie vom 20. bis 24. August 1985 wurden tags

und abends zu verschiedenen meteorologischen Bedingungen gezogen. Ein wesentliches Ergebnis dieser Meßreihe war die Beobachtung eines Tag-Nacht Zyklus für gasförmige Salpetersäure sowie die Beobachtung relativ hoher Gehalte von gasförmigen organischen Säuren in der Atmosphäre (Abb.23 und 24).

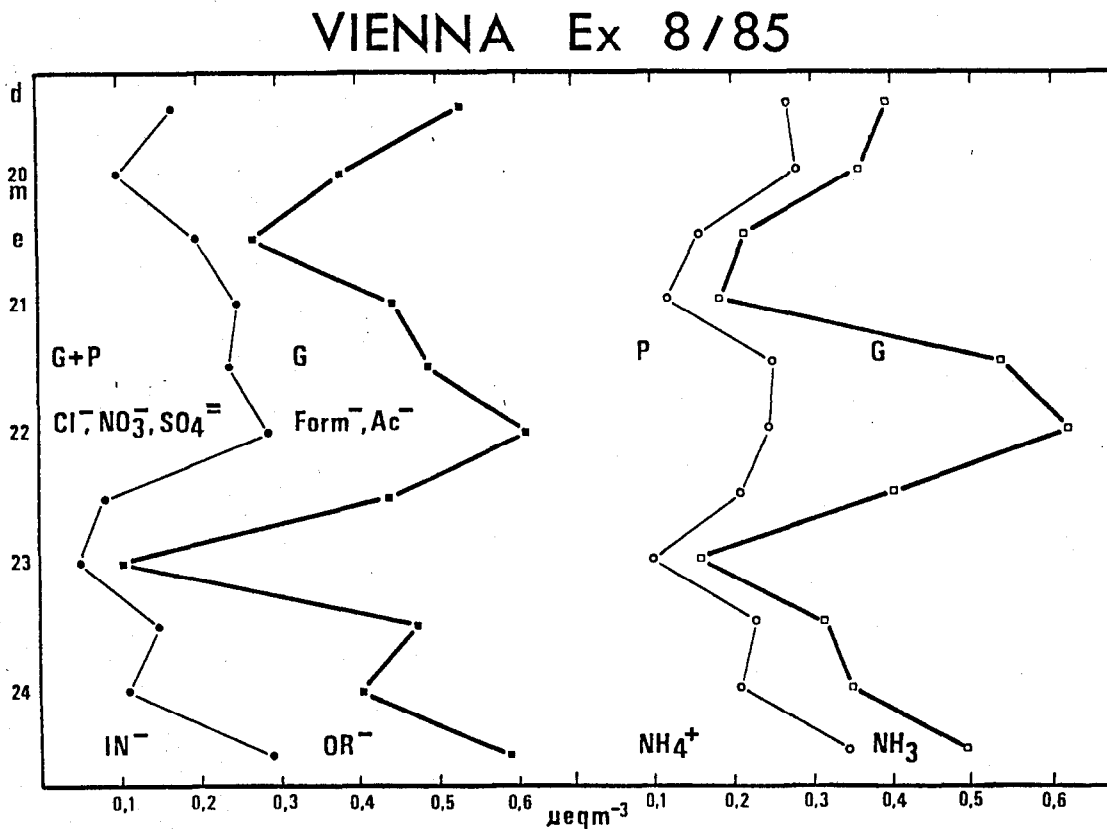


Abb.23: Zeitlicher Verlauf von "sauren Komponenten" am Exelberg; Meßperiode: 21.-24.8.1985; alle Angaben in $\mu\text{eq}/\text{m}_3$

IN^- ... Summe von gas(G)- und teilchenförmigen (P) anorganischen säurebildenden Anionen (Chlorid, Nitrat, Sulfat)

OR^- ... Summe von gasförmigen organischen säurebildenden Anionen (Formiat, Acetat)

NH_4^+ ... Summe an teilchenförmigem Ammonium

NH_3 ... Ammoniak (gasförmig)

VIENNA Ex 8/85

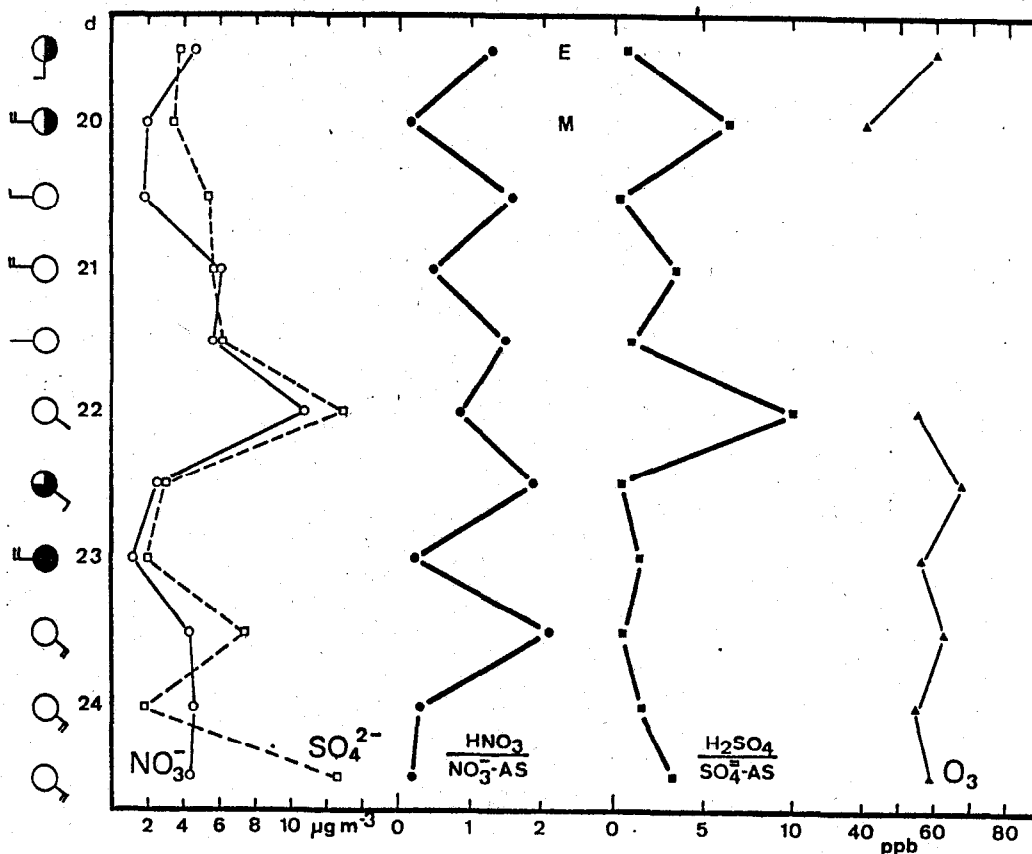


Abb.24: Zeitlicher Verlauf von "sauren Komponenten" am Exelberg; Meßperiode: 21.-24.8.1985 (d), Morgen (M)- und Abend (E)- Proben (M: 8.00-12.00 Uhr, E: 20.00-24.00 Uhr)

NO_3^- ... "Gesamtnitrat" (gas- und teilchenförmig)

SO_4^{2-} ... "Gesamtsulfat" (teilchenförmig)

$\frac{\text{HNO}_3}{\text{NO}_3^- \text{AS}}$... Molares Verhältnis von Salpetersäure(gas) zu Ammonnitrat(teilchen)

$\frac{\text{H}_2\text{SO}_4}{\text{SO}_4^- \text{AS}}$... Molares Verhältnis von "freier Schwefelsäure" zu "Ammonsulfaten"

O_3 ... Ozon

Die zweite Meßkampagne wurde während sommerlicher Schönwetterbedingungen, welche viermal durch Niederschlagsereignisse unterbrochen waren, durchgeführt. Die Probenahme erfolgte zweimal täglich, das erste Mal zwischen 12.00 und 16.00 Uhr und ein zweites Mal nachts zwischen 00.00 und 04.00 Uhr. Folgende Konzentrationen wurden gemessen:

a) 12.00-16.00 Uhr

VARIABLE	MEAN	STANDARD DEV	CASES
U	13	8.2	14
O ₃	87	22	14
C	459	165	14
RLF	56	15	14
T	24	3.5	14
HCl	11	10	14
HNO ₃	97	69	14
SO ₂	208	180	14
NH ₃	121	66	14
FO	130	104	14
AC	35	22	14
CL	1.8	6.9	14
H ₂ SO ₄	60	39	14
NO ₃	28	21	14
NH ₄	81	42	14
CLF	3.4	2.4	14
SO ₄ F	50	41	14
NO ₃ F	5.7	6.7	14
NH ₄ F	93	54	14

Tab.10.a: Mittlere Konzentrationen der mit dem Denudersystem erfaßten Komponenten in nmol/m³, 14.7.-14.8.1986

b) 0.00-4.00 Uhr

VARIABLE	MEAN	STANDARD DEV	CASES
U	18	12	12
O ₃	67	17	12
C	527	129	12
RLF	69	17	12
T	19	2.4	12
HCL	6.9	7.8	12
HNO ₃	55	37	12
SO ₂	254	273	12
NH ₃	106	76	12
FO	110	80	12
AC	37	32	12
CL	2.4	5.6	12
H ₂ SO ₄	129	119	12
NO ₃	29	17	12
NH ₄	65	50	12
CLF	3.8	3.9	12
SO ₄ ^F	13	12	12
NO ₃ ^F	4.1	5.1	12
NH ₄ ^F	23	15	12

Tab.10.b: Mittlere Konzentrationen der mit dem Denudersystem erfaßten Komponenten in nmol/m³, 14.7.-14.8.1986

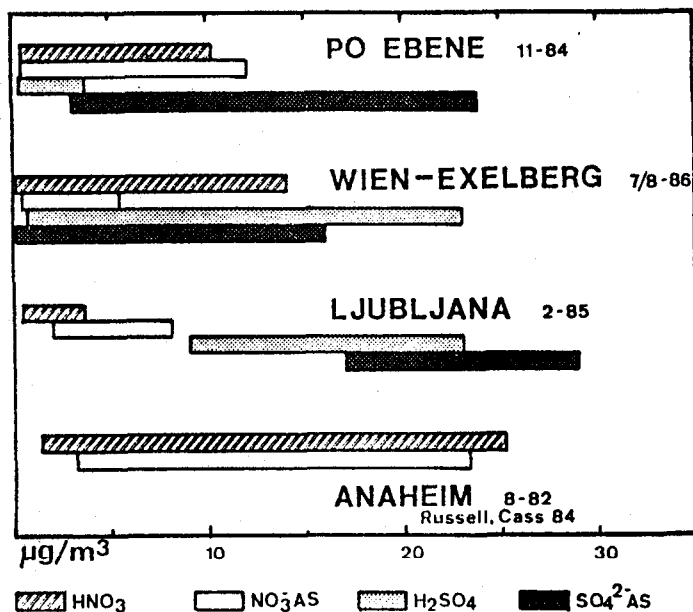


Abb.25: Vergleich der atmosphärischen Konzentrationsbereiche von "freien Säuren" (HNO₃ und H₂SO₄) und Ammonsalzen (NO₃⁻-AS und SO₄²⁻-AS). Messungen in Wien, Ljubljana und in der Po-Ebene der Abteilung für Umweltanalytik der TU Wien, Daten für Anaheim (Los Angeles) von RUSSELL und CASS, 1984.

Der Vergleich mit Meßserien an verschiedenen Stellen Europas und einem Beispiel aus den Vereinigten Staaten weist für Wien einen relativ hohen Anteil der freien Säuren HNO₃ und H₂SO₄ aus. Die Meßserien wurden während Perioden starker Luftverschmutzung durchgeführt. Die für die Versäuerung der Atmosphäre bedeutende Komponente HNO₃ wurde im Konzentrationsbereich von 0.2 bis 14 µg/m³ beobachtet. Bei Auftreten von Nebel und einem Flüssigwassergehalt von 0.1 g/m³ und Vorliegen von 14 µg HNO₃/m³ ergibt sich rechnerisch ein resultierender pH-Wert von 2.6. Der Hinweis auf photochemische Bildung liegt vor und wird in Kap.6.3 besprochen.

5 SCHWEBSTAUB

Die aerosolanalytischen Untersuchungen im Rahmen dieser Arbeit wurden nicht nur zur Bestimmung der atmosphärischen Konzentrationen der Staubkomponenten durchgeführt, sondern dienten auch der Identifizierung spezifischer Schadstoffquellen, der Sichtbarmachung von Eigen- und Fremdanteilen von Stäuben in der städtischen Schadstoffbilanz und eventuell dem Nachweis von aerosolbildenden Reaktionen in der Atmosphäre.

Nach hygienischen Gesichtspunkten lassen sich Feinstäube (Aerosole) nach der Teilchengröße des Aerosolkollektivs, ausgedrückt durch den aerodynamischen Durchmesser, AD, trennen:

Gesamtstaub (Total suspended particles)	150	um AD
Atembarer Gesamtstaub	25	um AD
Feinstaub	10	um AD
"Lungengängiger" Staub	3,5	um AD

Der Begriff "Atembarer Gesamtstaub" wurde in der VDI-Richtlinie 2310 definiert.

5.1 Probenahme

Die Korngrößenfraktionierte Probenahme von Staub zur nachfolgenden Analyse in einem weiten Bereich ist praktisch nur mit Kaskadenimpaktoren möglich. Die Probenahme mit Zentrifugen, Thermalpräzipitatoren und elektrischen Mobilitätsanalysatoren wird zur Bestimmung der Korngrößenverteilung ver-

wendet, erlaubt aber nur in Sonderfällen eine nachfolgende Analyse der abgeschiedenen Teilchen (PUXBAUM, 1979).

Das Prinzip eines Impaktors beruht auf der Trennung partikelförmiger, luftgetragener Teilchen unterschiedlichen Durchmessers in einem beschleunigten Luftstrom. Die Teilchen werden auf Prallplatten, die mit Kunststoff- oder Metallfolien belegt sind, abgeschieden. Zur Vermeidung des "bounce-off"-Effektes (Massenverlust durch Abprallen) werden die Abscheidefolien der Grobstufen mit Apiezonfett beschichtet. Für diese Arbeit wurden fünfstufige Kaskadenimpaktoren nach Berner (PREINING, BERNER, 1979) mit einem Abscheidebereich von 0.1 - 25 um AD verwendet. Die einzelnen Abscheidestufen umfassen den Korngrößenbereich von:

1. Stufe: 0.1 - 0.4 um AD
2. Stufe: 0.4 - 1.6 um AD
3. Stufe: 1.6 - 6.4 um AD
4. Stufe: 6.4 - 25 um AD

5.2 Schwebstaubquellen

Die weltweite, jährliche Schwebstaubemission beträgt 1.390×10^9 Tonnen (ALMQUIST, 1974). Davon entfallen 85 % auf natürliche Quellen (Seesalz, Vulkaneruption, Sandstürme, Waldbrände, Winderosion und Konversion von Gasen natürlichen Ursprungs) und 15 % auf anthropogene Quellen. In der verunreinigten Atmosphäre dominiert jedoch der Anteil anthropogener Quellen. Als wichtige Schwebstaubquellen sind zu nennen:

- Kohleverbrennung
- Ölverbrennung

- Müllverbrennung
- KFZ-Verkehr (Direktemission; Reifen- und Straßenabrieb)
- Metallabrieb (Eisenbahn)
- Bau und Demolierung von Gebäuden
- Straßenbauarbeiten
- Zerkleinerungsprozesse
- Aufwirbelung sedimentierter Teilchen
- Konversionsprozesse
- herangezogenes Aerosol(Background)

Um auf die Herkunft des Schwebstaubs schließen zu können, werden mit Hilfe von "Markerelementen" Zusammenhänge zwischen Quellen und Rezeptoren hergestellt. Für den Kraftfahrzeugverkehr sind Blei und (vor allem im Sommer) Kohlenstoff Markerelemente, für die Müllverbrennung Chlor, Cadmium und Zink, für die Verbrennung von Öl Vanadium, von Kohle Arsen und Mangan, sowie für Industriebetriebe jeweilige, branchenspezifische Emissionsstoffe (PUXBAUM und WOPENKA, 1984).

Weitere Schlüsse auf die Herkunft von Schwebstaub läßt die Korngrößenverteilung zu. Grobteilchen (größer als 10 $\mu\text{m AD}$), entstehen aus Abrieb- und Zerkleinerungsprozessen, werden überwiegend in unmittelbarer Nähe von ihren Emissionsquellen, das sind vor allem Fahrbahnen, Baustellen und einschlägige Industriebetriebe, gefunden. Ihr Ausbreitungsradius ist beschränkt. Sie sind daher als Vorbelastung weniger bedeutend.

Teilchen in einem Korngrößenbereich von 0.1 bis 5 $\mu\text{m AD}$ entstehen aus Nukleipartikel durch Kondensation, Koagulation und Agglomeration als sogenanntes Akkumulationsaerosol während des Luftmassentransportes. Sie weisen einen hohen An-

teil durch den Ferneintrag von Luftschadstoffen auf. Die feinsten Aerosolteilchen mit einem aerodynamischen Durchmesser kleiner als 0.1 $\mu\text{m AD}$ (Nukleipartikel) bilden sich aus der Gasphase unmittelbar nach der Emission oder werden im Falle des Dieselrußes als feinste Teilchen emittiert. Sie werden aufgrund der Akkumulationsneigung nur als frisch produziertes Aerosol gefunden.

5.3 Untersuchungsergebnisse

Im Zeitraum vom 6.5. bis 6.6.1982 wurde an den Meßstellen Exelberg und Getreidemarkt (auf dem Gelände der Technischen Universität Wien) eine quasikontinuierliche Meßkampagne durchgeführt.

Ziel der Untersuchungen war, den Anteil herangetragenen und in der Stadt produzierten Aerosols zu ermitteln und für letzteres mögliche Quellen anzugeben.

Die Konzentrationen von Sulfat und Nitrat sind im Tagesverlauf während des Sammelzeitraums in allen Kornfraktionen sowohl am Getreidemarkt als auch an der Vorbelastungsmeßstelle Exelberg sehr ähnlich. Dies läßt den Schluß zu, daß diese Komponenten aus Quellen außerhalb der Stadt stammen (Ferntransport). Für Grobstaub ist der Konzentrationswert an der urbanen Meßstelle Getreidemarkt mehr als doppelt so hoch wie am Exelberg, der auf eine lokale Entstehung zurückzuführen ist.

Das Verhältnis Aerosolmasse Getreidemarkt : Aerosolmasse Exelberg ist von der herrschenden Windrichtung weitgehend unabhängig. Für westliche Anströmung wurde unter der An-

nahme, daß nur Teilchen mit einem aerodynamischen Durchmesser kleiner als 6.5 $\mu\text{m AD}$ an der Vorbelastung teilhaben können, ein prozentualer Anteil der Vorbelastung von 51 von 100 berechnet (BAUMANN, 1983). Die Komponenten Sulfat und Nitrat stammen bei nördlicher und westlicher Windrichtung praktisch vollständig aus der Vorbelastung.

An der Meßstelle Exelberg treten die maximalen Konzentrationen sämtlicher untersuchten Komponenten an der zweiten Impaktorstufe (0.4 - 1.6 $\mu\text{m AD}$) auf. Mit der zweiten Impaktorstufe wird gealtertes Aerosol, das überwiegend aus Langstreckentransport stammt, erfaßt. Die, in der Stadtmitte (Getreidemarkt) bei Westwetterlagen gesammelten Proben weisen für die Komponenten Masse, Cl, Pb und C Massenzunahmen in der Regel in allen Korngrößenbereichen auf. Diese Zunahmen sind durch Überlagerung der Grundbelastung mit frisch erzeugtem Primäraerosol und Grobstaub erklärbar. In Abbildung 26 sind die Ergebnisse der untersuchten Komponenten einer einmonatigen Meßserie aufgegliedert, in die Fälle für die Hauptwindrichtungen Ost und West.

Durch faktorenanalytische Untersuchungen der Aerosolproben aus dem Wiener Raum (BAUMANN, 1984) konnten vier Hauptverursacher für die Aerosolbelastung im Wiener Raum unterschieden werden: der Kraftfahrzeugverkehr, Sulfataerosol, Flugaschen aus der Müllverbrennung und Flugaschen diverser, nicht identifizierter Quellen. Die erhöhten Blei- und Kohlenstoffmengen im feinen Bereich (Abb.26) sind auf die Emissionen des Kraftfahrzeugverkehrs zurückzuführen. Die besonders stark erhöhten Konzentrationen für Kohlenstoff werden überwiegend durch Emissionen von Dieselmotoren verursacht (PUXBAUM u. BAUMANN, 1984).

Für Strömungen aus östlicher Richtung weisen die erhöhten Konzentrationen für Chlorid und Kohlenstoff der dritten Impaktorstufe auf Emissionen von Müllverbrennungsanlagen.

Sulfat und Nitrat, als Konversionsprodukte im Langstreckentransport, wurden überwiegend herangetragen und in der Stadt nicht nennenswert produziert.

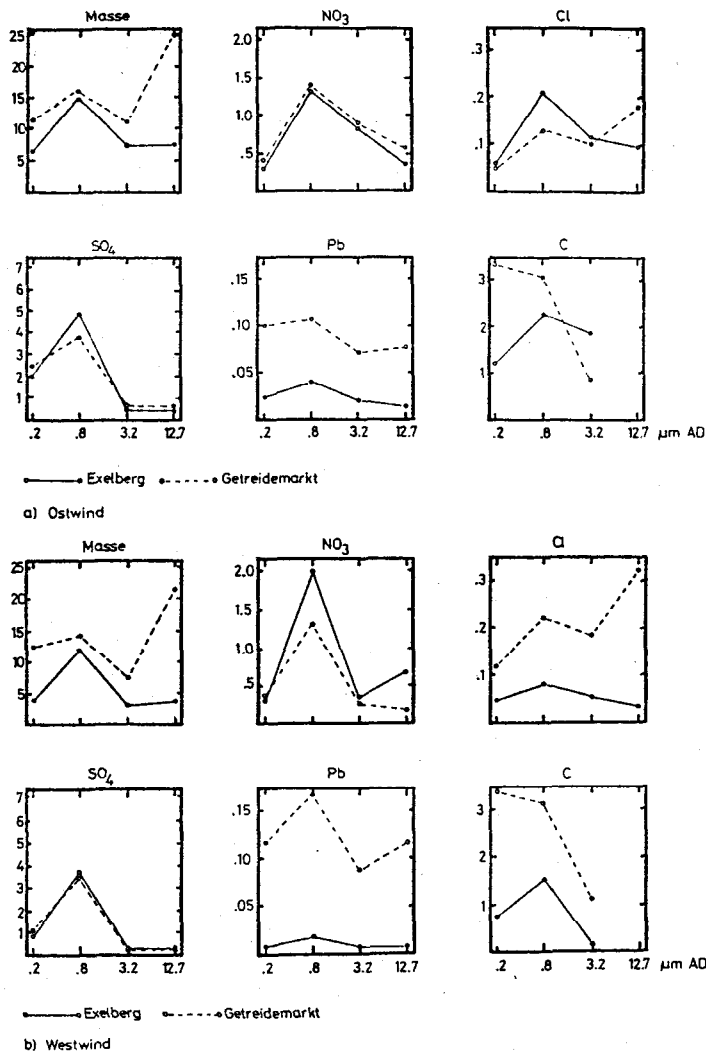


Abb.26: Atmosphärische Konzentrationen im Schwebstaub, Meßstelle Exelberg, Meßzeitraum: 5.-24.8.1985; Alle Konzentrationswerte in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pro Impaktorstufe

Eine im August 1985 durchgeführte Meßserie diente ebenfalls der Untersuchung der Schwebstaubbelastung des Untersuchungsgebietes und der Belastung durch säurebildende Anionen. Wie bereits die Meßkampagne vom April 1982 gezeigt hat, sind die Transportanteile in erster Linie von der Windrichtung abhängig.

Zur Interpretation des windrichtungsabhängigen Eintrags wurde eine Unterteilung der Fälle in vier Klassen vorgenommen. Die Klassen "West" und "Ost" entsprechen den Hauptwindrichtungen am Exelberg und enthalten alle Ereignisse, an denen sich die Windrichtung während der Probenahme (8 h) nicht änderte. Zwei weitere Klassen wurden eingeführt ("West/Ost" und "West/Nord"), um Fälle einzuordnen, an denen sich die Windrichtung während der Probenahme änderte. Bei diesen Fällen ist die Windgeschwindigkeit geringer als bei den ersten beiden, bei denen die Schwebstaubbelastung bei typischen Transportgeschwindigkeiten (größer 20 km/h) gemessen wurde.

Bezüglich der Gesamtmasse und des Sulfates stimmen die erhaltenen Ergebnisse aus den Hauptwindrichtungen mit jenen der ersten Meßserie überein: Die Schwebstaubbelastung am Exelberg ist bei Winden aus dem westlichen Sektor etwa halb so hoch wie bei Winden aus dem östlichen Sektor. Die höchsten Konzentrationswerte wurden in den beiden Klassen mit unterschiedlicher Anströmungsrichtung beobachtet. Bei diesen Fällen traten geringere Windgeschwindigkeiten auf. Die Konzentrationsunterschiede der einzelnen Komponenten sind jedoch in diesen beiden Klassen mit Ausnahme von Chlorid und Kohlenstoff relativ ähnlich (Abb. 27). Winde aus westlichem und östlichem Sektor weisen etwas höhere Kohlenstoffgehalte auf. Der Hauptanteil aller Komponenten tritt mit Ausnahme von Chlorid im Korngrößenbereich zwischen 0.4

und 1.6 $\mu\text{m AD}$ auf, sodaß mit Sicherheit gesagt werden kann, daß es sich um gealterte Aerosolteilchen handelte. In der Windklasse "West/Nord" wurde vor allem frisch produziertes Chlorid gefunden, aber weniger Kohlenstoff. Das Chlorid kann nur aus einer nahen Quelle stammen, sodaß angenommen werden muß, daß Luftmassen aus der Stadt bis an die Meßstelle gelangt sind.

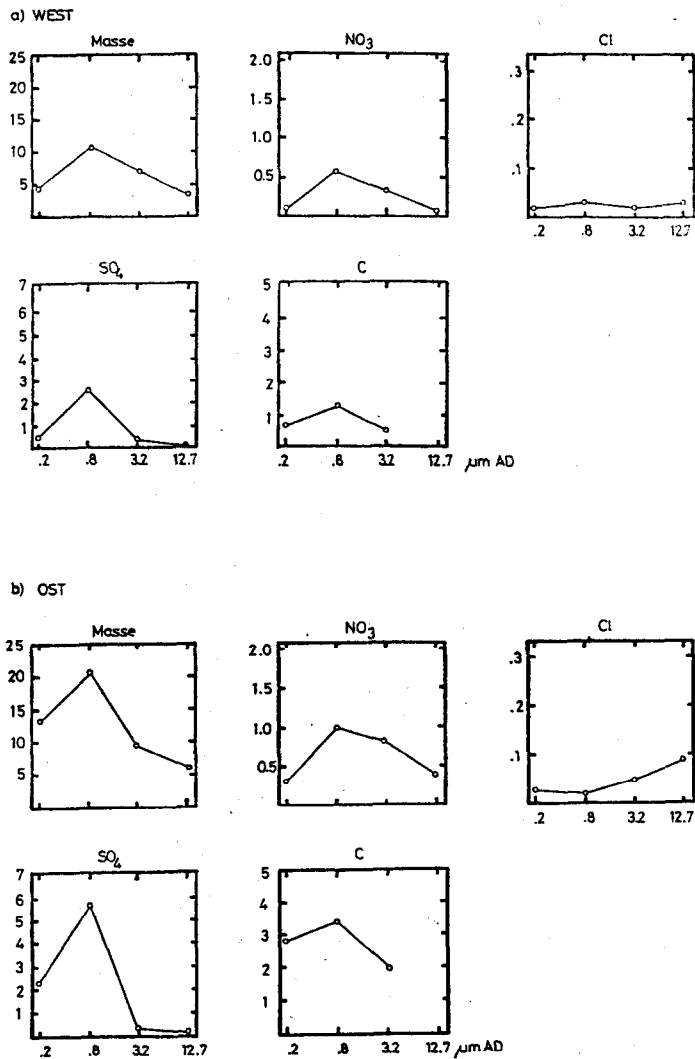


Abb.27: Atmosphärische Konzentrationen im Schwebstaub, Meßstelle Exelber, Meßzeitraum: 5.-24.8.1985; Alle Konzentrationswerte in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pro Impaktorstufe

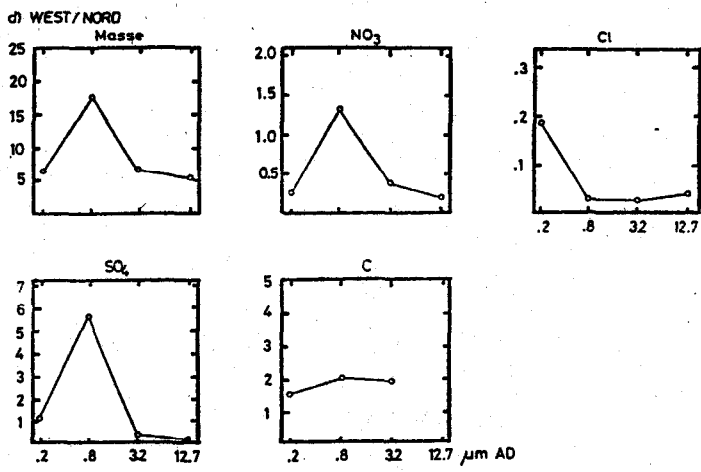
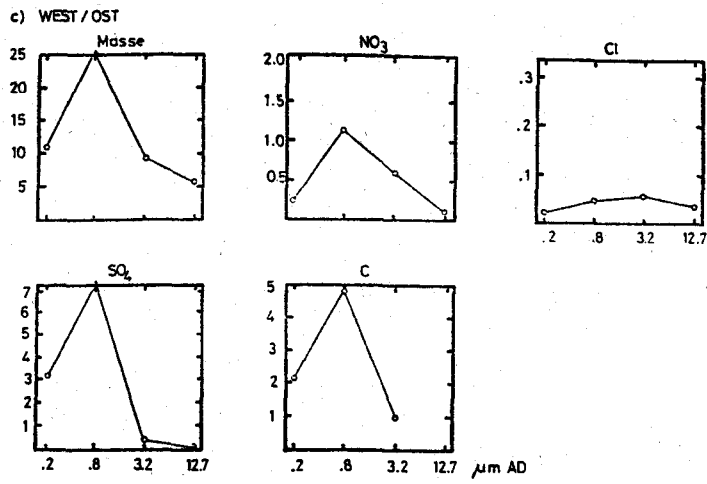


Abb.27: Fortsetzung

Komponente ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	W i n d r i c h t u n g s k l a s s e n			
	West n=7	West-Nord*) n=4	Ost n=4	West-Ost*) n=3
Masse	25	36	50	65
Chlorid	0.14	0.28	0.18	0.17
Nitrat	1.0	2.2	2.6	2.0
Sulfat	3.0	7.1	8.6	11.3
Kohlenstoff	2.0	3.6	6.3	7.1

*) Klassen mit wechselnder Windrichtung und geringer Windgeschwindigkeit

Tab.11: Schwebstaubbelastung am Exelberg, unterteilt nach 4 Klassen, August 1985
n ... Anzahl der Fälle

Die dritte Meßserie wurde im Zeitraum vom 14.7.-14.8.1986 während mehrerer, großräumiger "photochemischer" Episoden durchgeführt. Die Ergebniswerte wurden in vier Ereignisklassen eingeteilt (Tab.12). Im Vergleich zu den Meßdaten, die im August 1985 unter typisch sommerlichen Bedingungen erhalten wurden (Tab.11), zeigen die während der photochemischen Periode bei überwiegend stagnierenden Windbedingungen (Fälle "Ost", "Nacht", "West") erhaltenen Meßwerte vor allem für die Komponenten Staubmasse, Sulfat und Chlorid einen Trend zu höheren Konzentrationswerten. Besonders hohe Sulfatwerte wurden in der Nacht gemessen. Der Anstieg von Sulfat bei nächtlichen Inversionen wurde auch durch die Ergebnisse der Denudermessung (siehe Kap. 6) bestätigt. Die für die Fälle "Tag Ost" und "Tag West" (Sommer 1986) beobachteten Konzentrationswerte für Staubmasse, SO_4 und

Kohlenstoff, weisen eine gute Übereinstimmung mit Ergebnissen der Klasse "West/Ost" (Sommer 1985) auf.

TAG OST	VARIABLE	MEAN	STANDARD DEV	CASES
	UC	10	6.9	28
	U	13	9.6	28
	RLF	49	4.5	28
	MASSEI	67	32	28
	CI	6.2	5.2	28
	CLI	.32	.26	28
	NO ₃ I	2	1.8	28
	SO ₄ I	13	15	28
	NAI	.44	.23	28
	NH ₄ I	4.2	4.5	28
	KI	.40	.2	28

NACHT INVERSION	VARIABLE	MEAN	STANDARD DEV	CASES
	UC	5.2	2.1	24
	U	12	5.0	24
	RLF	58	7.2	24
	MASSEI	64	35	24
	CI	6.3	5.5	24
	CLI	.32	.18	24
	NO ₃ I	2.7	2.5	24
	SO ₄ I	20	24	24
	NAI	.59	.71	24
	NH ₄ I	5.9	7.3	24
	KI	.34	.29	24

Tab.12.a: Schwebstaub am Exelberg; 14.7.-14.8.1986
 Legende siehe Tab.12.b

TAG WEST	VARIABLE	MEAN	STANDARD DEV	CASES
	UC	9.1	4.2	16
	U	9.2	4	16
	RLF	47	10	16
	MASSEI	59	64	16
	CI	3.6	3.1	16
	CLI	.23	.12	16
	NO ₃ I	1.1	.91	16
	SO ₄ I	11	17	16
	NAI	.27	.32	16
	NH ₄ I	3	3.9	16
	KI	.14	.1	16
BEWÖLKT (REGEN)	VARIABLE	MEAN	STANDARD DEV	CASES
	UC	16	5.8	20
	U	29	11	20
	RLF	92	9.8	20
	MASSEI	41	27	20
	CI	5.4	5.0	20
	CLI	.44	.53	20
	NO ₃ I	2.4	3.2	20
	SO ₄ I	6.8	8.6	20
	NAI	.48	.74	20
	NH ₄ I	2.3	3.3	20
	KI	.37	.39	20

Tab.12.b: Schwebstaub am Exelberg; 14.7-14.8.1986

UC ... Windgeschwindigkeit Innere Stadt
 U ... Windgeschwindigkeit Exelberg (km/h)
 RLF ... relative Feuchte (%)
 I ... Impaktor
 alle Konzentrationsangaben in $\mu\text{g}/\text{m}^3$

6 PHOTOCHEMISCHE EPISODEN IM SOMMER

Wie bereits in Kapitel 3.2 festgestellt wurde, kommt es im Verlauf von hochsommerlichen Schönwetterperioden zu einem starken Anstieg von Ozon als sekundärer Luftschadstoff. Aus sehr frühen Arbeiten über den "Smog" von Los-Angeles (HAAGEN-SMIT, 1952) ist bekannt, daß gemeinsame Emissionen von Kohlenwasserstoffen und Stickoxiden als Hauptverursacher für die Bildung von Oxidantien fungieren. Da das Stadtgebiet von Wien eine Quelle von Kohlenwasserstoffen und Stickoxiden darstellt, wurde daher versucht, an der Meßstelle Exelberg photochemische Folgeprodukte zu beobachten. Die Lage der Meßstelle ist zur Verfolgung photochemischer Vorgänge günstig. Die Entfernung zur Flächenquelle ist bereits so groß, daß langsam fortbewegte Luftmassen in ca. zwei Stunden zur Meßstelle gelangen. In diesem Zeitraum können photochemische Reaktionsprodukte gebildet werden. Zur Identifizierung photochemischer Vorgänge werden die in Tabelle 13 angeführten Meßgrößen herangezogen.

Komponente	Charakteristik
NO, NO ₂	Primärschadstoffe
O ₃ , HNO ₃ , HCOOH	photochemisch gebildet
HCl, Schwebstaub	Tracer für Stadtluft
Lufttemperatur, Luftfeuchte, Windgeschwindigkeit, Strahlung	Steuergrößen

Tab.13: Chemische und physikalische Komponenten zur Beurteilung "photochemischer" Episoden im Sommer

6.1 Wahl der Meßperioden

Die Meßkampagne zur Erfassung "photochemischer" Episoden war vom 14. Juli bis zum 14. August 1986 anberaumt. Zur Untersuchung der Luftzusammensetzung während photochemischer Episoden wurden am Exelberg zusätzlich zu den Analysatoren zur kontinuierlichen Messung von Gasen ein Denuderprobenahme-System (Kap.4) und Kaskadenimpaktoren (Kap.5) eingesetzt. Der Einsatz der Geräte erfolgte ausschließlich an Tagen mit intensiver Sonneneinstrahlung (Bewölkungsgrad überwiegend kleiner oder gleich 1). Weiters galt als Voraussetzung, daß Niederschlagsereignisse länger als 24 Stunden vor Meßbeginn zurücklagen. Eine Ausnahme bilden vier Proben, von denen drei bei regnerischem Wetter und eine bei Nebelreißen gezogen wurden, um Vergleichsdaten für "reinere" Luftmassen zu erhalten.

Der Probenahmezeitraum von vier Stunden ist eine apparative Vorgabe, die sich aus der Sammelrate der Denuderapparatur und der Nachweisgrenzen für die zu bestimmenden Komponenten ergibt.

Pro Meßtag wurden zwei Luftproben gezogen:

Tagmessung

Die Tagmessung war von 12:00 bis 16:00 Uhr (MEZ, Sommerzeit nicht berücksichtigt) angesetzt. Dieser Zeitraum wurde gewählt, weil angenommen werden kann, daß die Luftmasse bereits einer starken UV-Strahlung ausgesetzt war und Konversionsvorgänge stattfanden, andererseits weil eine vertikale Durchmischung der Atmosphäre vorliegt.

Nachtmessung

Auf die Tagmessung folgte eine Probenahme in der Nacht zwischen 0:00 und 4:00 Uhr. Zu diesem Zeitraum ist eine nächtliche Bodeninversion, wenn die Voraussetzungen dafür vorliegen, voll ausgebildet und die Meßstelle am Exelberg über der Inversionsschicht liegt.

6.2 Untersuchungsergebnisse

Die Bestimmung der Komponenten HNO_3 , HCOOH und HCl erfolgte mit diskontinuierlichen Meßverfahren. Aufgrund des methodisch vorgegebenen, relativ langen Probenahmeintervalls von vier Stunden mußte damit gerechnet werden, daß infolge wechselnder meteorologischer Gegebenheiten unterschiedliche Luftmassen zur Meßstelle gelangen konnten. Zur Beurteilung der während eines Probenahmeintervalls vorliegenden Einflußfaktoren im Hinblick auf die Unterscheidung von lokal verunreinigten ("Stadtluft") und ferntransportierten ("Vorbelastung") Luftmassen wurden retrospektiv Windfeldanalysen für die betreffenden Zeitintervalle durchgeführt. Aufgrund der meteorologischen Analyse erfolgte eine Klassierung in 4 Strata (Tab.14).

Im Zeitraum vom 14.7. bis 14.8.1986 wurden insgesamt 27 Proben genommen. Davon entfielen sieben auf Tagesereignisse mit östlicher Strömung. Für diese Fälle ergab die Windfeldanalyse (Kap.3.2.3), daß die Luftmassen das Wiener Stadtgebiet überstrichen hatten. Dieses Ergebnis konnte durch den erhöhten Gehalt an gasförmigem HCl bestätigt werden. Eine Erhöhung des Schwebstaubanteils der 1. und 4. Impaktorstufe deutet ebenfalls auf den Einfluß urbaner Luftmassen.

Bezeichnung	Mess- periode	n	RLF (%)	O ₃ NO ₂		HCl	HNO ₃ - nmol/Nm ³	Formiat	NH ₃	H ₂ SO ₄	NO ₃ -AS	SO ₄ -AS
				O ₃ ppb	NO ₂							
Tag West	12:00-16:00	3	49	80	1	9	63	95	163	57	26	25
Tag Ost	12:00-16:00	7	50	102	8	15	145	171	123	76	30	62
Nacht über Inversion	0:00- 4:00	6	58	77	2	12	68	148	119	136	20	11
bewölkt (Regen)	0:00- 4:00 12:00-16:00	5	92	55	3	2	12	51	88	41	38	22

Tab. 14: Klassifizierung einiger Probenkomponenten nach meteorologischen Gesichtspunkten
Messverfahren: AFU-Denuder, Messplatz: Exelberg, Messzeitraum: 14.7. - 14.8.1986

Eine physikalische Steuergröße, welche die Konzentrationsänderungen bewirkt, ist die Windgeschwindigkeit. Mit der Annahme, daß die Konzentration eines Schadstoffes (c) dem Kehrwert der Windgeschwindigkeit (u) innerhalb eines betrachteten Luftvolumens (Box) proportional ist, kann c als Funktion von $1/u$ dargestellt werden. In den folgenden Abbildungen ist die Konzentration der Komponenten HNO_3 , O_3 und HCOOH in Abhängigkeit von $1/u$ aufgetragen. Für u wurde die Windgeschwindigkeit der Meßstelle "Innere Stadt" 50 m über Grund eingesetzt und der 4-h Mittelwert gebildet.

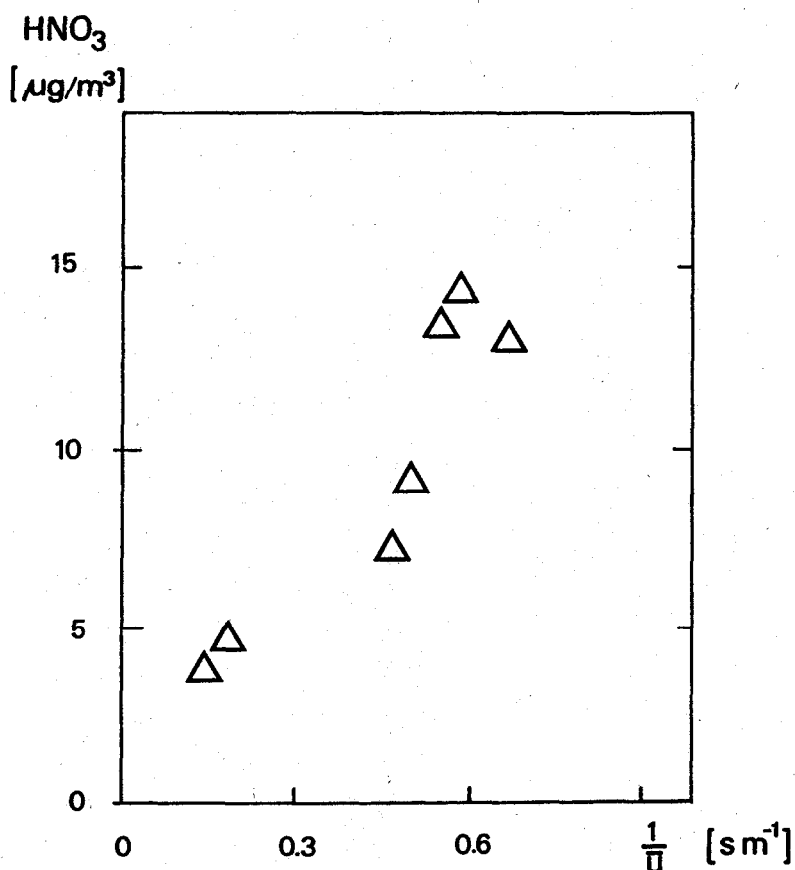


Abb.28: Konzentration gasförmiger Salpetersäure bei "photochemischen Episoden" (Ostwind) in Abhängigkeit von der Windgeschwindigkeit; Meßstelle Exelberg; Probenahmezeitraum: 12.00-16.00Uhr; Sommer 1986, $n=7$

Die Verteilung der HNO_3 -Konzentration entspricht praktisch einer linearen Abhängigkeit von dem Kehrwert der Windgeschwindigkeit ($r=0.92$) (Abb.28). Bei geringer Windgeschwindigkeit (Aufenthaltsdauer der bodennahen Luftschicht über der Stadt im Bereich von Stunden) steigt die HNO_3 -Konzentration stark an, während bei höheren Windgeschwindigkeiten (etwa 20 km/h) Konzentrationswerte ähnlich jener bei Vorbelastungsbedingungen (Tab.14 "Tag West" bzw. "Nacht über Inversion") beobachtet werden.

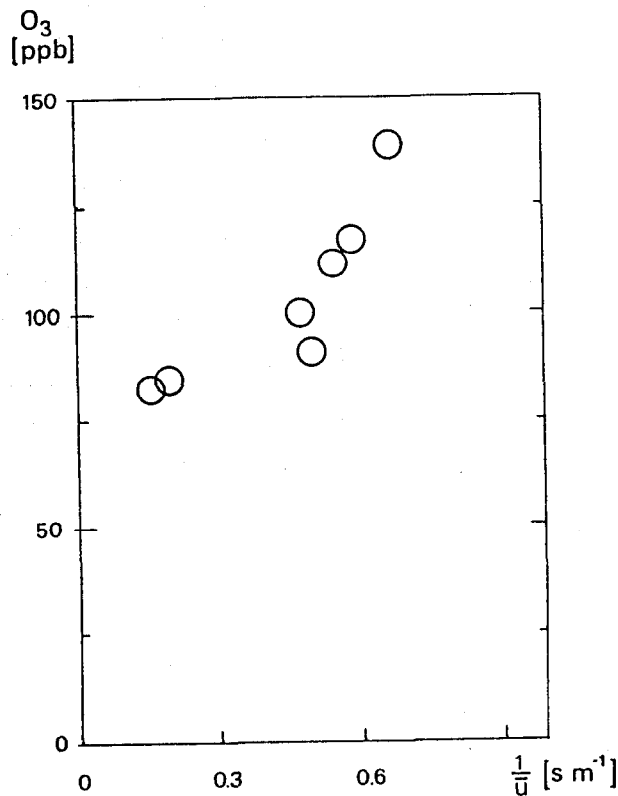


Abb.29: Arithmetischer Mittelwert der Ozonkonzentration über vier Stunden bei "photochemischen Episoden" (Ostwind) in Abhängigkeit von der Windgeschwindigkeit; Meßstelle Exelberg; Zeitraum: 12.00-16.00 Uhr, Sommer 1986 (MW vom 29.7. von der Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik)

Für Ozon liegen etwas andere Verhältnisse vor. Bei hohen Windgeschwindigkeiten und wenig Möglichkeit zur lokalen Ozonproduktion werden bereits Werte um 85 ppb gemessen. Dieser Wert entspricht etwa einem Anteil der Backgroundbelastung. Bei langsameren Windgeschwindigkeiten bewirkt die Zusatzbelastung von durch lokale Emissionen induzierten chemischen Vorgängen eine Erhöhung der Ozonkonzentration in der Abgasfahne von Wien (wie in Abb.21 gezeigt) von etwa 5 - 30 ppb im Bereich des beobachteten Transportraumes.

Die bei geringen Windgeschwindigkeiten beobachtete Zunahme von bis zu 50 ppb O_3 gegenüber dem Vorbelastungswert von 85 ppb bei hohen Windgeschwindigkeiten ist zum Teil auch auf eine erhöhte Vorbelastung während der stagnierenden Windsituation zurückzuführen. Die hohen Ozonwerte der herantransportierten Luftmassen entsprechen der Vorstellung von großflächig auftretenden Ozonepisoden bei antizyklonaler, flacher Druckverteilung (Abb.14). Zum Unterschied vom Verhalten der Salpetersäure ist der relative Zuwachs an Ozon über dem Stadtgebiet weniger stark ausgeprägt.

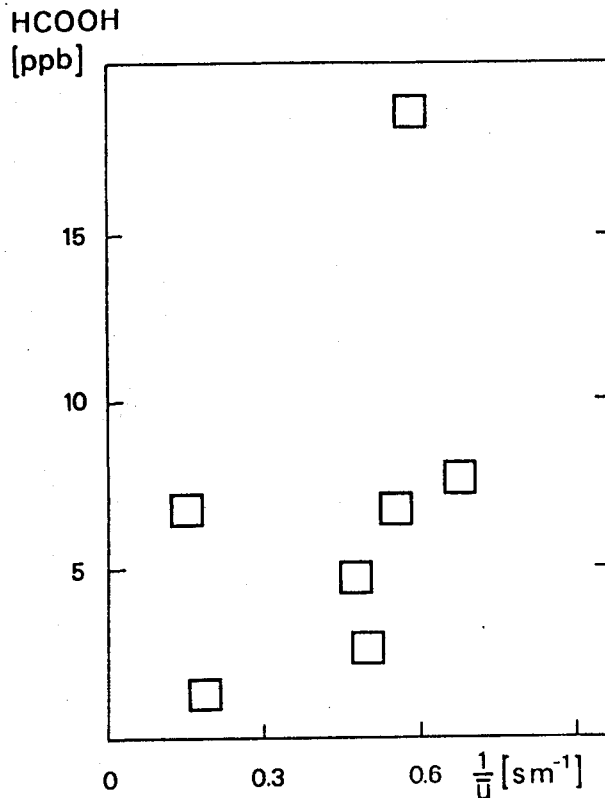


Abb.30: Konzentration gasförmiger Ameisensäure bei "photochemischen Episoden" (Ostwind) in Abhängigkeit von der Windgeschwindigkeit; Meßstelle Exelberg; Probenahmezeitraum: 12.00-16.00 Uhr; Sommer 1986, n=7

Auch für Ameisensäure ist eine Abhängigkeit von der Windgeschwindigkeit festzustellen. Die größeren Schwankungen der einzelnen Meßwerte dürften entweder auf größere Schwankungen der Backgroundkonzentration oder auf selektive Umwandlungsvorgänge bei Reaktionen von Emissionen eines großen Einzelmittentes zurückzuführen sein (DAWSON et al, 1980). Als Großemittent für formiatbildende Prekursoren wäre die Raffinerie Schwechat in Betracht zu ziehen.

Von den Nachtmessungen stehen Datensätze von fünf Meßtagen während photochemischer Episoden zur Verfügung. (Die beiden restlichen Ereignisse können nicht mehr photochemischen Episoden zugezählt werden, weil Niederschlagsereignisse die Episode beendeten.) Alle fünf Messungen fanden oberhalb einer Bodeninversion statt. Gemäß Abschnitt 3.2.3 kann angenommen werden, daß mit der über der Inversion herrschenden Strömung ferntransportierte Luftmassen erfaßt wurden.

Im Mittel lagen die Konzentrationen für Ozon bei 85 ppb, für HNO_3 bei $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und für HCOOH bei 3 ppb. Von Ozon wurde bereits berichtet, daß es in der Schicht über der Inversion gespeichert werden kann. Dieser Effekt läßt sich nun auch sehr gut für Formiat beobachten. Es ist eine geringe Abnahme der HCOOH -Konzentrationen gegenüber den Tagesmessungen festzustellen.

Salpetersäure ist sehr reaktiv und bildet weitere Sekundärprodukte (vor allem NH_4NO_3). Dennoch ist erkennbar, daß auch HNO_3 in trockener Luft von einer Bodeninversion in der Nacht vor weiteren Reaktionsschritten zurückgehalten werden kann. Von den am Tag gemessenen Konzentrationen blieben in der Nacht 63 % erhalten.

6.3 Diskussion: Verhalten von Ozon, "freien Säuren" und Schwebstaub während "photochemischer Episoden"

Während photochemischer Smogepisoden in nordamerikanischen Städten werden zwischen 10.00 und 18.00 Uhr gemittelte Konzentrationen an Ozon von etwa 200 ppb gemessen, an HNO_3 und an HCOOH mehr als 10 ppb. Während einer, mehrere Tage andauernden Smogepisode im Becken von Los Angeles beobachteten

TUAZON et al. (1981) in Claremont max. 8-h Mittelwerte für Ozon von 227 ppb, für HNO_3 von 32 ppb, für HCOOH von 11 ppb und für HCHO von 49 ppb. Am Exelberg, als Rezeptorstelle für die urbane Abgasfahne der Stadt Wien, wurden (angegeben in 4-h Mittelwerten) bis zu 150 ppb Ozon, 6 ppb HNO_3 und bis zu 10 ppb HCOOH gefunden. Diese Produkte photochemischer Aktivität treten somit im Wiener Raum in geringeren Konzentrationen auf, als im Ballungsgebiet von Los Angeles. Es besteht ein bemerkenswerter Unterschied zur Situation in Los Angeles. Während im Raum von Los Angeles vor allem die photochemischen Produkte durch Reaktionen aus den lokalen Quellen gebildet werden, sind für die am Exelberg beobachteten, relativ hohen Ozonwerte vor allem großräumige Vorgänge verantwortlich. Die im Vergleich zu Ozonspitzen in Los Angeles wesentlich niedrigeren Ozonwerte am Exelberg stellen jedoch aufgrund des großräumigen Auftretens für die Vegetation in den "Reinluftgebieten" starke Belastungen dar. Die während advektiver Bedingungen bei östlicher Windströmung beobachteten hohen Ozonwerte sind eindeutig dem Ferntransport von verunreinigten Luftmassen zuzuordnen.

Für den weiteren zusätzlichen Anstieg des Ozons als Folge der Stagnation des Windfeldes tragen mit hoher Wahrscheinlichkeit auch die Eigenemissionen von Stickoxiden und Kohlenwasserstoffen bei. Zu einer quantitativen Betrachtung der eigen- und fremdverursachten Beiträge zur Ozonbelastung ist eine Erhöhung der Dichte von Ozon-Backgroundmeßstellen und die Anwendung eines photochemischen Transportmodells erforderlich.

Die an der Meßstelle "Exelberg" beobachteten sommerlichen "photochemischen Episoden" zeigten folgende Merkmale:

- o Eine "photochemische Episode" kann entstehen, wenn das Windfeld längere Zeit stagniert und eine vernachlässigbare Bedeckung des Himmels vorliegt ("sommerliches Schönewetter", verursacht durch antizyklonale Hochdruck- oder Hochdruckrandlage). Dies ist im Untersuchungsgebiet während eines Sommerhalbjahres einige Male der Fall.
- o Die Konzentrationen der oberhalb einer nächtlichen Bodeninversion gespeicherten reaktiven Substanzen zeigen ein invers proportionales Verhalten zur Luftfeuchte. Photochemische Vorgänge sind bevorzugt in trockenen Luftmassen zu beobachten.
- o Proben von Luftmassen, die oberhalb einer Bodeninversion in der Nacht gezogen wurden, sind reich an photochemisch gebildeten Schadstoffen wie Ozon und HNO_3 sowie an H_2SO_4 -Aerosolteilchen.
- o Luftmassen aus der Stadt weisen erhöhte Gehalte an HCl , HNO_3 und O_3 auf. HNO_3 und O_3 korrelieren positiv. In diesen Proben liegen sauerstoffhaltige Stickstoffverbindungen zu 50 % als NO_2 vor, zu 36 % als HNO_3 und zu einem geringen Teil als partikuläres Nitrat (Abb.31).
- o In Schwebstaubproben von urbanen Luftmassen ist der Grobteilchenanteil gegenüber den Feinteilchen überproportional vertreten. Dadurch verschiebt sich der Schwerpunkt der Massendichteverteilung zu größeren Korndurchmessern.
- o Niederschlagsereignisse setzen den "photochemischen Episoden" ein Ende. Durch Niederschlag wird HNO_3 zur Gänze ausgewaschen, NO_2 und partikuläres Nitrat nur zu einem Teil (Abb.31).

Ein interessantes Ergebnis zeigten die Nachtmessungen von Schadstoffen im Fall der Schwefelsäure. Die höchsten Konzentrationen werden nicht am Tag, auch nicht in der Schadstoffwolke bei Anströmung aus dem Wiener Raum gefunden, sondern stets in der Nacht. Diese Konzentrationszunahme ist unabhängig von der Windrichtung und kann daher nicht einer Quelle oder einem Quellgebiet zugeordnet werden. Im Becken von Los Angeles wurden während einer sommerlichen Meßkampagne Höchstwerte von $11 \mu\text{g}/\text{m}^3 \text{H}_2\text{SO}_4$ (als 4-h Mittelwert) gefunden (APPEL et al., 1982), das entspricht etwa jenen Höchstwerten, die wir tagsüber bei Ostwinden antrafen (12.6 und $10.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$). In der Nacht beobachteten wir nahezu die doppelte Konzentration (bis zu $22.3 \mu\text{g}/\text{m}^3 \text{H}_2\text{SO}_4$), (Tab.14). Die in der Speicherschicht beobachtete Anreicherung von sauren Sulfatteilchen läßt sich dadurch erklären, daß im Verlauf von "photochemischen Episoden" SO_2 verstärkt zu H_2SO_4 oxidiert wird.

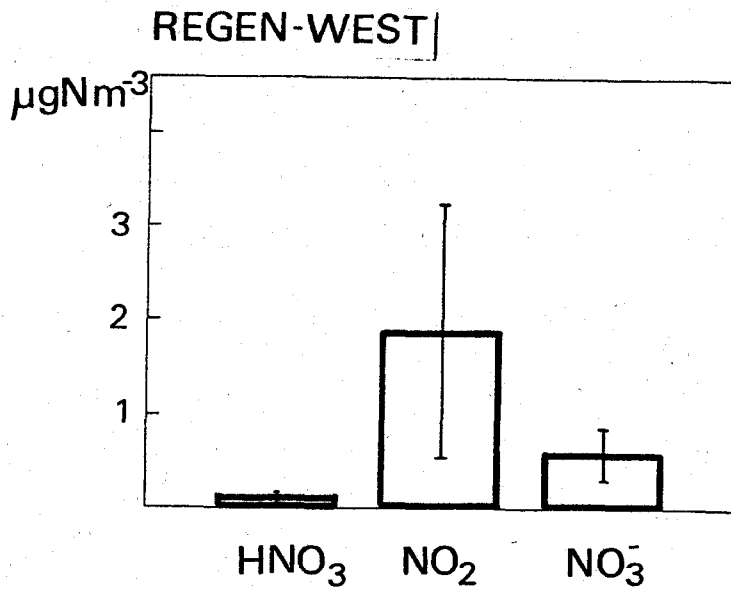
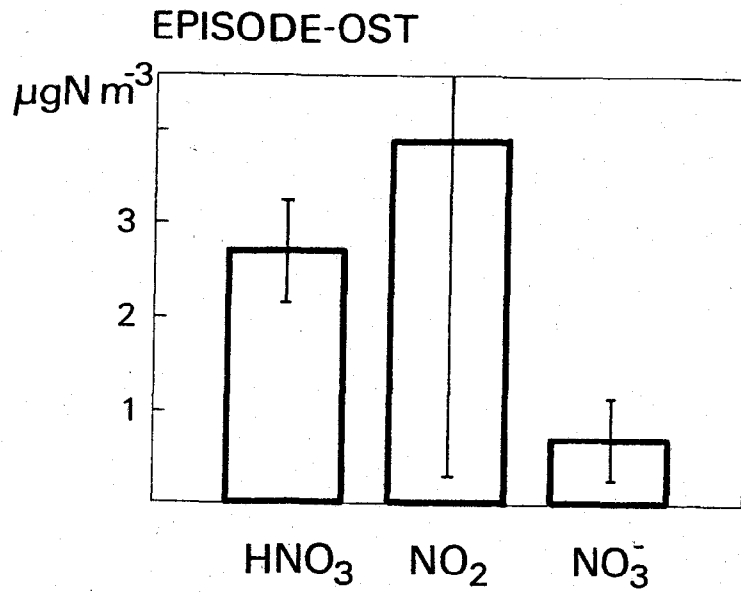


Abb.31.1: Wichtige Stickstoffverbindungen im "Smogkomplex" (als HNO₃-N, NO₂-N, NO₃⁻-N); Meßstelle Exelberg
oben: 3 Schwachwindereignisse zw. 14.7.-14.8.1986
unten: 4 Regenereignisse zw. 14.7.-14.8.1986

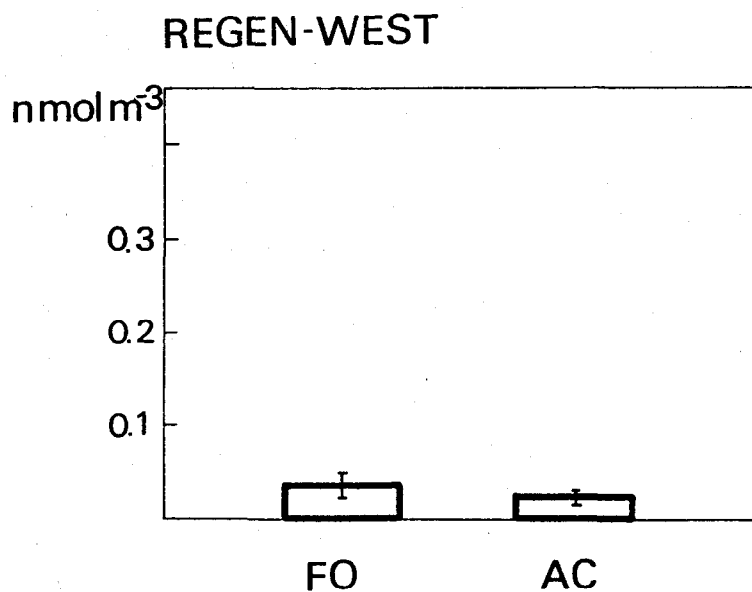
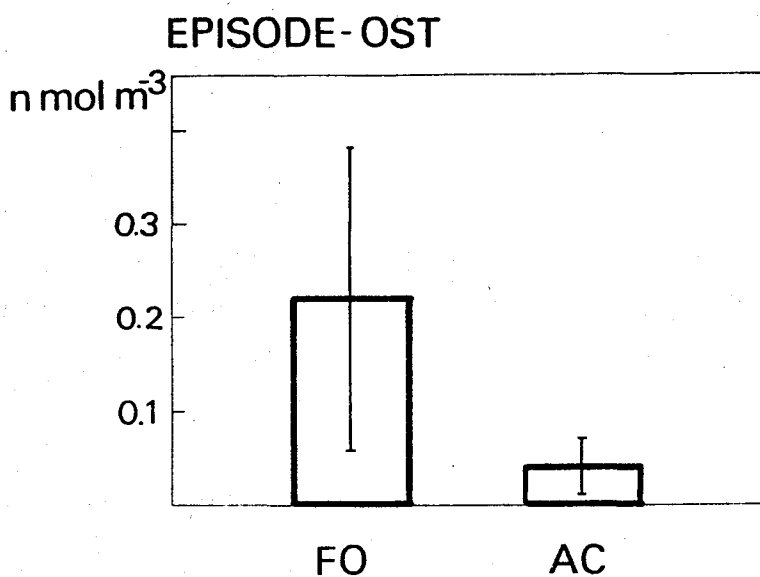


Abb.31.2: Organische Säuren im "Smogkomplex"
(FO-Formiat, AC-Acetat); Meßstelle Exelberg
oben: 3 Schwachwindereignisse zw. 14.7.-14.8.1986
unten: 4 Regenereignisse zw. 14.7.-14.8.1986

7 NASSE DEPOSITION

7.1 Überblick

Im Untersuchungszeitraum Mai 1985 bis August 1986 wurde an der Meßstelle Exelberg der Eintrag von nassen Depositionen, d.h. Regen und Schneefall, untersucht. Die nachstehende Tabelle faßt die Ergebnisse zusammen.

Nschl (mm)	H ⁺	NH ₄ ⁺	Na ⁺	K ⁺ mval/m ²	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻
933	72.9	32.7	13.6	3.6	27.8	31.8	85.7
X 58.3	4.6	2.0	0.8	0.2	1.7	2.0	5.4
				g/m ²			
933	0.0073	0.46	0.31	0.14	0.99	0.45	1.37

Nasse Deposition - Exelberg

Untersuchungszeitraum Mai 1985 - August 1986

Mittlere monatliche Deposition

Die Meßstation Exelberg liegt am nordwestlichen Rande Wiens im Wienerwald. Die gemessenen 700 mm Jahresniederschlagshöhe entsprechen dem langjährigen Durchschnitt.

- o Die mittleren monatlichen Depositionswerte für Chlorid und Sulfat (1.7 bzw. 5.4 mval/m^2) unterscheiden sich nur geringfügig von Linzer Stadtwerten. Im Vergleich zu Depositionen in ländlichen Gebieten (z.B.: Tirol) zu beobachten.
- o Die gemessenen Chlorid- und Sulfatkonzentrationen erreichen urbane Werte.
- o So wie die Niederschlagshöhen sind auch die Depositionswerte der Regeninhaltstoffe doppelt so hoch. Auch im Jahresgang zeigen die Depositionswerte der Regeninhaltstoffe eine starke Abhängigkeit von den Niederschlagswerten. Der Eintrag an freier Säure bildete eine Ausnahme.
- o Der Gang der Konzentration an freien Säuren zeigt im Verlauf der Monatsmittel eine Gegenläufigkeit zu den übereinstimmenden Verläufen der Ammonium-, Chlorid-, Nitrat- und Sulfatkonzentrationen. Differenzen in der Kationen-Anionenbilanz weisen darauf hin, daß beim Transport von verunreinigter Stadtatmosphäre neben Luftschadstoffen auch im erhöhten Ausmaß neutralisierende Komponenten (z.B.: kalkhaltige Teilchen) ausgewaschen bzw. ausgerechnet werden.

7.2 Die Meßstelle

Die Lage der Meßstation Exelberg

Die Meßstation Exelberg liegt am nordwestlichen Rande Wiens im Wienerwald auf einer Seehöhe von 300 m. Sie wurde auf dem Versuchsfeld der Universität für Bodenkultur in Neuwaldegg, 2 km vom Exelbergturm entfernt, errichtet.

Die Probenahme und Analyse der Niederschlagsproben erfolgt entsprechend der Richtlinie 11 "Immissionsmessung des nassen Niederschlags und des sedimentierten Staubes" der Reihe "Luftverunreinigung Immissionmessung" des Bundesministeriums

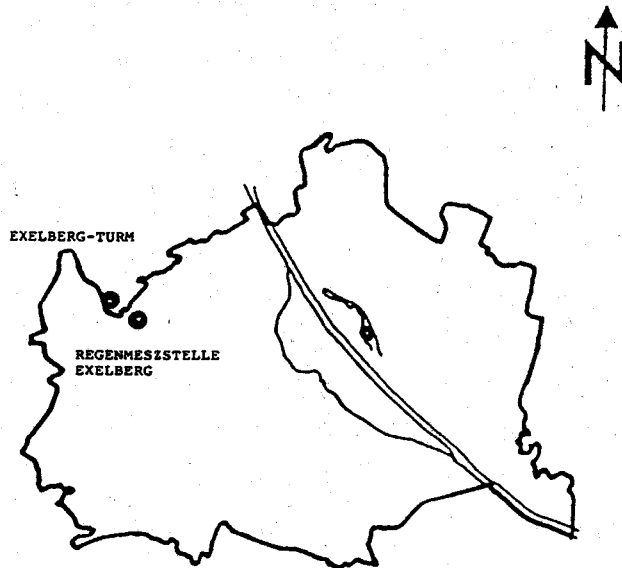


Abb.32: Lage der "wet-only" Meßstelle Exelberg
Probenahme und Analytik

für Gesundheit und Umweltschutz. Die Probeentnahme wird täglich - bei Auftreten eines Niederschlagsereignisses - zur selben Zeit (7.00 - 8.00 MEZ) durchgeführt. Die Proben werden in Versandflaschen abgefüllt und bis zur Absendung an das Analysenlabor im Kühlschrank aufbewahrt. Die analytisch erfaßten Meßgrößen sind in Tabelle 15 angeführt.

Parameter	Bestimmungsmethode
Leitfähigkeit	Konduktometrie
pH-Wert	ionenselektive Elektrode
Chlorid, Nitrat, Sulfat	Ionenchromatographie f. Anionen
Natrium, Ammonium, Kalium	Ionenchromatographie f. Kationen

Tab.15: Regenanalytik Exelberg, analytisch erfaßte Parameter

Auswertungen

Die bereits zitierte Richtlinie 11 enthält folgende Empfehlungen für die Auswertung von Niederschlagsmeßdaten:

- o Bestimmung des monatlichen und jährlichen Ioneneintrages im meq/m^2 (Milliequivalent pro m^2) und im g/m^2 (Gramm pro m^2) für die untersuchten Ionen (Der pH-Wert wird als H-Eintrag gerechnet. Ammonium und Nitrat werden als $\text{NH}_4\text{-N}$ beziehungsweise $\text{NO}_3\text{-N}$, Sulfat als $\text{SO}_4\text{-S}$ berechnet.).
- o Maximale und minimale H und NH_4 - Konzentration im Monat.
- o Anzahl der Proben pro Monat bzw. Jahr.
- o Monatliche und jährliche Niederschlagsmenge.
- o Zur Dokumentation sind die Tagesergebnisse monatsweise für die gemessenen Konzentrationen in mg/l sowie für die Niederschlagsmenge in mm anzugeben.

Darüberhinaus wurden für diesen Bericht folgende Auswertungen vorgenommen:

- o Zeitlicher Verlauf der mengengewichteten Monatsmittel der Konzentrationswerte der Regeninhaltstoffe.
- o Aufschlüsselung der Eintragungsmengen nach Niederschlagsklassen.
- o Darstellung der Häufigkeitsverteilung der Einzelergebnisse: Verteilung der Konzentrationswerte.

7.3 Ergebnisse

Deposition

Die Eintragungssummen der Regeninhaltstoffe im Untersuchungszeitraum (Mai 1985 - August 1986) und die mittlere monatliche Deposition sind in Tab.16 zusammengefaßt. Der durchgeführten Niederschlagsmessung entspricht eine Jahresnieder-

schlagssumme von 700 mm. Die langjährige mittlere Jahresniederschlagshöhe (1971-1980) der meteorologischen Station Neustift beträgt zum Vergleich 741 mm. Im Gebiet Wienerwald liegen die Jahresniederschläge im Bereich zwischen 600 und 850 mm.

Auffällig sind die hohen monatlichen Chlorid- und Sulfatwerte (1.7 bzw. 5.4 mval/m²), die durchaus Linzer Stadtniveau erreichen (1.8 und 5.8 mval/m²) und die Ammoniumwerte, die der Situation in alpinen Backgroundgebieten entsprechen.

	Nschl H ⁺	NH ₄ ⁺	Na ⁺	K ⁺	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	
	(mm)	mval/m ²						
	933	72.9	32.7	13.6	3.6	27.8	31.8	85.7
\bar{x}	58.3	4.6	2.0	0.8	0.2	1.7	2.0	5.4
		g/m ²						
	933	0.073	0.46	0.31	0.14	0.99	0.45	1.37

Tab.16: Nasse Deposition - Exelberg
 Untersuchungszeitraum Mai 1985 - August 1986
 Mittlere Monatliche Deposition

Vergleich der Deposition in Sommer- und Wintermonaten

Der Untersuchungszeitraum wurde meteorologischen Überlegungen folgend in Halbjahre unterteilt (Oktober bis März, April bis September).

Die mittleren monatlichen Depositionswerte für diese Zeiträume sind in Tab.17 angeführt. Das Verhältnis der Niederschlagstätigkeit von Sommer zu Winter liegt bei etwa 2:1. Entsprechend höher ist auch die sommerliche Deposition an Regeninhaltsstoffen. Lediglich die freien Säuren bilden eine Ausnahme. Trotz doppelt hoher Niederschläge im Sommer wird nur die Hälfte der winterlichen H-Deposition erreicht.

	Nschl	H ⁺	NH ₄ ⁺	Na ⁺	K ⁺	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻
	(mm)	mval/m ²						
Sommer	73.0	0.77	2.37	1.12	0.28	2.26	2.24	6.65
Winter	33.9	1.59	1.51	0.40	0.13	0.88	1.57	3.21
Verh. S/W	2.2	0.5	1.6	2.8	2.2	2.6	1.4	2.1

Tab.17: Nasse Deposition - Exelberg

Vergleich der Einträge in Winter- und Sommermonaten

Konzentrationen

Faßt man die einzelnen Niederschlagsereignisse zu einem Summenniederschlag zusammen, so ergäbe sich eine "mittlere Zusammensetzung des Niederschlagswassers", wie sie in Tab. 18 angeführt ist. Die "mittlere Zusammensetzung" wird durch eine Gewichtung der gemessenen Konzentrationswerte mit der Niederschlagsmenge berechnet. Während die mittlere mengengewichtete Konzentration an Chlorid Linzer Werte erreicht und auch die Sulfatkonzentration auf Linzer und Salzburger Stadtniveau liegt, entsprechen der mittlere pH-Wert (4.7) und die anderen erfaßten Konzentrationen - Ammonium, Natrium, Kalium und Nitrat - eher westösterreichischem Durchschnitt.

pH	H ⁺	NH ₄ ⁺ -N	Na ⁺	K ⁺	Cl ⁻	NO ₃ ⁻ -N	SO ₄ ²⁻ -S
				mg/l			
4.68	0.021	0.47	0.34	0.15	1.01	0.46	1.39

Tab.18: Nasse Deposition - Exelberg

Gewichtete mittlere Konzentration der
Regeninhaltsstoffe und mittlerer mengengewichteter
pH-Wert

Vergleich der mittleren mengengewichteten Konzentrationen an
Regeninhaltsstoffen in Sommer- und Wintermonaten

In Tab.19 sind die mittleren mengengewichteten Konzentrationen für die Sommer- und Wintermonate und deren Verhältnis angeführt. Abgesehen von einer höheren winterlichen Acidität betragen die Konzentrationsunterschiede maximal 30 %.

	pH	H ⁺	NH ₄ ⁺ -N	Na ⁺	K ⁺	Cl ⁻	NO ₃ ⁻ -N	SO ₄ ²⁻ -S
	mg/l							
Sommer	4.98	0.011	0.45	0.35	0.15	1.10	0.43	1.46
Winter	4.33	0.047	0.62	0.27	0.15	0.92	0.65	1.52
Verh. S/W		0.2	0.7	1.3	1.0	1.2	0.7	1.0

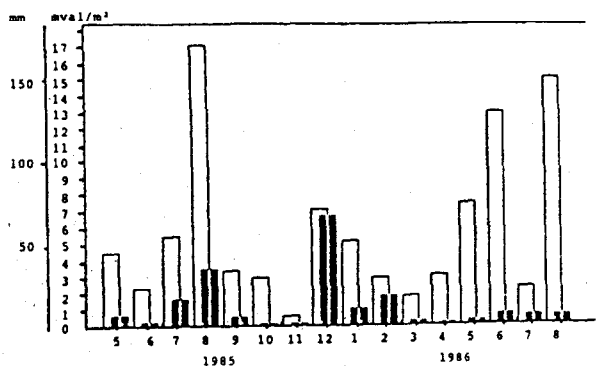
Tab.19: Nasse Deposition -
Vergleich der gewichteten Konzentrationswerte in
Winter- und Sommermonaten

Monatliche Deposition

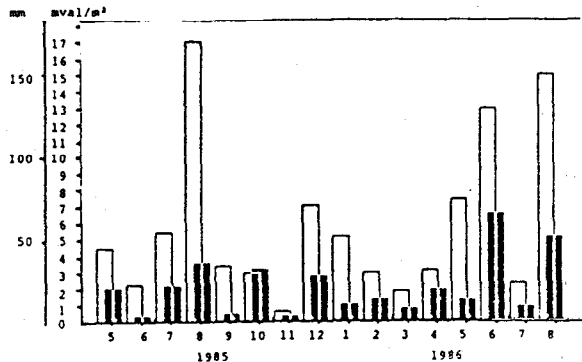
Eine Zusammenstellung der monatlichen Depositionsdaten an der Station Exelberg zeigt die Tab.20. Die Depositionswerte zeigen eine deutliche Abhängigkeit von der Niederschlagsmenge, da die monatlichen Konzentrationsschwankungen geringer als die Unterschiede in der Niederschlagstätigkeit sind. Die Deposition an freier Säure bildet hier eine Ausnahme (Abb.33).

Monat/Jahr	Nschl (mm)	H ⁺	NH ₄ ⁺	Na ⁺	K ⁺	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻
		mval / m ²						
5/85	44.5	0.52	1.97	0.45	0.20	0.68	1.30	4.09
6/86	22.4	0.11	0.30	0.19	0.09	0.35	0.56	1.71
7/85	54.9	1.56	2.19	0.46	0.09	0.91	1.82	2.74
8/85	170.8	3.43	3.54	0.89	0.35	3.08	5.12	11.21
9/85	33.1	0.42	0.35	0.91	0.11	0.56	0.69	1.10
10/85	29.9	0.02	3.18	0.55	0.21	0.89	1.60	4.15
11/85	5.4	0.002	0.21	0.09	0.03	0.20	0.50	0.68
12/85	70.2	6.65	2.76	0.58	0.31	1.25	2.46	4.74
1/86	51.5	1.00	0.99	0.84	0.12	1.29	1.80	1.98
2/86	29.1	1.71	1.29	0.15	0.07	1.15	1.91	5.60
3/86	17.1	0.13	0.61	0.20	0.02	0.48	1.14	2.08
4/86	30.6	0.04	1.88	0.47	0.29	1.97	2.62	6.75
5/86	73.4	0.15	1.15	1.60	0.38	3.06	1.68	5.37
6/86	128.1	0.56	6.50	1.28	0.23	4.95	4.58	15.61
7/86	22.2	0.46	0.75	0.33	0.09	0.63	0.73	1.93
8/86	150.0	0.41	5.04	4.57	1.00	6.39	3.32	15.94

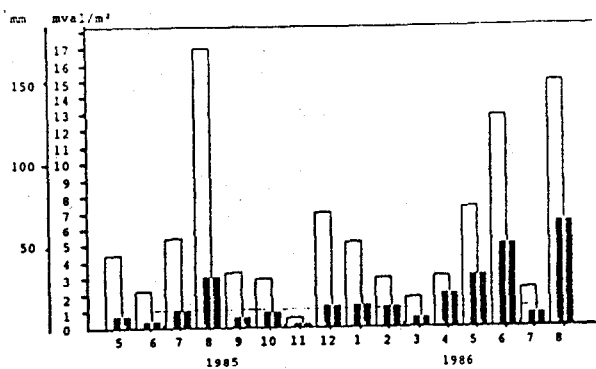
Tab.20: Monatlicher Eintrag
Nasse Deposition
Station Exelberg



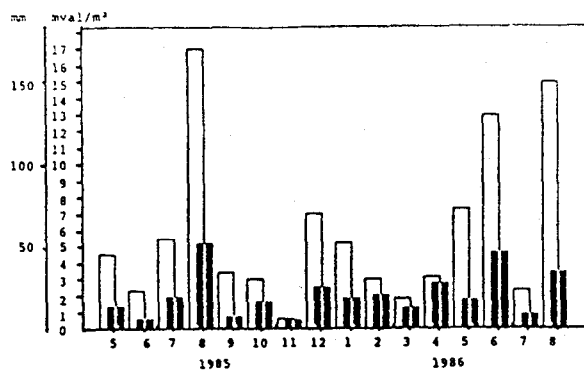
H⁺ - Dep.



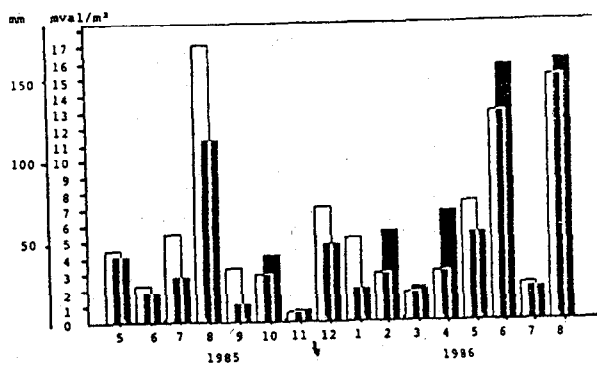
NH₄⁺ - Dep.



Cl⁻ - Dep.



NO₃⁻ - Dep.



SO₄²⁻ - Dep.



 Niederschlagshöhe
 Depositionsmenge

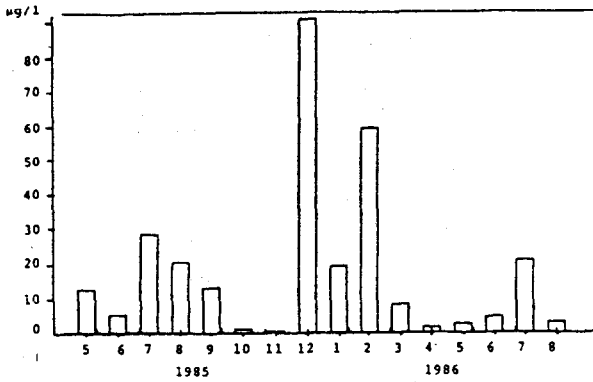
Abb.33: Monatliche Niederschlagshöhe und Depositionsmengen

Zeitlicher Verlauf der Konzentrationswerte - mengengewichtete Monatsmittel

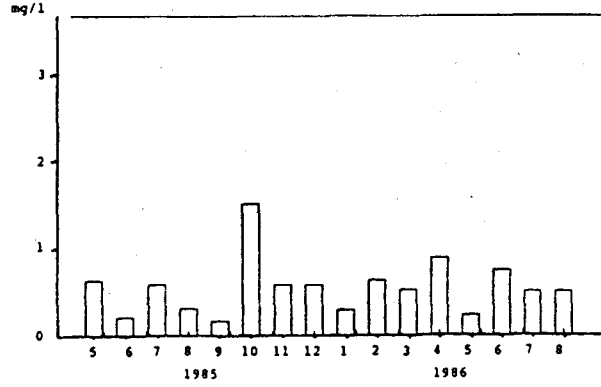
Um eine Übersicht über den Gang der Konzentration an Regeninhaltsstoffen zu erhalten, sind in Tab.21 die gewichteten Monatsmittelwerte angegeben. Der zeitliche Verlauf der Daten ist in Abb.34 dargestellt. Ein Vergleich zeigt relative Ähnlichkeiten für den Verlauf der Ammonium-, Chlorid-, Nitrat- und Sulfatkonzentrationen. Allgemein ist ein Anstieg im Oktober und November und in den Monaten Februar bis April zu beobachten. Die Konzentration der freien Säuren zeigt einen nichtsynchrone Verlauf mit den anderen Konzentrationen.

Monat/Jahr	H ⁺	NH ₄ ⁺ -N	Na ⁺	K ⁺	Cl ⁻	NO ₃ ⁻ -N	SO ₄ ²⁻ -S
	µg / l	----- mg / l -----					
5/85	11.6	0.62	0.23	0.18	0.54	0.41	1.47
6/85	4.9	0.19	0.19	0.16	0.56	0.35	1.22
7/85	28.4	0.56	0.19	0.06	0.59	0.46	0.80
8/85	20.1	0.29	0.12	0.08	0.64	0.42	1.05
9/85	12.7	0.15	0.63	0.13	0.60	0.29	0.53
10/85	0.6	1.49	0.42	0.27	1.06	0.75	2.22
11/85	0.4	0.55	0.37	0.25	1.29	1.30	2.02
12/85	94.7	0.55	0.19	0.17	0.63	0.49	1.08
1/86	19.5	0.27	0.37	0.09	0.89	0.49	0.62
2/86	58.7	0.62	0.12	0.09	1.40	0.92	3.08
3/86	7.6	0.50	0.27	0.04	0.99	0.93	1.95
4/86	1.3	0.86	0.35	0.37	2.28	1.20	3.53
5/86	2.1	0.22	0.50	0.20	1.48	0.32	1.17
6/86	4.4	0.71	0.23	0.07	1.37	0.50	1.95
7/86	20.8	0.47	0.34	0.15	1.01	0.46	1.39
8/86	2.7	0.47	0.70	0.26	1.51	0.31	1.70

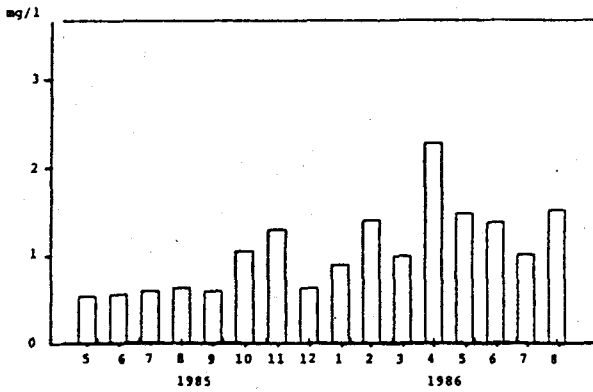
Tab.21: Monatliche Konzentrationsmittelwerte
Gewichtete Mittelwerte der Regeninhaltsstoffe
Station Exelberg



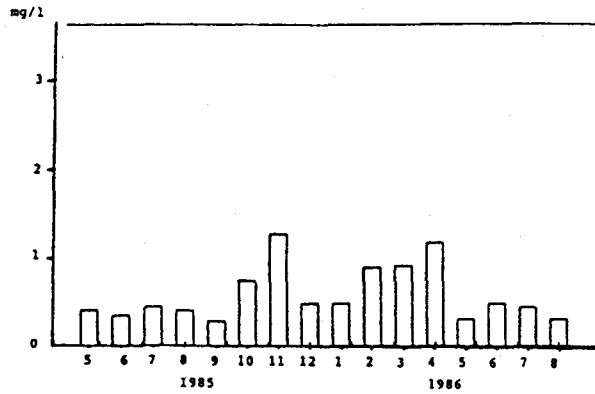
H⁺ - Konz.



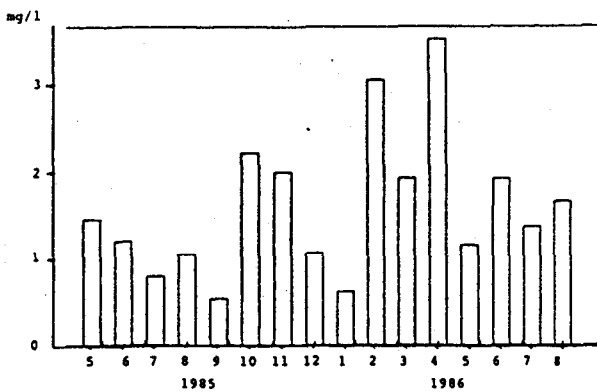
NH₄⁺ - Konz.



Cl⁻ - Konz.



NO₃⁻ - Konz.



SO₄²⁻ - Konz.

Abb.34: Mittlere monatliche Konzentration

Analyse der Einzelergebnisse - Deposition

Bei der Analyse der Deposition durch Einzelereignisse soll das Verhältnis zwischen Niederschlagsmenge und Deposition untersucht werden. Für diese Berechnung wurden die Niederschlagsereignisse nach der Höhe logarithmisch in "Regenklassen" geteilt. Die im Untersuchungszeitraum anfallende Ereignishäufigkeit in den Regenklassen ist in Tab.22 angeführt.

total	0.06-0.12	-0.25	-0.5	-1	-2	-4	-8	-16	-32	-64
99	0	1	0	5	12	18	29	18	13	3

Tab.22: Ereignishäufigkeit pro Regenklasse

Untersuchungszeitraum Mai 1985 - August 1986

Die relative Verteilung der Ereignishäufigkeit ist in Abb.35 (dunkel) dargestellt. Zum Vergleich wurde die mittlere Verteilung österreichischer Immissionmeßstationen aufgetragen (hell). Es hat sich gezeigt, daß die einzelnen Stationen kaum von dieser Verteilung abweichen. Das Maximum liegt stets in der Regenklasse 4-8 mm Niederschlag pro Tag.

Die Schwachregenereignisse (geringer als 1 mm) sind weder zahlen- noch mengenmäßig von Bedeutung. Für jede Regenklasse wurde der anteilige Eintrag an Regeninhaltstoffen berechnet (siehe Tab.23).

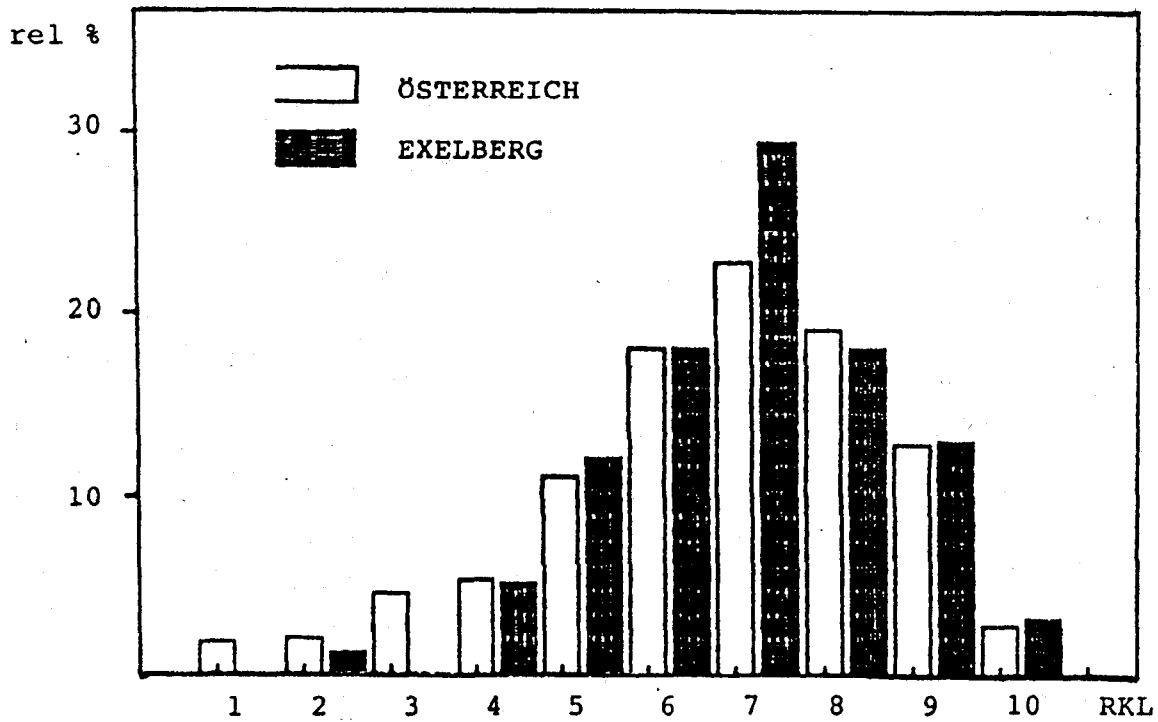


Abb.35: Relative Verteilung der Ereignishäufigkeit pro Regenklasse

Regenklasse (mm)	Eintragssumme							
	Nschl mm	H ⁺	NH ₄ ⁺	Na ⁺	K ⁺	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻
	mval / m ²							
bis 0.12	.2	0	0	0	0	0	0	0.01
0.12 - 0.25	.2	0	0	0	0	0.04	0.03	0.10
0.25 - 0.5	.	0	0	0	0	0	0	0
0.5 - 1	2.3	0.06	0.07	0.03	0.01	0.09	0.19	0.32
1 - 2	18.2	0.30	0.71	0.38	0.18	0.71	0.98	2.38
2 - 4	34.4	0.25	2.85	0.42	0.14	1.20	2.04	4.89
4 - 8	144.3	4.44	6.05	1.76	0.47	3.29	5.21	10.23
8 - 16	132.1	4.89	3.35	1.32	0.31	2.45	4.41	9.55
16 - 32	165.1	3.57	5.22	3.75	0.74	5.81	5.08	15.84
32 - 64	110.2	0.08	3.60	1.91	0.47	4.10	2.34	10.85

Verteilung der klassenbreitengewichteten Eintragssummen

Regenklasse (mm)	Eintragssumme							
	Nschl mm	H ⁺	NH ₄ ⁺	Na ⁺	K ⁺	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻
1 mm	mval / m ²							
bis 0.12	1.9	0	0	0.02	0.01	0.02	0	0.08
0.12 - 0.25	1.6	0	0	0	0	0.27	0.20	1.49
0.25 - 0.5	0	0	0	0	0	0	0	0
0.5 - 1	4.5	0.12	0.15	0.07	0.03	0.18	0.38	0.65
1 - 2	18.1	0.30	0.71	0.38	0.18	0.71	0.98	2.38
2 - 4	17.2	0.13	1.42	0.21	0.07	0.60	1.02	2.44
4 - 8	36.1	1.11	1.51	0.44	0.12	0.82	1.30	2.56
8 - 16	15.5	0.61	0.42	0.17	0.04	0.31	0.55	1.19
16 - 32	10.3	0.22	0.33	0.24	0.05	0.36	0.32	0.99
32 - 64	3.4	0	0.11	0.06	0.015	0.13	0.07	0.34

Verteilung der mittleren mengengewichteten Konzentration pro Regenklasse

Regenklasse (mm)	Konzentration							
	H ⁺ µg/l	NH ₄ ⁺	Na ⁺	K ⁺	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	
	mg / l							
bis 0.12	0	0	0.20	0.17	0.31	0	0.69	
0.12 - 0.25	0	0	0	0	6.14	1.80	15.37	
0.25 - 0.5	0	0	0	0	0	0	0	
0.5 - 1	27.1	0.46	0.34	0.23	1.38	1.17	2.29	
1 - 2	16.8	0.55	0.48	0.38	1.38	0.75	2.10	
2 - 4	7.4	1.16	0.28	0.16	1.23	0.83	2.27	
4 - 8	30.8	0.59	0.28	0.13	0.81	0.51	1.14	
8 - 16	37.0	0.36	0.23	0.09	0.66	0.47	1.16	
16 - 32	21.6	0.44	0.52	0.17	1.25	0.43	1.54	
32 - 64	0.7	0.46	0.40	0.17	1.32	0.30	1.57	

Tab.23.: Nasse Deposition - Exelberg
 Untersuchungszeitraum Mai 1985 - August 1986

Analyse der Einzelergebnisse - Konzentrationswerte

Die Konzentration von Regeninhaltstoffen ist in der Regel mit der Niederschlagsmenge negativ korreliert. Besonders in Gebieten erhöhter Luftverschmutzung zeigen Schwachregen-Ereignisse starke Anreicherungen der Schadstoffkonzentrationen. Während für die Belastung des Bodens der mengemäßige Eintrag (Deposition) von Bedeutung ist, sind für die über dem Boden befindlichen Pflanzenorgane die Konzentrationswerte die maßgeblich beeinflussten Größen.

Der Zusammenhang zwischen Konzentration und Niederschlagshöhe an der Meßstation ist den Abb.36-42 zu entnehmen. Aus diesen Abbildungen sind auch die Konzentrationsbereiche, die gemessen wurden, ersichtlich.

Alle Verteilungen weisen ein ähnliches Verhalten auf. Die Meßpunkte der Einzeldaten liegen verstreut unter einer hyperbolischen Funktion, welche den Maximalwert für jede bestimmte Regenhöhe darstellt. Die Extremwerte der Ionenkonzentrationen traten bei Nieseln und bei sehr geringen Niederschlagsmengen auf. Die hohe Anreicherung ist im Zusammenhang mit der geringen Tröpfchengröße zu sehen. Der pH-Wert wird als logarithmische Darstellung der H-Konzentration zur Angabe der Acidität häufig verwendet. Abbildung 43 zeigt die Verteilungen der pH-Werte aufgetragen gegen die Höhe der Niederschlagsereignisse.

H⁺ (µg/l)

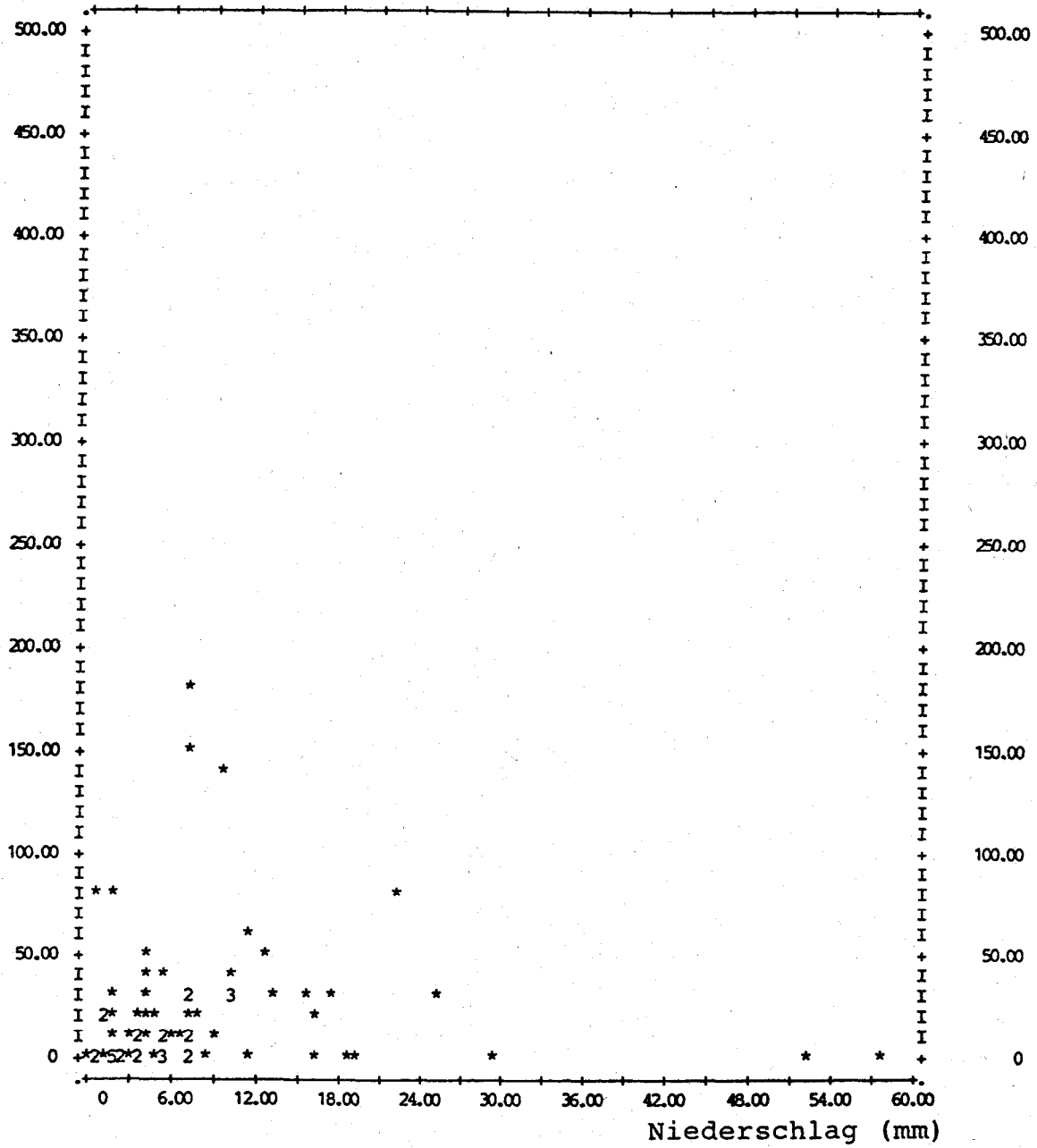


Abb.36: Konzentrationsverteilung

NH₄⁺-N (mg/l)

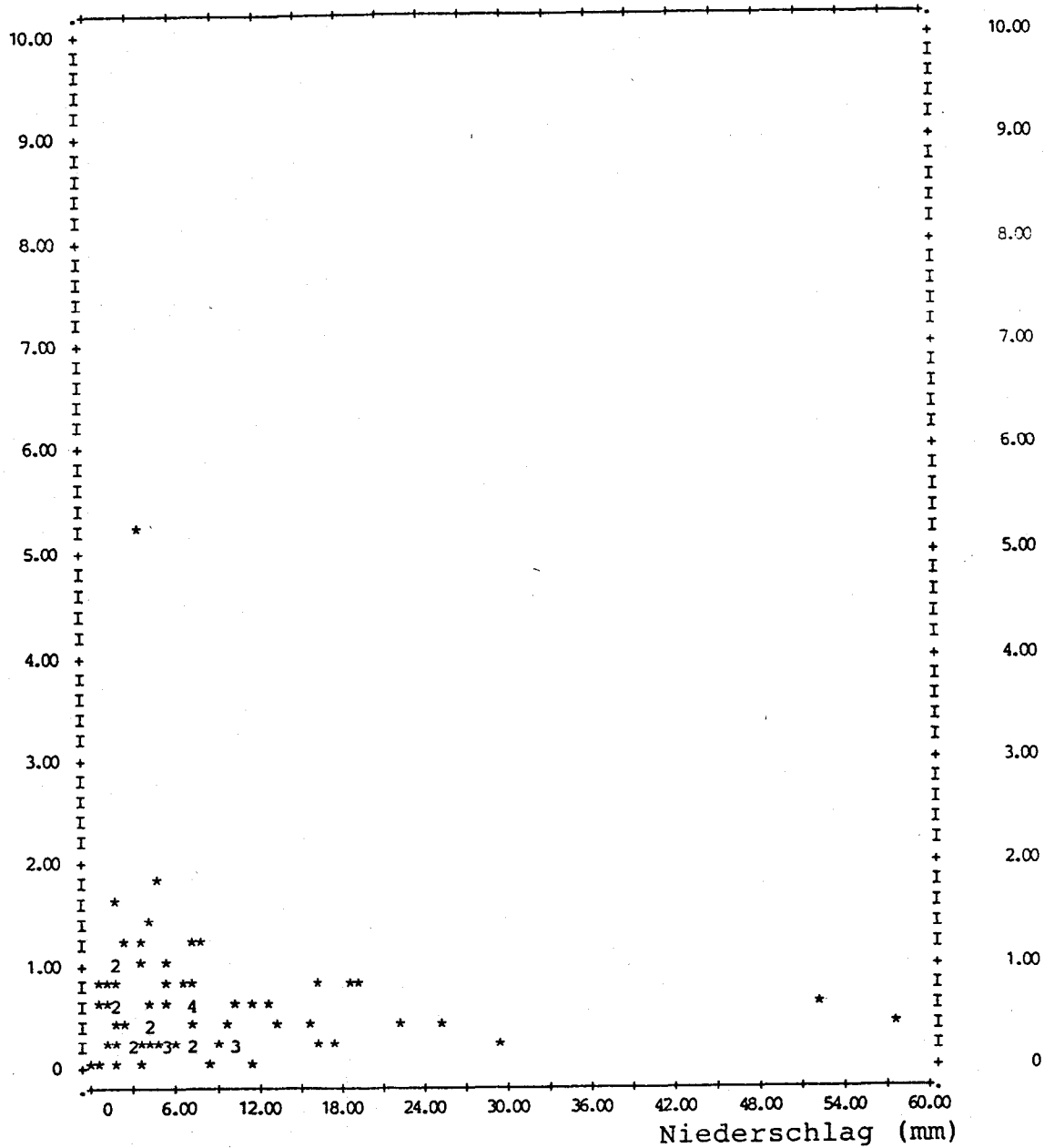


Abb.37: Konzentrationsverteilung

Na⁺ (mg/l)

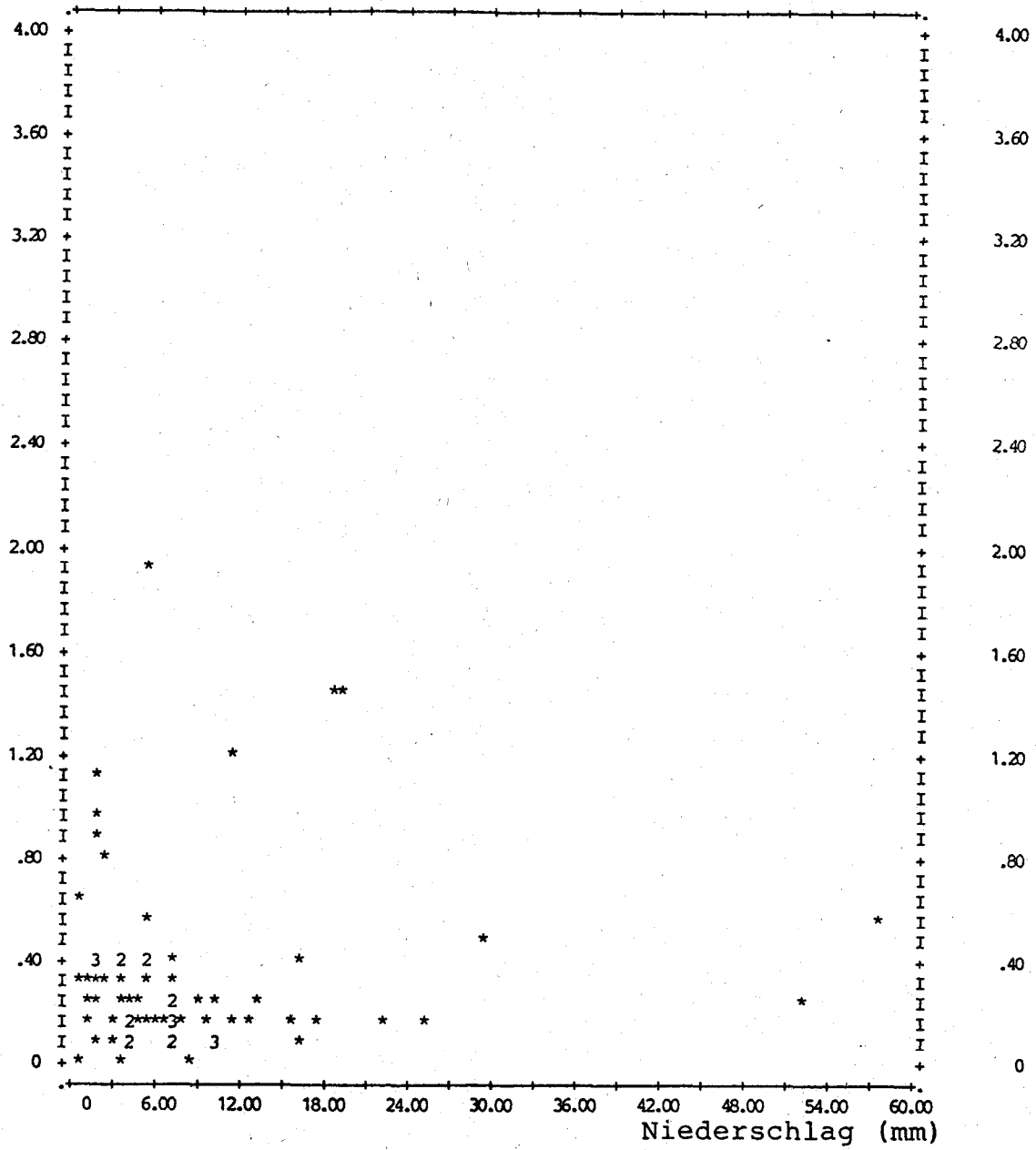


Abb.38: Konzentrationsverteilung

K⁺ (mg/l)

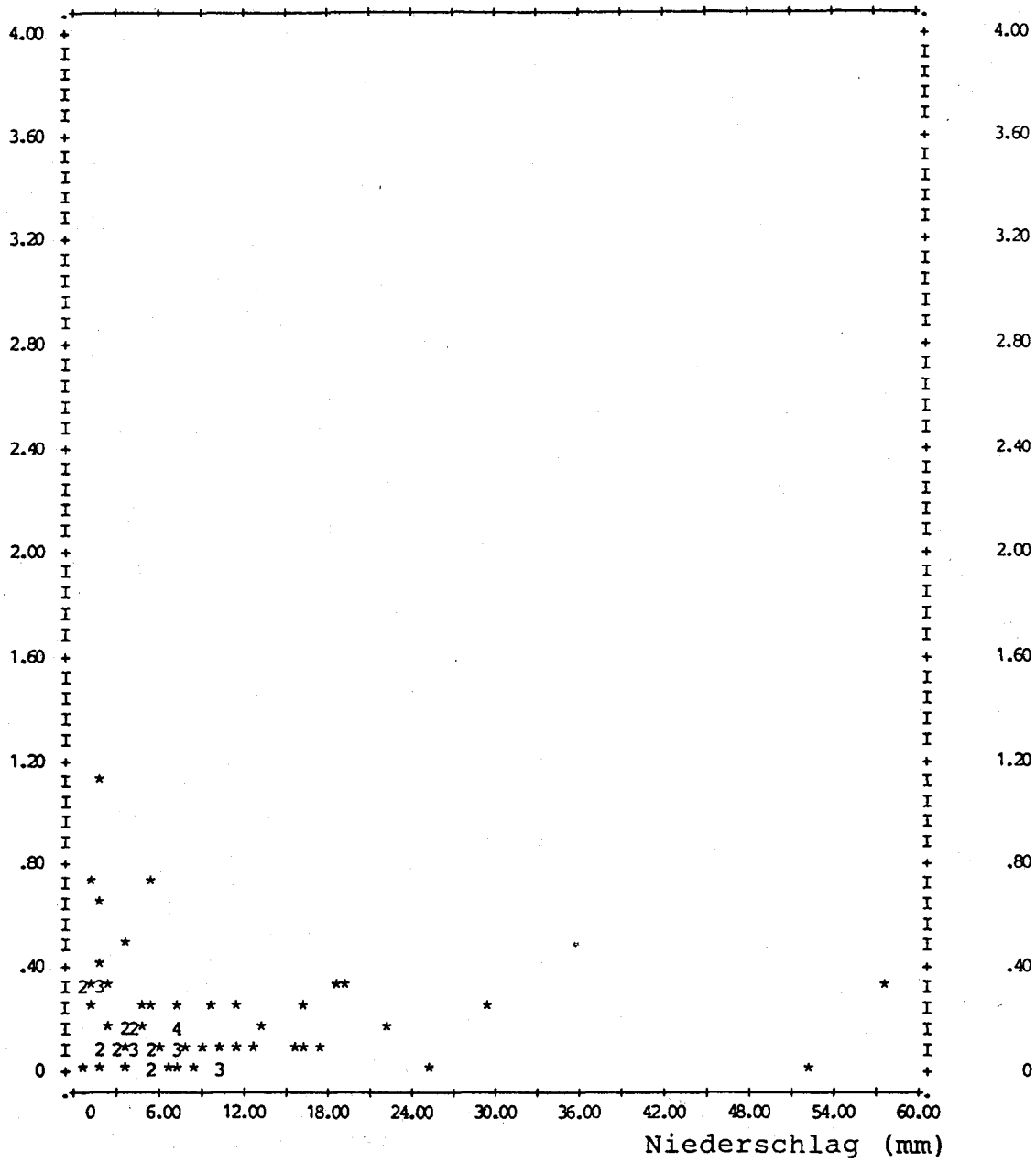


Abb.39: Konzentrationsverteilung

Cl⁻ (mg/l)

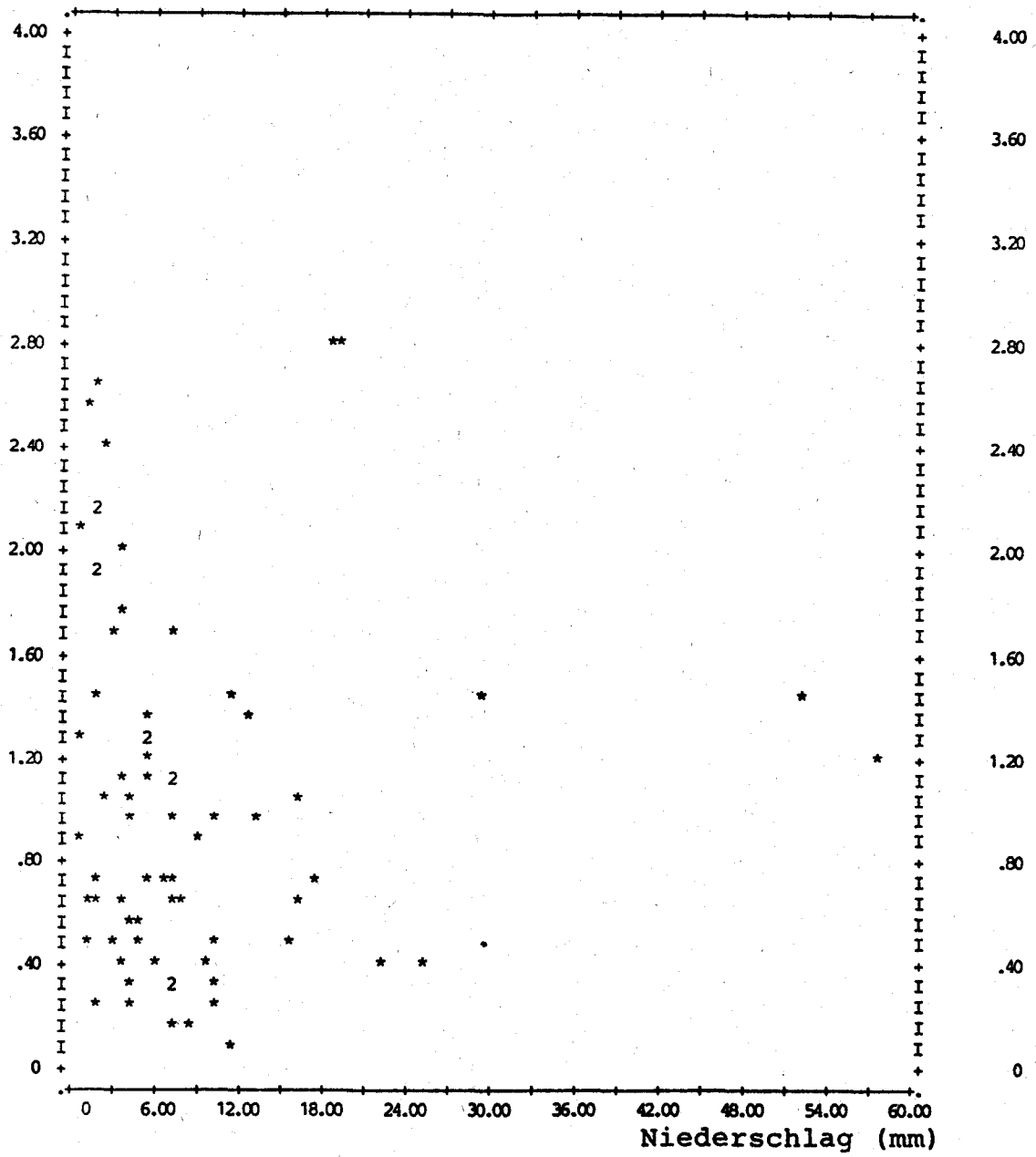


Abb.40: Konzentrationsverteilung

NO₃⁻-N (mg/l)

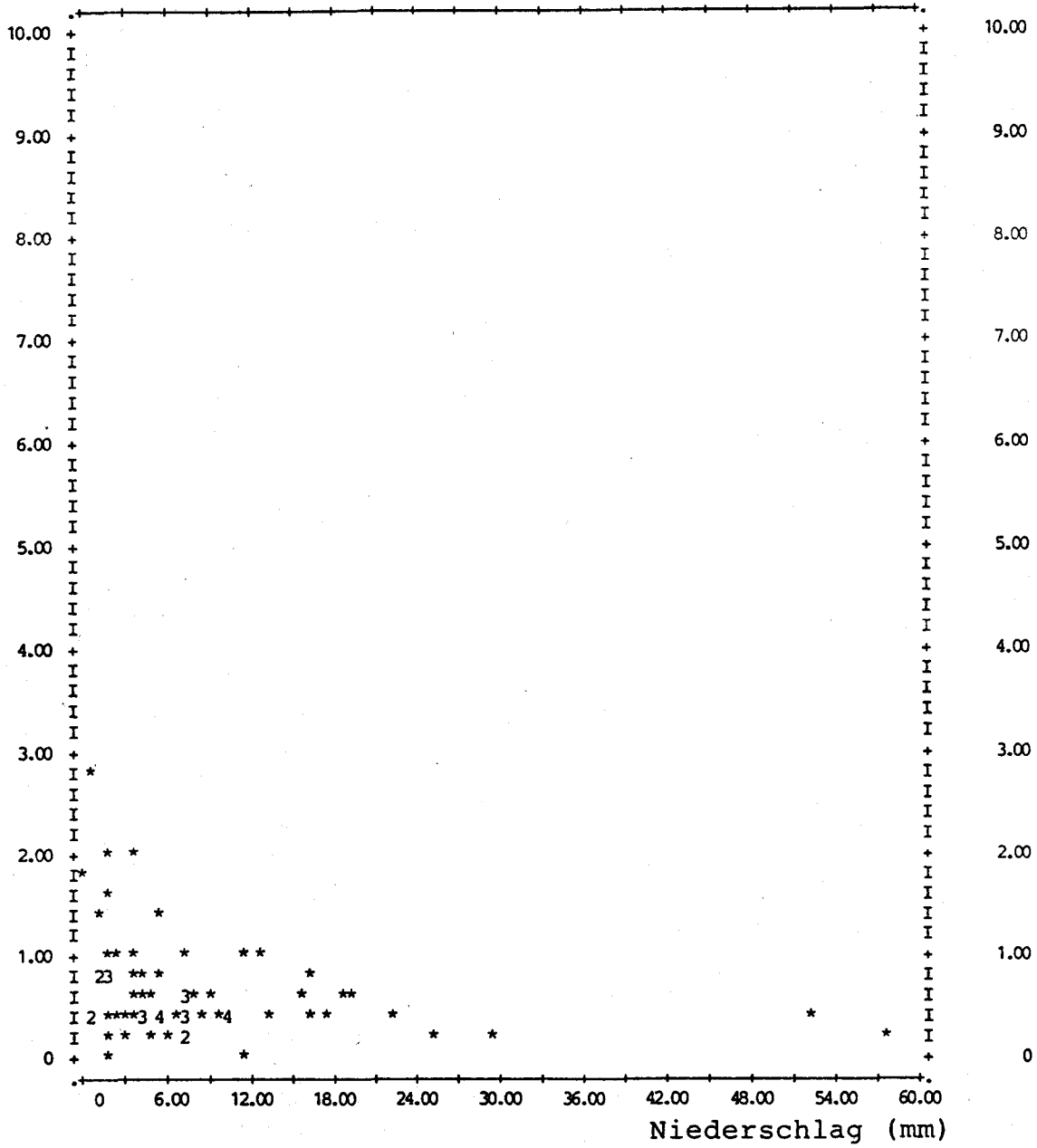


Abb.41: Konzentrationsverteilung

SO₄²⁻-S (mg/l)

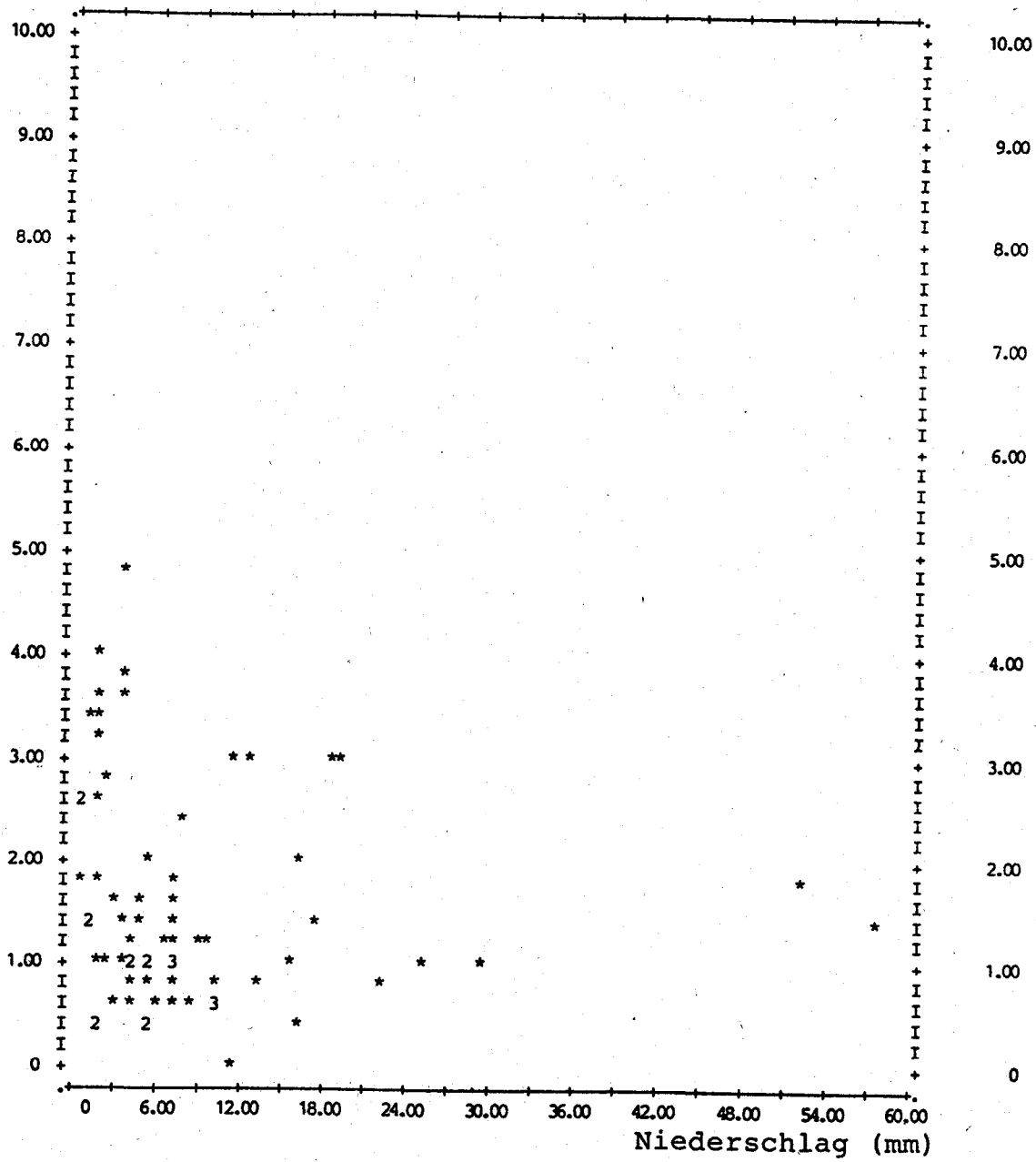


Abb.42: Konzentrationsverteilung

pH-Werte

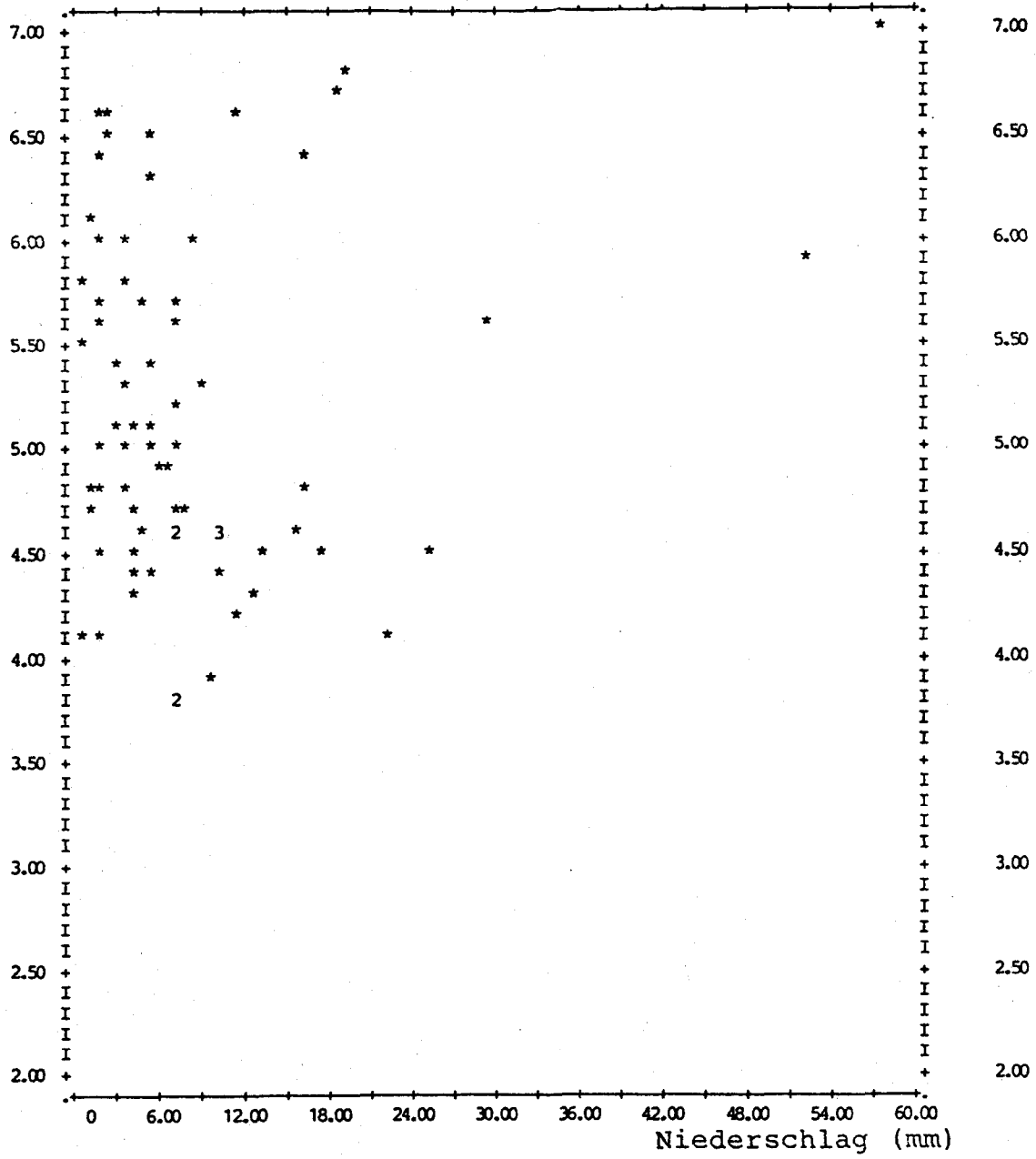


Abb.43: Verteilung der pH-Werte

8 LITERATUR

ALMQUIST E. (1974). Analysis of Global Air Pollution.
Ambio 3, 161.

AMT DER OBERÖSTERREICHISCHEN LANDESREGIERUNG (1984-86). Monatsberichte über die Meßergebnisse des automatischen Luftmeßnetzes des Landes Oberösterreich.

APPEL B.R., HOFFER E.M., TOKIWA Y., KOTHNY E.L. (1982). Measurement of sulfuric acid and particulate strong acidity in the Los Angeles basin. Atmos. Environ. 16, 589-593.

BAUMANN H. (1984). Die Belastung des Wiener Raumes durch luftgetragene Aerosole und durch den nassen Niederschlag, Dissertation, TU Wien.

BÖHM R. (1986). Persönliche Mitteilung.

BRODER B., GYGAX H.A. (1985). The influence of locally induced wind systems on the effectiveness of nocturnal dry deposition of ozone. Atmos. Environ. 19, 1627-1637.

CLARK. T.L., CLARKE J.F. (1984). A Lagrangian study of the boundary layer transport of pollutants in the North-eastern United States. Atmos. Environ. 18, 287-297.

COX R.A., EGGLETON E.J., DERWENT R.G., LOVELOCK J.E., PACK D.H. (1975). Long-range transport of photochemical ozone in north-western Europe. Nature, 255, 118-121.

- DAWSON G.A., FARMER J.C., MOYERS J.L. (1980). Formic and acidic acids in the atmosphere of the southwest U.S.A. *Geophys. Res. Lett.* 7, 725-728.
- HECK W.W., BRANDT C.S. (1977). Effects on vegetation: Native Crops, forests Air Pollution, Bd.II. Academic Press, London, New York, 157-229.
- GALBALLY I.E. (1971). Ozone profiles and ozone fluxes in the atmospheric surface layer. *Quart. J. R. Met. Soc.* 97, 18-29.
- HAAGEN-SMIT A.J. (1952). Chemistry and physiology of Los Angeles smog. *Ind. Eng. Chem.* 44, 1342-1346.
- HAUPT T. (1985). Pseudokrapp: Duisburger Studie. In: *Umwelt-hygiene*, Hrsg. Nieding G., Jander K., 77-79. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- LAHMANN E. (1986). Situation der Luftbelastung in einigen Städten Deutschlands, Bericht des Bundesgesundheitsamtes, Inst.f. Wasser-, Boden- und Lufthygiene, Berlin.
- PAFFRATH D., PETERS W., STANGL H. (1986). Airborne measurements of ozone and other pollutants north and south of the alps. 7th World Clean Air Congress, August 1986, Sydney (Preprint).
- PREINING N., BERNER A. (1979). Aerosol measurements in the submicron size range. EPA-600/2-79-105, Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, North Carolina.

PUXBAUM H. (1979). Probenahme von atembaren und lungengängigen Staubimmissionen zur "Integrierten Staubanalyse". Fresenius Z. Anal. Chem., 298, 110-122.

PUXBAUM H., BAUMANN H. (1984). Vertical concentration profiles of traffic derived components in a street canyon. Sci. Total Environ. 36, 47-52.

PUXBAUM H., WOPENKA B. (1984). Chemical composition of nucleation and accumulation mode particles collected in Vienna. Austria Atmos. Environ. 18, 573-580.

RUSSELL A.G., CASS G.R. (1984). Acquisition of regional air quality model validation data for nitrate, sulfate, ammonium ion and their precursors. Atmos. Environ., 18, 1815-1827.

SCHIAVONE J.A., GRAEDEL T.E. (1981). 2-D studies of the kinetic photochemistry of the urban troposphere. I. Air stagnation conditions. Atmos. Environ. 15, 163-176.

SLANINA J., VAN LAMOEN DOORNENBAL L., LONGERAK W.A., MEILOT W.A., KLOCKOW D., NIESSNER R. (1981). Application of a thermo-denuder-analyzer to the determination of sulfuric acid, nitric acid and ammonia in air. Int. J. Environ. Anal. Chem. 9, 59.

TOUPANCE G., PERROS P. (1984). Ozone production and transfer in the Fos-Berre Basin area. Ozone Symposium, Greece 1984, D. Reidel Publ., Dordrecht.

- TUAZON E.C., WINER A.M., PITTS J.N. (1981). Trace pollutant concentrations in a multiday smog episode in the California South Coast air basin by long path length Fourier transform infrared spectroscopy. Environ. Sci. Technol., 15, 1232-1237.
- UNO I., WAKAMATSU S., SUZUKI M., OGAWA Y. (1984). Three-dimensional behavior of photochemical pollutants covering the Tokyo Metropolitan area. Atmos. Environ., 18, 751-761.
- VAN DOP H., GUICHERIT R., LANTING R.W. (1977). Some measurements of the vertical distribution of ozone in the atmospheric boundary layer. Atmos. Environ. 11, 65-71.
- VDI-Richtlinie 2310. (1974). Maximale Immissionswerte, VDI-Handbuch Reinhaltung der Luft, Bd.1, VDI-Verlag, Düsseldorf.
- WOLFF T.G. (1977). Anatomy of two ozone transport episodes in the Washington, D.C., to Boston, Mass. Corridor, Environ. Sci. Technol. 5, 506-510.

