POLLUMET : eine Sommersmogstudie als Basis für die Optimierung von Luftreinhaltestrategien (Schweizer Mittelland)

Autor(en): **Wanner, Heinz / Baumgartner, Michael / Neu, Urs**

Objekttyp: **Article**

Zeitschrift: **Jahrbuch der Geographischen Gesellschaft Bern**

Band (Jahr): **59 (1996)**

PDF erstellt am: **20.05.2024**

Persistenter Link: https://doi.org/10.5169/seals-960440

Nutzungsbedingungen

Die ETH-Bibliothek ist Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften. Sie besitzt keine Urheberrechte an den Inhalten der Zeitschriften. Die Rechte liegen in der Regel bei den Herausgebern.
Die auf der Plattform e-periodica veröffentlichten Dokumente stehen für nicht-kommerzielle Zwecke in Lehre und Forschung sowie für die private Nutzung frei zur Verfügung. Einzelne Dateien oder Ausdrucke aus diesem Angebot können zusammen mit diesen Nutzungsbedingungen und den korrekten Herkunftsbezeichnungen weitergegeben werden.
Das Veröffentlichen von Bildern in Print- und Online-Publikationen ist nur mit vorheriger Genehmigung der Rechteinhaber erlaubt. Die systematische Speicherung von Teilen des elektronischen Angebots auf anderen Servern bedarf ebenfalls des schriftlichen Einverständnisses der Rechteinhaber.

Haftungsausschluss

Alle Angaben erfolgen ohne Gewähr für Vollständigkeit oder Richtigkeit. Es wird keine Haftung übernommen für Schäden durch die Verwendung von Informationen aus diesem Online-Angebot oder durch das Fehlen von Informationen. Dies gilt auch für Inhalte Dritter, die über dieses Angebot zugänglich sind.

Ein Dienst der *ETH-Bibliothek*
ETH Zürich, Rämistrasse 101, 8092 Zürich, Schweiz, www.library.ethz.ch

http://www.e-periodica.ch

POLLUMET – eine Sommersmogstudie als Basis für die Optimierung von Luftreinhaltestrategien (Schweizer Mittelland)

Heinz Wanner, Michael Baumgartner, Urs Neu, Silvan Perego
und Reto Siegenthaler

1. Einleitung

Klima-, Atmosphären- und Immissionsforschung gehören heute zu den unbestrittenen Schwerpunkten der Forschungsszene an der Universität Bern. Dies war nicht immer der Fall. Eine erste Blütezeit erlebte die Berner Klimaforschung um die Mitte des 19. Jahrhunderts durch die Arbeiten der Physik- und Astronomieprofessoren Rudolf Wolf (Begründer der Sonnenfleckenforschung, 1839-1855 in Bern) und Heinrich Wild (Urheber weltweiter Beobachtungsnetze, 1858–1868 in Bern). Ein zweiter Höhepunkt war durch die bahnbrechenden Arbeiten des Geographen Eduard Brückner (Eiszeiterforscher der Alpen, 1888–1904 in Bern) gegeben. In der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts fristete die Wetter- und Klimaforschung ein kümmerliches Dasein (WANNER, 1988). Ein neuer Wendepunkt trat erst wieder in den 60er Jahren durch die Arbeiten des Klimaphysikers Hans Oeschger und des Geographen Bruno Messerli ein. Sie sind die eigentlichen Begründer des heutigen Schwerpunktes, der zirka 17 Forschungsgruppen vereint.

Bruno Messerli wandte sich nach glazialmorphologischen und klimageschichtlichen Arbeiten im Mittelmeerraum und in der Sahara ab zirka 1970 auch aktuellen klimatologischen Fragestellungen zu. Nach der Initiierung eines auf stark qualitativen Kriterien basierenden kantonalen Klimabeobachtungsprogrammes (Phänologie, Schnee, Nebel) startete er 1972 das klimatologisch-luftchemische Forschungsprogramm in der Region Bern, das 1978 abgeschlossen wurde (MATHYS et al., 1980). Dieses bildete den Anfang weiterer meteorologisch-luftchemischer Forschungsvorhaben der Berner Geographie und anderer beteiligter Gruppen wie das Nationale Forschungsprogramm 14 (Waldschäden und Luftverschmutzung), die Bieler Luftverschmutzungsstudie oder das soeben abgeschlossene grosse Schweizer Programm POLLUMET (Air Pollution and Meteorology in Switzerland). Über wichtige Schlussresultate von POLLUMET soll hier mit herzlichem Dank an den Schöpfer dieser Arbeitsrichtung am Institut berichtet werden.

2. Fragestellungen und Untersuchungskonzept von POLLUMET

Im Gegensatz zu früheren Programmen, die stark auf die Untersuchung des Wintersmogs ausgerichtet waren, konzentrierte sich POLLUMET auf die angewandte und zielorientierte Erforschung des Sommersmogs mit Schwerpunkt auf der Region des

Schweizer Mittellandes (vgl. Abb. 1). Folgende sechs Fragestellungen wurden an den Anfang des Programms gestellt (BUWAL, 1996):
Wie werden Luftschadstoffe in der Schweiz verteilt?
- Wie gross ist der relative Anteil von importierten und natürlich emittierten Vorläufersubstanzen an der Ozonbildung?
- Wie verhalten sich die Vorläufersubstanzen des Ozons während des Transports; welches ist ihre relative Wichtigkeit in den photochemischen Reaktionen?
- Welches sind die sinnvollsten atmosphärenchemischen und meteorologischen Modelle zur Beantwortung dieser Frage?
- Welches sind kritische Wetterlagen?
- Wo müssten wann welche Emissionen reduziert werden, um möglichst effizient die Ozonbildung zu unterbinden (optimale Reduktionsstrategien)?

Organisatorisch orientierte sich POLLUMET an einer «bottom-up-Struktur», d.h. die wissenschaftliche Gruppe erarbeitete die Fragestellungen und die strategischen Grundlagen selbständig und trug damit eine hohe Eigenverantwortung. Unter Leitung des Erstautors dieses Beitrages konnte allerdings beim BUWAL (Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft) ein grosser Kredit für die allen Projekten dienende Infrastruktur der Koordinationsstelle sowie für den Grossteil der Flugzeugmessungen erwirkt werden. Der Rest der Finanzen stammte vor allem vom Schweizerischen Nationalfonds, vom Bundesamt für Bildung und Wissenschaft sowie von den beteiligten Instituten.

Ausschuss und Programmleitung waren sich von Anfang an einig, dass eine gezielte Beantwortung der oben gestellten Fragen nur über eine geschickte Kombination von episodischen Feldexperimenten (unter Einbezug der Langfristmessungen nationaler, kantonaler und kommunaler Messnetze) mit geeigneten Modellen erreicht werden konnte. Die sorgfältige Planung führte im Schweizer Mittelland zu den in Tabelle 1 aufgelisteten Feldexperimenten.

Tab. 1: Zeiträume und räumliche Schwerpunkte der fünf POLLUMET-IOP's (Intensive Observation Period) im Schweizer Mittelland.

IOP	*Datum*	*Räumlicher Schwerpunkt*
I – 1990	25.–30.7.1990	Berner Querschnitt (Jura–Jungfraujoch–Reusstal)
I – 1991	4.–6.7.1991	Reusstal (Luzern, Schwyz, Uri)
II – 1991	9.–12.7.1991	Berner Querschnitt (Jura–Jungfraujoch)
I – 1993	16./17.7.1993	Berner Seeland (Mont Vully–Hagneckkanal)
II – 1993	29.7.–4.8.1993	Berner Seeland

Aus der komplexen Natur der Fragestellung ergab sich auch die Forderung nach Modellen, die entweder mehr den photochemischen Reaktionsmechanismus oder aber verstärkt die meteorologischen Gegebenheiten (Transport, turbulente Diffusion) berücksichtigten. Tabelle 2 zeigt eine Übersicht der von verschiedenen Forschungsgruppen eingesetzten Modelle (BUWAL, 1996).

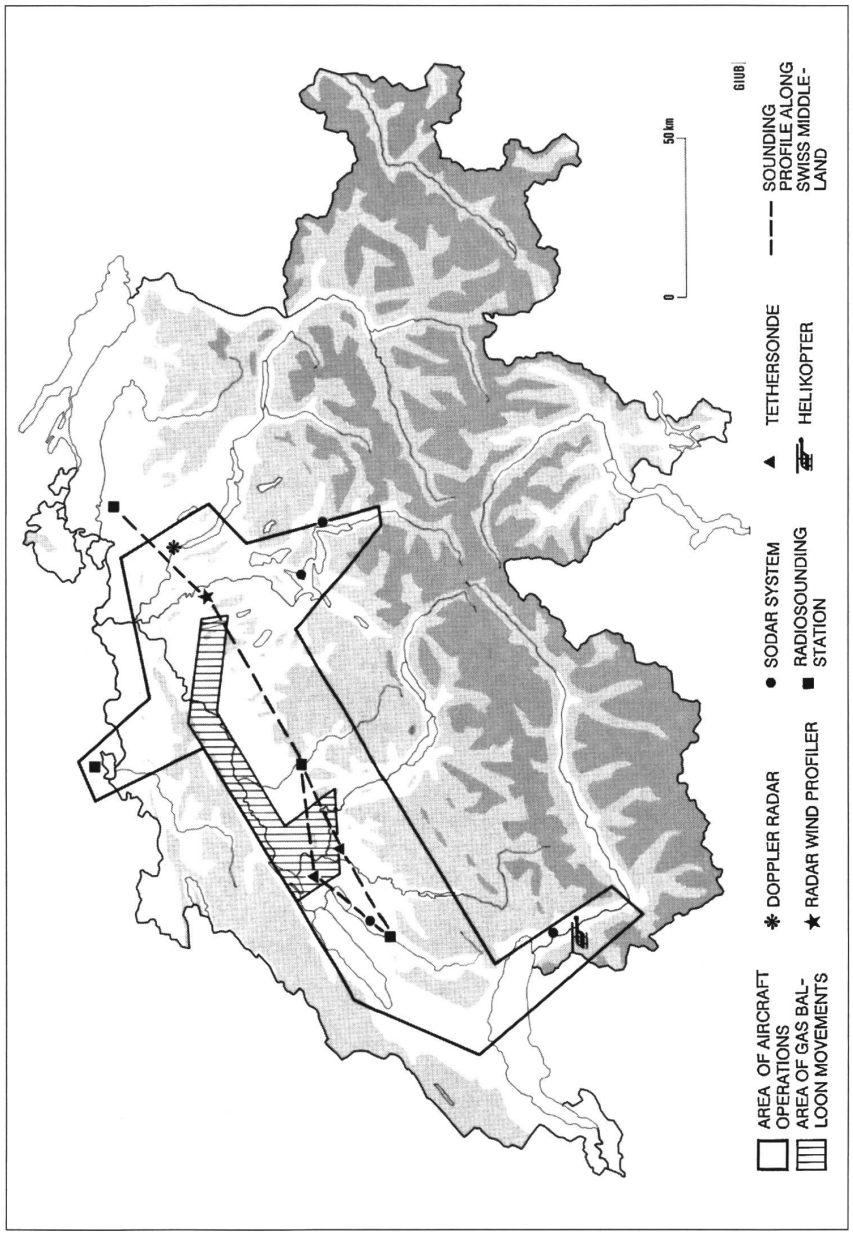

Abb. 1: Das Untersuchungsgebiet von POLLUMET mit den Instrumentarien des ersten Feldexperiments.

Tab. 2: Liste der sieben bei POLLUMET eingesetzten Modelle

Bezeichnung	*Modelltyp*	*Modelleinsatz*
Harwell Photochemical Trajectory Model (HPTM)	Lagrange-Boxmodell (2 Schichten)	– Modellvergleich HPTM–HPM–MPLM – Trajektorienrechnung 24.–26.7.1990 (HPTM)
Harvard Photochemical Model (HPM)	Lagrange-Boxmodell (6 Schichten)	– Simulation des 29.7.1993 (MPLM) – Durchrechnung von Reduktions szenarien mit HPTM und HPM
PSI Multi-Parcel Lagrangian Model (MPLM)	Lagrange-Boxmodell (2 Schichten)	– Rechnung von Reduktions-szenarien mit dem HPLM
CIT-Modell (Calif. Inst. of Technology / Carnegie Mellon Univ.)	Euler-Modell	– Simulation des 30.7.1993
Urban Airshed Model (UAM; EPA-PSI-Version)	Euler-Modell	– Vergleichsrechnungen
EUMAC Zooming Model (EZM; Univ. Karlsruhe)	Euler-Modell (Kombination MEMO-Mars)	– Vergleichsrechnungen
Bernese Photochemical Model (BERPHOMOD; Geogr. Institut Univ. Bern)	Euler-Modell	– Simulation des 29./30.7.1993 – Depositionsrechnungen Berner Seeland

Aus verständlichen Gründen kann in diesem Aufsatz nicht auf die detaillierten Resultate eingegangen werden. Diese sind in BUWAL (1996) zusammengestellt. An dieser Stelle werden in erster Linie eigene Untersuchungen sowie allgemeine Erkenntnisse wiedergegeben.

3. Theoretische Überlegungen zum Sommersmog

Bereits aus der Übersicht der eingesetzten Modelle (Tab. 2) lässt sich ableiten, dass beim Auf- und Abbau des photochemischen Smogs sowohl chemische als auch meteorologische Prozesse eine wichtige Rolle spielen bzw. je nach Situation dominant werden können.

3.1. Einige Bemerkungen zur Photochemie

Ozon wird in der unteren Troposphäre zur Hauptsache aus der Reaktion von molekularem Sauerstoff (O_2) mit einem Sauerstoffatom (O) gebildet, das bei der Zersetzung von Stickstoffdioxid (NO_2) durch Lichteinstrahlung ($h\upsilon$) entstanden ist (Abb. 2):

$$NO_2 + h\upsilon \rightarrow NO + O \qquad (1)$$
$$O + O_2 + M \rightarrow O_3 + M \qquad (2)$$

M ist ein Stosspartner, der sich bei der Reaktion selber nicht verändert. Das bei der Zersetzung von NO_2 (der sog. Photodissoziation) entstehende NO reagiert jedoch seinerseits wieder mit Ozon zu NO_2:

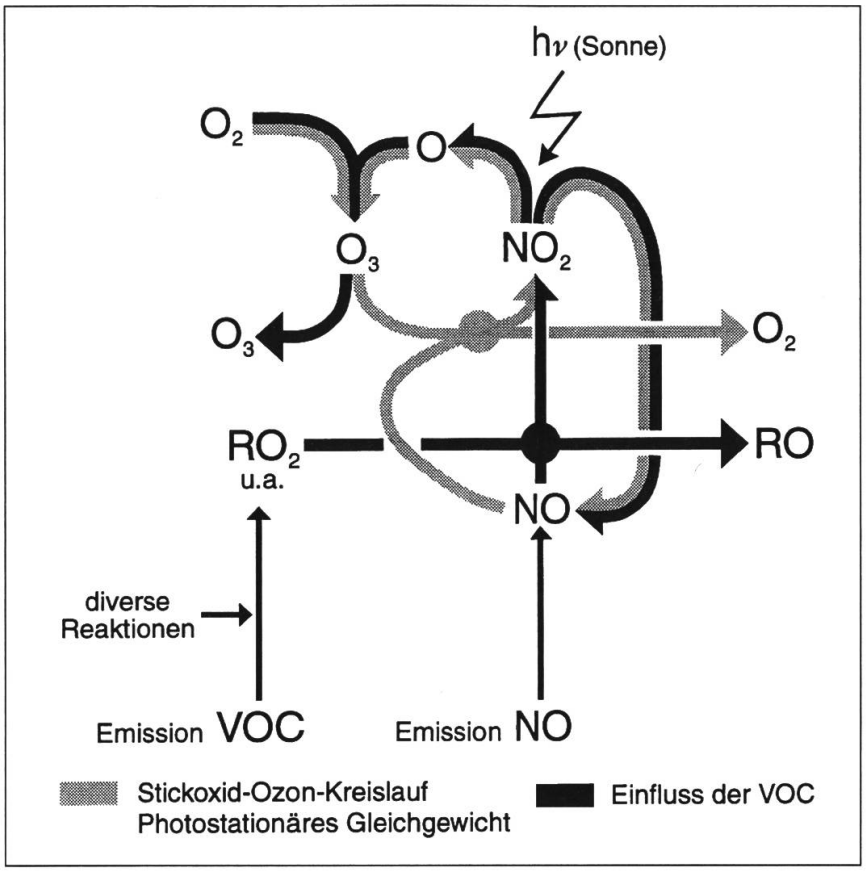

Abb. 2: Schematische, stark vereinfachte Darstellung des Ozonaufbaus.

$O_3 + NO \rightarrow O_2 + NO_2$ (3)

Es entsteht ein Gleichgewicht zwischen diesen Reaktionen, das sog. photostationäre Gleichgewicht. Die Ozonkonzentration ist dabei abhängig von der Intensität der Sonneneinstrahlung und vom Verhältnis der Konzentration von NO_2 zu NO. Da Stickstoffoxide überwiegend als NO emittiert werden, ist deshalb in unmittelbarer Quellnähe die Ozonkonzentration sehr klein, da das Verhältnis NO_2/NO sehr klein ist und das vorhandene Ozon sofort mit NO reagiert. Aus dem dabei entstehenden NO_2 (siehe Reaktion 3) kann jedoch später durch Reaktionen 1 und 2 nur soviel Ozon produziert werden, wie vorher bereits vorhanden war, sofern keine weiteren Reaktionen stattfinden.

In verschmutzter Luft wird jedoch auch NO zu NO_2 umgewandelt, ohne dass dabei Ozon abgebaut wird. Hier spielen vor allem die Reaktionen mit den flüchtigen Kohlenwasserstoffen (VOC = **V**olatile **O**rganic **C**ompounds) die Hauptrolle: NO reagiert mit den aus VOC gebildeten Peroxyalkyl-Radikalen (RO_2) oder Peroxyacyl-Radikalen (RCOO) zu NO_2 nach dem Prinzip

$NO + RO_2 \rightarrow NO_2 + RO$ (4)

Damit wird NO_2 für die Produktion von Ozon bereitgestellt, ohne dass dabei auch Ozon verbraucht wird. Dadurch entsteht mehr Ozon als verbraucht wird, so dass es sich in der Mischungsschicht anreichern kann. Auch diese Reaktionen sind abhängig von der Intenstität der Sonneneinstrahlung.

Da es sehr viele verschiedene VOC-Verbindungen gibt, die unterschiedlich schnell reagieren und sich je nach Umgebungsbedingungen (Temperatur, Feuchtigkeit, Kon-

zentrationen anderer chemischer Substanzen) anders verhalten, ist die Ozonkonzentration, die letztlich entsteht, nicht nur abhängig von der absoluten VOC-Konzentration, sondern auch von der Art des Gemischs der unterschiedlichen VOC-Verbindungen und von den Umgebungsbedingungen. Dieses Gemisch wird hauptsächlich durch die Zusammensetzung der Emissionen bestimmt (Verhältnis Verkehrs- zu Industrieemissionen, Art der Industrie, etc.) und ist damit für die meisten Regionen spezifisch. Dazu kommt der Einfluss biogener VOCs, deren Emission u.a. vom lokalen Pflanzenbewuchs abhängt.

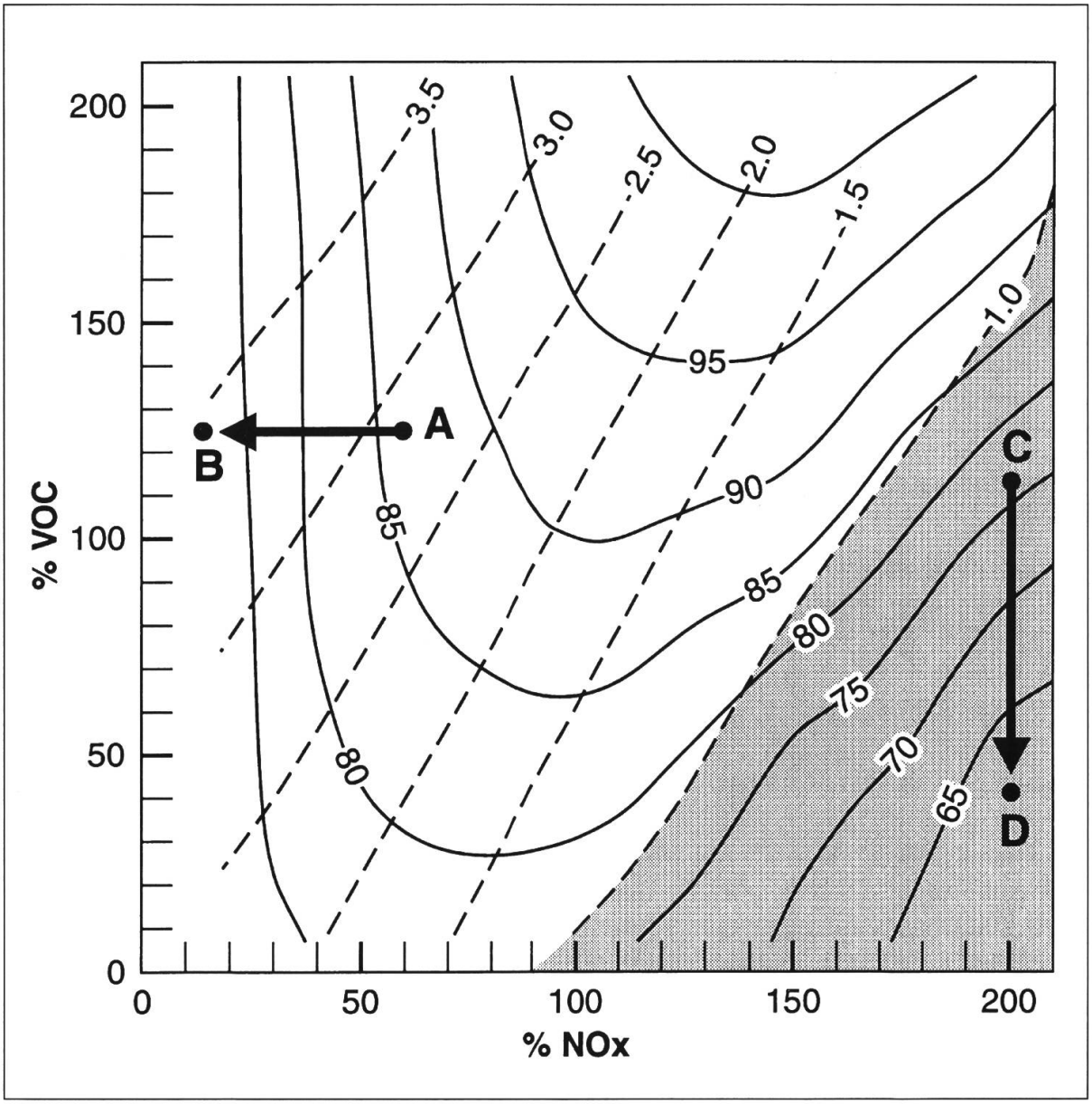

Abb. 3: Ozon (durchgezogene Linie) und H_2O_2-Isoplethen (gestrichelte Linie) als Funktion der NO_X- und VOC-Emissionen, berechnet mit dem HPTM-Modell (BUWAL 1996.). Der schattierte Bereich zeigt das «high NO_X»-Gebiet.

Die Ozonkonzentration ist sowohl abhängig von der VOC- als auch von der NO_X-Konzentration ($NO_X = NO + NO_2$). Eine der beiden Konzentrationen wirkt sich in den meisten Fällen für die Produktion limitierend aus, d.h. diejenige Vorläufersubstanz mit der verhältnismässig geringeren Konzentration ist für die maximal mögliche Ozonkonzentration entscheidend. Abb. 3 zeigt die O_3- und H_2O_2-Isoplethen als Funktion der NO_X- und VOC-Emissionen.

Dabei wird sichtbar, dass im «low NO_X-Fall» (Pfeil A-B) nur eine Reduktion der NO_X zu einer effizienten Ozonminderung führt. Die Radikalbildung ist grösser als die NO_X-Emissionen, wodurch NO_X rasch aus der Atmosphäre entfernt wird (BUWAL, 1996). Man beachte entsprechend die entstandenen hohen H_2O_2-Werte, ein typisches Bild für eine «low NO_X-Chemie».

Im «high NO_X-Fall» (Pfeil C-D in Abb. 3) ist die Radikalbildung kleiner als die NO_X-Emissionen, die emittierten NO_X akkumulieren, die Ozonproduktion ist eingeschränkt, und es werden kaum mehr Peroxyradikale gebildet. Pfeil C-D zeigt demnach, dass nur eine Reduktion der VOC's zu einer Ozonreduktion führt. Abb. 3 ist für die weiter unten folgende Diskussion der einzuschlagenden Luftreinhaltestrategien von fundamentaler Bedeutung.

3.2. Einfluss der meteorologischen Verhältnisse auf die Ozonproduktion

Auch die aktuellen meteorologischen Verhältnisse beeinflussen situativ den Ozonauf- und Ozonabbau in komplexer Weise. Folgende Teilprozesse sind vordringlich zu beachten:

- Reaktionsgeschwindigkeiten: Die Reaktionsgeschwindigkeit und -häufigkeit vieler der entscheidenden Reaktionen ist abhängig von der Umgebungstemperatur und/oder der Intensität der Sonneneinstrahlung, z.T. auch von der Feuchtigkeit.
- Konzentration der Vorläufersubstanzen: Die Konzentration der Vorläuferschadstoffe ist neben der Emissionsmenge im wesentlichen von den Ausbreitungsbedingungen abhängig, d.h. hauptsächlich von der Windgeschwindigkeit (horizontale Durchmischung) und der thermischen Stabilität der Luftschichtung (vertikale Durchmischung).
- Ozonkonzentration: Die vor allem im Lee einer Vorläufer-Quelle gemessenen Ozonkonzentrationen werden direkt von der Windgeschwindigkeit beeinflusst, die wegen des erhöhten Luftmassenstromes dazu führt, dass das produzierte Ozon sehr rasch wieder verdünnt werden kann; in Quellnähe ist zudem die Windrichtung einer der wichtigsten Faktoren (Herantransport von NO mit entsprechendem Ozonabbau).
- Ferntransport: Windgeschwindigkeit und -richtung bestimmen, welche Hintergrundkonzentrationen von Primärschadstoffen und Ozon herangeführt werden.
- Ozonspeicherung über die Nacht: Während in der Nacht am Boden bei kühlen Temperaturen und fehlender Sonneneinstrahlung das Ozon wieder abgebaut wird, bleibt es in grösserer Höhe erhalten (in der sog. «Reservoirschicht») und wird am nächsten Tag wieder bis zum Boden heruntergemischt. Die vertikale Ausdehnung der bodennahen, nächtlichen Mischungsschicht sowie die Stärke des (turbulenten) Austausches zwischen Boden und Reservoirschicht bestimmen dabei den Betrag des teilweisen Abbaus des nächtlichen Ozonspeichers.

4. Emissionen

Bei der Diskussion der Resultate der POLLUMET-Studie wird von der klassischen Wirkungskette «Emission – Ausbreitung (Transport/turbulente Diffusion) – chemische Umwandlung – Immission/Deposition» der Schadstoffe ausgegangen. Das Problem der Emissionen wird zu Beginn diskutiert, die andern Aspekte werden je vernetzt in einem Abschnitt Feldexperimente und Modelle abgehandelt.

Die Erhebung von Emissionsdaten ist in den meisten Fällen sehr aufwendig. Deshalb werden die Emissionen häufig aufgrund von Strukturdaten oder Modellrechnungen für bestimmte Zeitschnitte berechnet. Für 100 Planungsregionen in der Schweiz wurden vom Bundesamt für Umweltschutz 1986 die Emissionsmengen von CO, VOC und NO_X für die Jahre 1950, 1970, 1984 und 2000 geschätzt. Rund 70% der NO_X-Emissionen stammen vom motorisierten Strassenverkehr. Bei den Kohlenwasserstoffen tragen die Quellgruppen Verkehr und Hausbrand je rund einen Fünftel sowie Industrie und Gewerbe zirka 60% zur Gesamtemission bei (vgl. Tab. 3).

Tab. 3: Prozentuale Anteile der Quellgruppen an den NO_X- und VOC-Emissionen in der Schweiz im Jahre 1992 (ohne Berücksichtigung der biogenen Emissionen).

Emissionskategorie	*NOX*	*VOC*
motorisierter Verkehr	66 %	19 %
Industrie und Gewerbe	29 %	64 %
Haushalte	5 %	17 %

In der Schweiz wurden von der Arbeitsgemeinschaft Meteotest und Carbotech im Rahmen von EUROTRAC/TRACT die Emissionen mit einer Rasterauflösung von 5x5 km berechnet. Die VOC-Emissionen aus Industrie, Gewerbe und Haushalt basieren auf Strukturdaten und wurden mittels Emissionsfaktoren und der Anzahl Arbeitsplätze bzw. Einwohner je Gemeinde bestimmt. Dabei beziehen sich die gängigen Emissionsfaktoren auf Jahresemissionen pro Bezugseinheit. Da die erstellten Emissionskataster vor allem für die Forschungsprojekte TRACT und POLLUMET (beide behandeln ausschliesslich Sommersmoglagen) verwendet werden, wurde auf die Bearbeitung der Stickoxidemissionen der Feuerungsanlagen, die vorwiegend in den Wintermonaten von Bedeutung sind, verzichtet. Die Emissionsdaten des Strassenverkehrs basieren auf den Erhebungen und Auswertungen im Rahmen der Revision des BUS-Berichtes Nr. 55. In den provisorischen Emissionskatastern ist das Verkehrsaufkommen auf zirka 10'000 Strassenabschnitten und etwa 1000 Zonen (Flächenverkehr zusätzlich zu den Strassenabschnitten) berücksichtigt. Die Abb. 4 und 5 zeigen die flächenhafte Verteilung der Stickstoffdioxid- bzw. VOC-Emissionen in der Schweiz nach den Berechnungen für POLLUMET. Dabei kommt deutlich zum Ausdruck, dass sich die NO_X-Emissionen im Gegensatz zu den VOC-Emissionen nicht nur auf die Stadtgebiete konzentrieren, sondern auch entlang der (rot eingezeichneten) Autobahnen sehr hohe Werte erreichen.

Wohl hat die Abschätzung der Stickoxidemissionen dank ausgedehnter Strassenverkehrszählungen bis heute eine befriedigende Genauigkeit erreicht, die Angaben der VOC sind jedoch noch mit grossen Unsicherheiten behaftet. Für die Ozonchemie ist nicht nur die Gesamtfracht, sondern ebenso die Aufteilung in einzelne VOC-

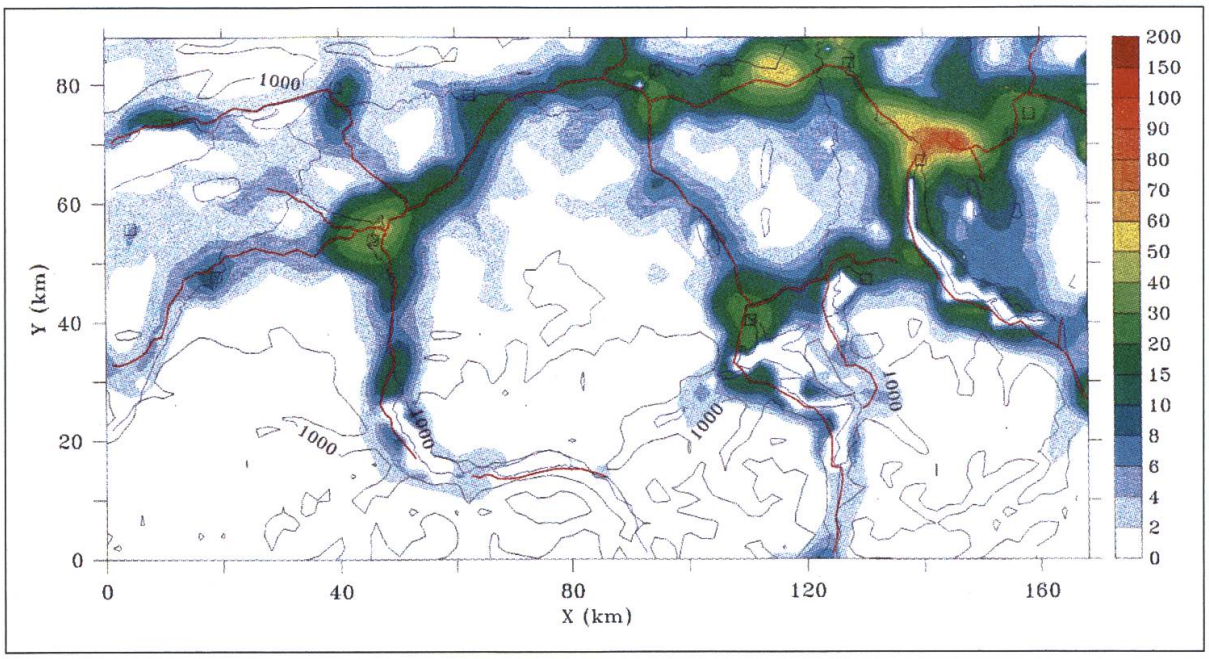

Abb. 4: Räumliche Verteilung der NOX-Emissionen im zentralen Schweizer Mittelland (Angaben in mmol/km² • sec).

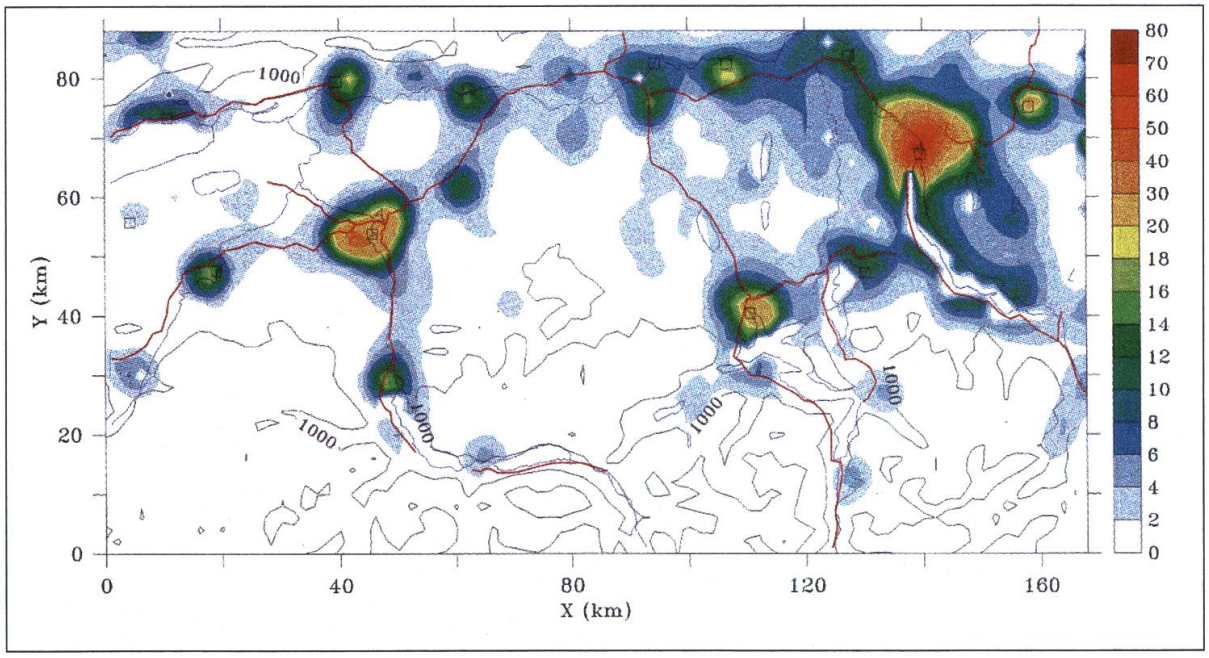

Abb. 5: Räumliche Verteilung der VOC-Emissionen im zentralen Schweizer Mittelland (Angaben in mmol/km² • sec).

Gruppen von grosser Bedeutung, da die einzelnen Kohlenwasserstoffe unterschiedlich reaktiv sind und auch grosse Unterschiede in den Reaktionszeiten aufweisen, d.h. gewisse Arten reagieren bedeutend rascher als andere. Die Schwierigkeiten bei der Bestimmung der VOC-Emissionen sind einer der wichtigsten Gründe für die Unsicherheiten bei den heutigen Modellrechnungen.

Während die natürlichen Stickoxidemissionen (vor allem aus den Böden) selbst im Sommer kaum mehr als 8% ausmachen (BUWAL, 1996), werden aus der Biosphäre eine Vielzahl von Kohlenwasserstoffen emittiert, die für die Atmosphärenchemie eine bedeutende Rolle spielen. ANDREANI-AKSOYOGLU und KELLER (1995) haben eine erste sorgfältige Abschätzung für die Schweiz vorgenommen. Sie kommen auf eine Menge von jährlich etwa 87'000 t biogene VOC's, wobei die vor allem von den Nadelbäumen emittierten Monoterpene 97% ausmachen. Auch Gräser, Getreide und Gemüse geben VOC's an die Luft ab, wobei neben Isopren und Monoterpenen auch andere Substanzen dabei sind, welche zum Teil noch nicht identifiziert sind (BUWAL, 1996). Immerhin machen die biogenen VOC's 41% der gesamten in der Schweiz emittierten Fracht aus, was klar darauf hinweist, dass dieser Anteil bei der Photooxidantienproduktion nicht vernachlässigt werden darf.

5. Einige Ergebnisse experimenteller Untersuchungen

Im Mittelpunkt der Feldexperimente (vgl. Tab.1) standen vor allem die dreidimensionale Verteilung von Ozon und dessen Vorläuferstoffen innerhalb des Schweizer Mittellandes sowie die entsprechenden Ausbreitungsprozesse. Mit Fesselballonsondierungen wurden dabei die vertikalen, mit Flugzeugmessungen, Gasballonen und zahlreichen Bodenstationen die horizontalen Verteilungsmuster untersucht. Anhand der zeitlichen Entwicklung dieser Muster konnten Rückschlüsse auf die ablaufenden Ausbreitungsvorgänge gezogen werden.

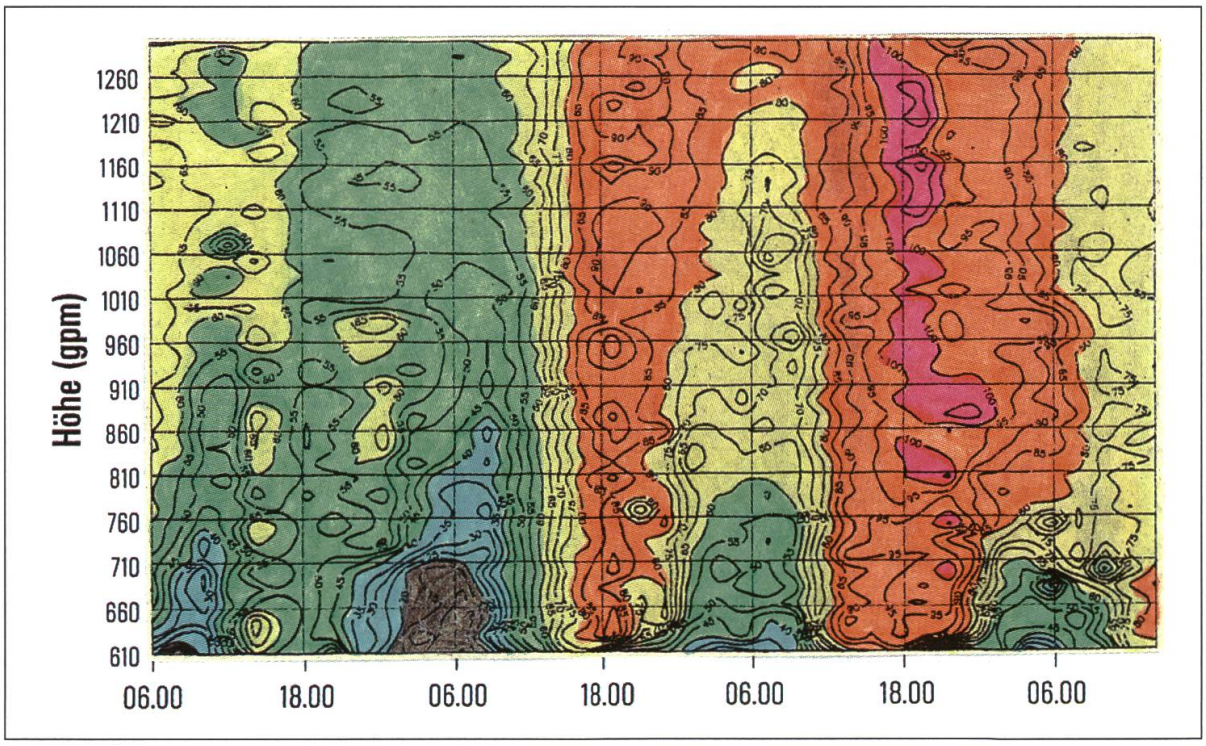

Abb. 6: Zeitliche Entwicklung der Ozonkonzentrationen in der unteren Grenzschicht über Rosshäusern vom 9.7.1991, 0600 bis 12.7.1991, 1400 MESZ (Angaben in ppb).

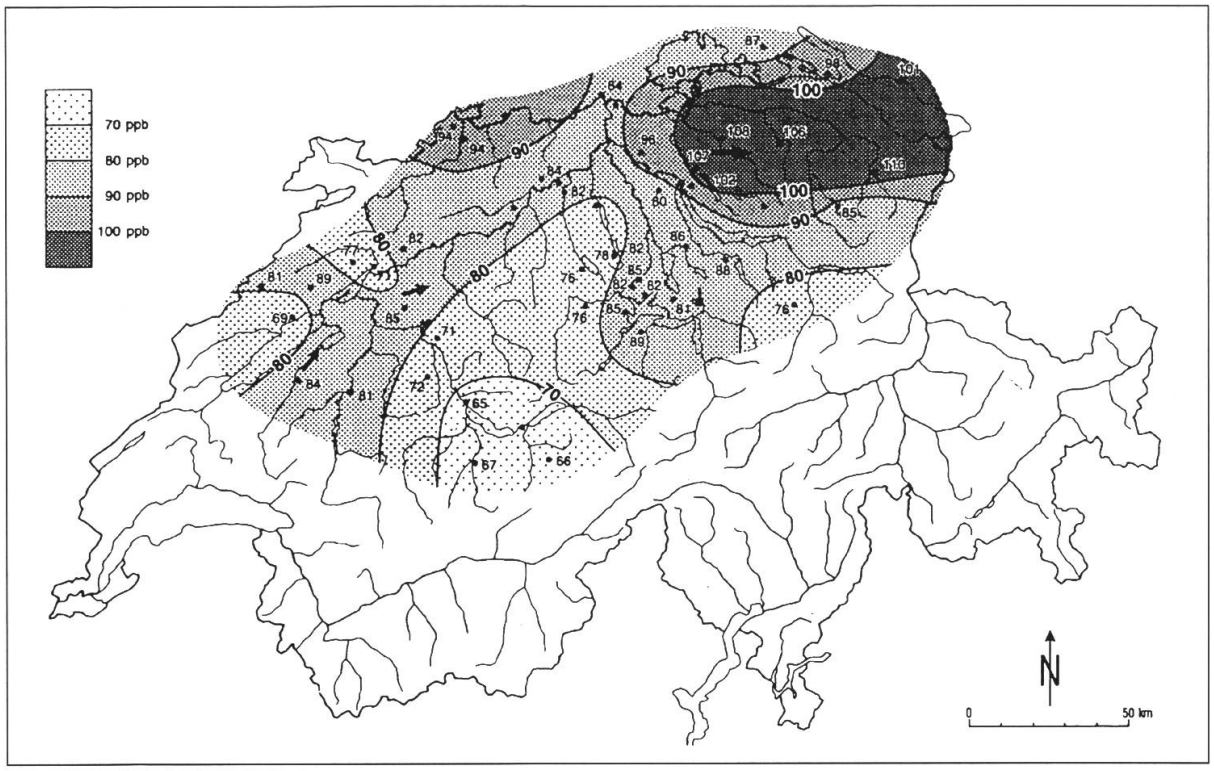

Abb. 7: Regionale Verteilung des maximalen Halbstundenmittelwertes der Ozonkonzentration an Bodenmessstationen des Schweizer Mittellandes bei Westwind am 11.7.1991 (Angaben in ppb).

Abb. 6 zeigt als Beispiel die zeitliche Entwicklung der vertikalen Ozonverteilung über Rosshäusern (westlich von Bern in ländlicher Umgebung) während der IOP II-1991. Deutlich zu sehen ist der über einige Tage hinweg erfolgende Anstieg der maximalen Ozonkonzentration in allen Höhenlagen. Ebenfalls klar erkennbar ist der Tagesgang der Konzentration in allen Höhen, wobei das Ozon in Bodennähe in der Nacht praktisch vollständig abgebaut wird. In grösserer Höhe bleibt es nicht vollständig, aber doch zu einem bedeutenden Teil erhalten. Weiter fällt auf, dass am Morgen das in der Höhe in der sogenannten Reservoirschicht gespeicherte Ozon infolge der Erwärmung und der einsetzenden thermischen Durchmischung rasch bis an den Boden hinuntergemischt wird und nachfolgend ein in allen Höhen parallel laufender Anstieg der Konzentration abläuft. Der trotz stabiler Schichtung in der Nacht erfolgte Ozonabbau in der Reservoirschicht ist für das Schweizer Mittelland in dieser Stärke spezifisch und kommt unter anderem durch die Lage in Gebirgsnähe zustande. Die in der Nähe von Bergen ausgedehnten Lokalwindsysteme sowie der für das Mittelland typische nächtliche Low-Level-Jet sorgen für stark wechselnde Windverhältnisse während der Nacht auch in grösseren Höhen und für vertikalen turbulenten Austausch von Luftmassen unterschiedlicher Konzentration.

Die horizontale Verteilung der Ozonkonzentration gibt vor allem auch Hinweise auf die regionalen Konzentrationsunterschiede und damit auf den Einfluss von regionalen Schadstoffquellen auf die Ozonproduktion. Die Quantifizierung dieses Einflusses lässt auch Schlüsse auf die mögliche Wirkung von Emissionsminderungsmassnahmen zu. Abb. 7 zeigt ein Beispiel für die aus Bodenstationsdaten von Lang-

fristmessnetzen gewonnene räumliche Verteilung der nachmittäglichen maximalen Ozonkonzentrationen über dem deutschschweizerischen Mittelland. Die Unterschiede zwischen minimal (Thun, Berner Oberland) und maximal (Raum östlich von Zürich) belasteten Regionen betragen in diesem extremen Fall bis zu 40 ppb (80 g/m^3). Normalerweise sind die Unterschiede allerdings kleiner und liegen im Bereich von etwa 20 ppb. Klar erkennbar ist hier die bei relativ starkem Westwind im Lee der Stadt Zürich entstehende «Abluftfahne». Bei für hohe Ozonkonzentrationen eher typischen Schwachwindlagen sind die hohen Konzentrationen vornehmlich um die starken (Agglomerationen Zürich, Genf, Basel) respektive grossflächigen Quellgebiete (Raum Innerschweiz, Jurasüdfuss) konzentriert.

Die grössten räumlichen Unterschiede bestehen in der Schweiz zwischen Alpennord- und Alpensüdseite. Während sich kein europäisches Grossquellgebiet (d.h. eine Grossmetropole) in der Nähe des Mittellandes befindet (die Transportzeit der Luftmassen aus den Regionen München, Lyon oder Stuttgart beträgt fast immer mehr als einen Tag), liegt die Südschweiz im direkten Einflussbereich der Agglomeration Mailand. Während Messflügen wurde der Transport von Ozon aus dieser Region ins Tessin mehrmals eindeutig identifiziert. Damit kann auf der Alpennordseite mit Minderungsmassnahmen die Erzeugung von über der europäischen, grossräumigen Hintergrundkonzentration liegenden Spitzenwerten direkt beeinflusst werden, während im Tessin auch Massnahmen im benachbarten Ausland getroffen werden müssen.

Zur Untersuchung des Dunstes während Sommersmogphasen über dem Schweizer Mittelland wurden erstmals auch AVHRR-Daten des polarumlaufenden Satelliten TIROS-N-NOAA verwendet. Dazu wurde ein Modell entwickelt, mit dem Dunstintensitäten ohne Einbezug von zusätzlichen Simultanmessungen berechnet werden können. Dieses Dunstberechnungsmodell, das auf dem Prinzip der Berechnung der physikalischen Grösse «Luftlicht», die proportional zur Wirkung der dunstverursachenden Teilchen in der untersten troposphärischen Luftschicht ist, erlaubt neben der Berechnung der total vorhandenen Dunstintensität eine quantitative Trennung der beiden koexistenten Dunstformen «Trockendunst» (engl. *haze*) und «Feuchtdunst» (engl. *mist*). Mit den AVHRR-Daten wurden Dunstzeitreihen während Sommersmogperioden der Jahre 1989 bis 1995 berechnet und eingehend analysiert. Dunstzeitreihen der Sommer 1990 und 1991 konnten auch während den intensiven POLLUMET-Beobachtungsphasen bearbeitet werden. Hier ergab sich die Gelegenheit, die Dunstberechnungen mit verschiedenen bei POLLUMET erhobenen Daten zu vergleichen und einen möglichen Bezug von Luftschadstoffen zur Dunstsituation zu prüfen.

Mit den Zeitreihenanalysen konnte aufgezeigt werden, dass das Dunstphänomen stark massstabsabhängig ist: Lokal können relativ grosse Unterschiede in den Dunstintensitäten beobachtet werden. Überregional hingegen zeigen sich die Dunstbelastungen bei Filterung der lokalen, streng begrenzten Phänomene relativ einheitlich und sind in hohem Mass abhängig von der Wetterlage (Dauer einer Hochdrucklage, Windstärke). Im regionalen Massstab können erhöhte Dunstbelastungen, die in Gebieten besonders starker Luftpartikelemissionen (z.B. Grossraum Zürich) oder aufgrund topographischer Verhältnisse auftreten, meist in Zusammenhang mit der vorherrschenden Windrichtung erkannt werden. Sie sind dem generellen, überregionalen Trend überlagert. Erstaunlich deutlich zeigten die Analysen, dass regional und überregional jeweils zwei unterschiedliche Dunsttrends gleichzeitig auftreten, und

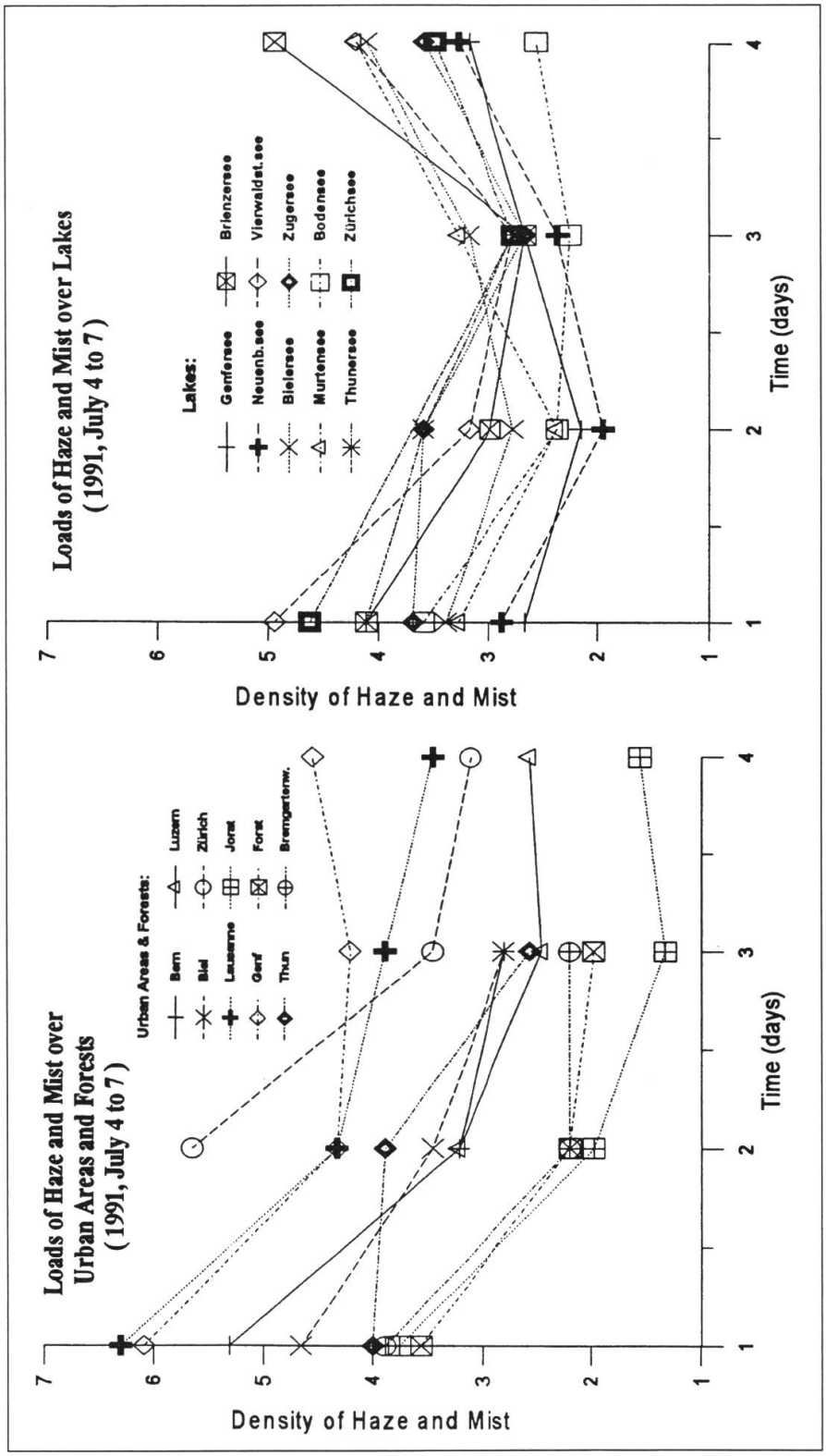

Abb. 8: Dunstintensitäten im Schweizer Mittelland (4.–7. 7. 1991).

zwar einerseits über Wasserflächen (den Mittellandseen) und andererseits über Landgebieten.

Auf Abb. 8 kann dieses abweichende Verhalten der Dunstintensitäten über Seen während der POLLUMET-Beobachtungsphase von 1991 deutlich erkannt werden. Die unterschiedlichen Tendenzen der Dunstsituationen über den Seen beziehen sich nicht nur auf den Gesamtdunstgehalt, sondern zeigen sich auch im Verhältnis von

Feucht- zu Trockendunst. Während über Wasser der Trockendunstanteil eine eher untergeordnete Rolle spielt, kann über Landgebieten dieser trockene Anteil für den Gesamtdunstgehalt eine grosse Rolle spielen. Erwähnenswert ist ebenfalls, dass die jeweiligen Trends über den unterschiedlichen Mittellandseen in einer Zeitreihe sehr ähnlich sind, was darauf schliessen lässt, dass auch hier die Wetterlage massgeblich beeinflussend wirken dürfte.

Beim Vergleich von berechneten Dunstintensitäten mit den in POLLUMET erhobenen Daten der gasförmigen Schadstoffe Ozon plus NO_X konnte erstmals ein Zusammenhang nachgewiesen werden: Die Berechnungen ergaben durchwegs hohe Korrelationen, so dass davon ausgegangen werden kann, dass die Dunstsituation einen verlässlichen Hinweis auf die Schadstoffsituation gibt. Diese Erkenntnis könnte bedeuten, dass für die Erfassung sommerlicher Schadstoffsituationen im schweizerischen Mittelland zukünftig Satellitendaten als Ergänzung zu bestehenden Bodenstationsmessungen von Luftschadstoffen eingesetzt werden könnten!

6. Ein Blick auf ausgewählte Modellergebnisse

An dieser Stelle können lediglich zwei ausgewählte Resultate der beiden in Tabelle 2 erwähnten Modellgruppen (Lagrange- und Eulermodelle) diskutiert werden. Abb. 9 zeigt die Ozonkonzentration entlang einer Trajektorie vom Thüringerwald über Mün-

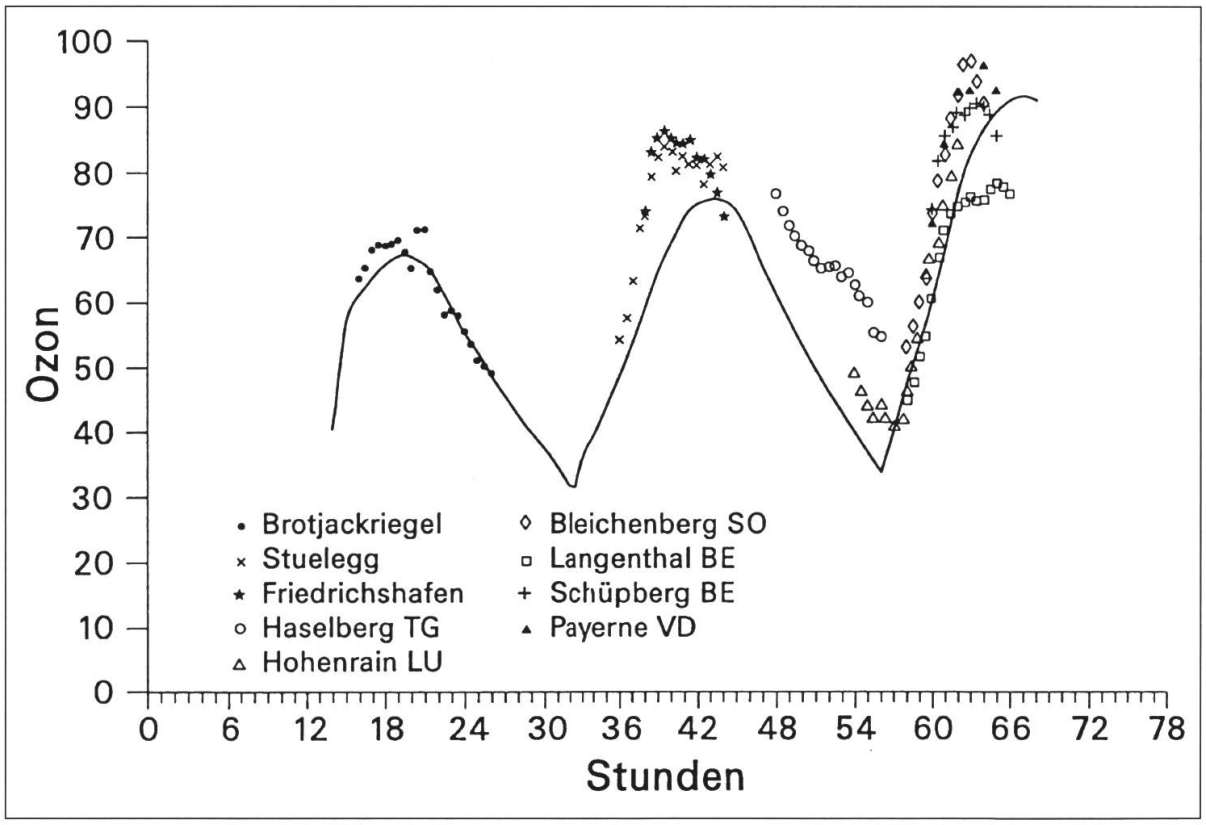

Abb. 9. Berechnung der Ozonkonzentration mit dem HPTM entlang einer Trajektorie Thüringerwald–Bern vom 24.–26.7.1990. Die Symbole markieren Messungen von Bodenstationen.

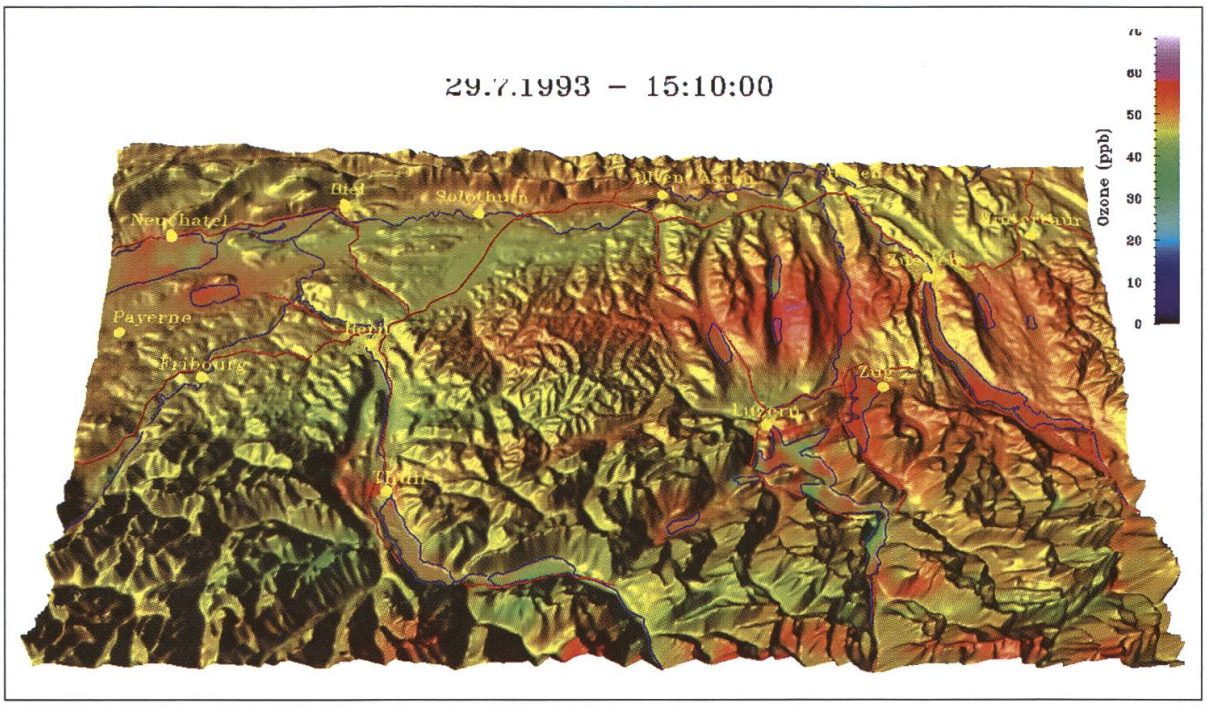

Abb. 10 A: Die simulierte bodennahe Ozonkonzentration am 29.7.1993, 15.10 Uhr.

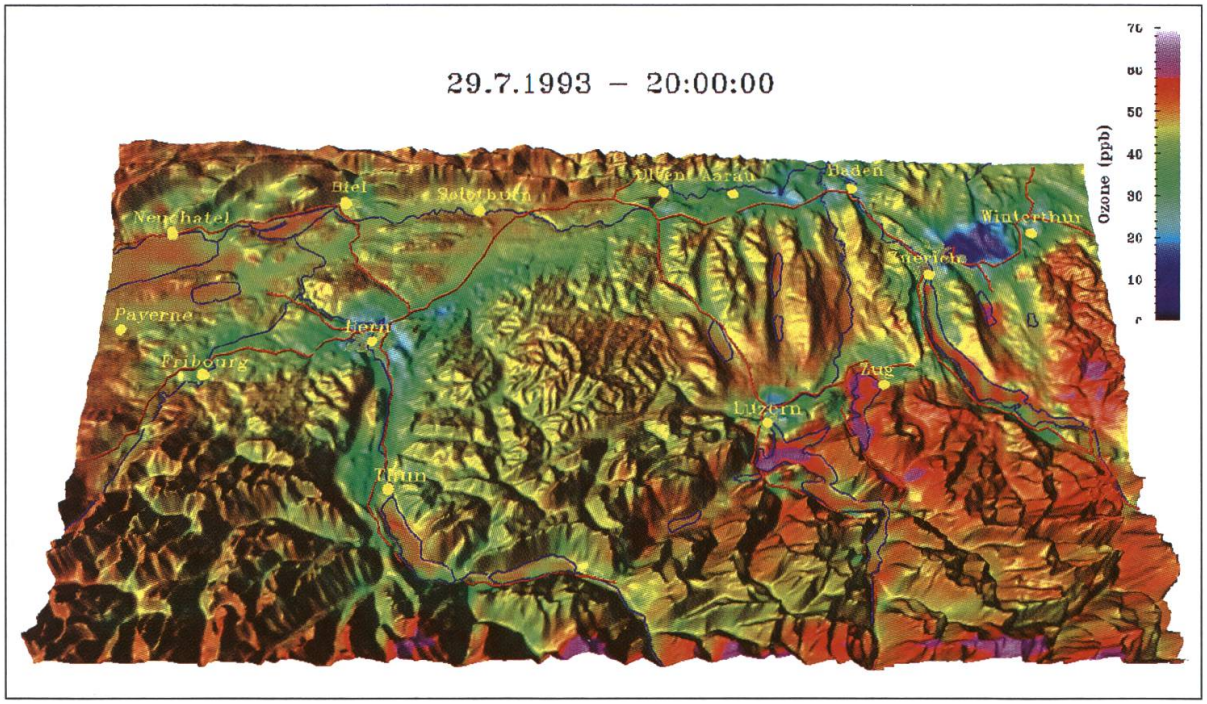

Abb. 10 B: Die simulierte bodennahe Ozonkonzentration am 29.7.1993, 20.00 Uhr.

chen, Bodensee, Zürich bis in die Gegend von Bern. Sie wurde von DOMMEN et al. (1995) für die in WANNER et al. (1993) beschriebene Sommersmoglage mit Nordostwind (Bise), die während der IOP I-1990 herrschte (vgl. Tab. 1), für die Zeit vom 24.–26.6.1990 mit dem HPTM (vgl. Tab. 2) berechnet. Die entsprechenden Mischungsschichthöhen wurden aus KÜNZLE und NEU (1994) entnommen. Das Modell repro-

duziert die entlang der Trajektorie eingetragenen punktuellen Bodenmessungen an ländlichen Stationen, insbesondere die von Tag zu Tag ansteigenden nachmittäglichen Ozonmaxima, in befriedigender Weise.

Sollen in Ergänzung zur Chemie auch meteorologische und Oberflächenprozesse in genügender Feinheit berücksichtigt werden, so empfiehlt sich der Einsatz von Euler-Modellen. BERPHOMOD (Bernese Photchemical Model) ist ein komplettes prognostisches Euler-Modell mit je einem Strahlungs-, Boden-, Biosphären-, Strömungs-, Turbulenz-, Chemie- und Depositionsmodul (PEREGO, 1996). Es ist damit in der Lage, die oft nichtlinearen Prozesse, die in Wechselwirkung stehen, realitätsnah zu simulieren. Die Abb. 10A und B zeigen je eine Simulation eines Sommersmogtages mit Westwind (IOP II-1993), und zwar für den Nachmittag des 29.7.1993 um 15.10 Uhr sowie für den frühen Abend um 20.00 Uhr. Dargestellt wird lediglich die unterste der 26 berechneten, 100 m mächtigen Schichten (PEREGO, 1996).

Am Nachmittag (Abb. 10 A) hat sich unter Westwindeinfluss und bei guter vertikaler Durchmischung der Grenzschicht eine recht homogene Ozonverteilung auf einem Niveau um 50 ppb aufgebaut. Lediglich im Lee der Agglomerationen Bern, Zürich und Luzern sind recht grossräumige Ozonplumes auszumachen.

Am frühen Abend (Abb. 10 B) wird die Ozonproduktion gestoppt, und besonders in den Städten und entlang der rot eingezeichneten Autobahnen wird das Ozon durch die Stickoxidemissionen massiv abgebaut. Einzelne städtische Plumes (z.B. Bern, Luzern) werden bereits durch die katabatischen Winde aus dem Alpenraum nach Norden verlagert. In den geschützten Tälern und über Seen (Vierwaldstättersee, Zürichsee) bleiben relativ hohe Konzentrationen erhalten.

7. Überprüfung von Luftreinhaltemassnahmen

Erste Überlegungen zu Luftreinhaltemassnahmen können Abb. 3 entnommen werden: Wird davon ausgegangen, dass in weiten Teilen des ländlichen Schweizer Mittellandes eine «low NO_X-Chemie» vorherrscht und dass sich das NO_X/VOC-Verhältnis im Bereich des Pfeils A-B befindet, so leuchtet ein, dass in diesem Fall vor allem eine Reduktion der Stickoxidemissionen zu einer effizienten Ozonreduktion führt. Tabelle 4 zeigt die Ozonmaxima, die entlang der Ost-West-Trajektorie, die auch Abb. 9 zugrunde lag, für verschiedene Reduktionsszenarien mit den Modellen HPTM und HPM (vgl. Tab. 2) berechnet wurden. Dabei wird die bekannte Tatsache sichtbar, wonach nur eine massive Reduktion der Vorläufersubstanzen zu einer erheblichen Ozonreduktion führen kann.

Abb. 11 zeigt die mit BERPHOMOD für den 29./30. 7. 1993 simulierten Konzentrationen des NO, des NO_2, der Alkane und des Ozons. Dabei wurde eine vertikale Ozonsäule ohne Advektion, aber unter Einbezug der Deposition gerechnet. Sichtbar wird, wie NO zuerst O_3 abbaut, dann aber mit Hilfe der Alkane den nachmittäglichen Ozonaufbau bewirkt. Das Modellresultat zeigt zudem, dass das Ozon in dieser (quellennahen) Situation bei einer lediglich 50%igen Reduktion der NO noch anzusteigen vermag. Bei einer drastischen 90%igen Reduktion werden die nachmittäglichen Ozonmaxima jedoch markant gekappt.

Tab. 4: Mit den Modellen HPTM und HPM berechnete Ozonmaxima entlang der Ost-West-Trajektorie gemäss Abb. 9, berechnet für verschiedene Reduktionsszenarien (BUWAL, 1996).

Reduktionsszenario NO_X/VOC *(%)*	*Berechnete* *HPTM*	*Ozonmaxima* *HPM*
100/100	91	89
50/100	84	81
100/50	84	87
50/50	81	81

Für die zukünftige Luftreinhaltepolitik im Schweizer Mittelland lässt sich abschliessend festhalten, dass eine massive NO_X-Reduktion fast in jedem Fall als effektivste Massnahme zur Reduktion der sommerlichen Ozonmaxima zu bezeichnen ist. Nur in den grossen Plumes von Genf oder Zürich dürfte eine kombinierte NO_X-/VOC-Reduktion noch leicht wirkungsvoller sein. Allerdings müssten hier zuerst detaillierte Untersuchungen angesetzt werden (BUWAL, 1996).

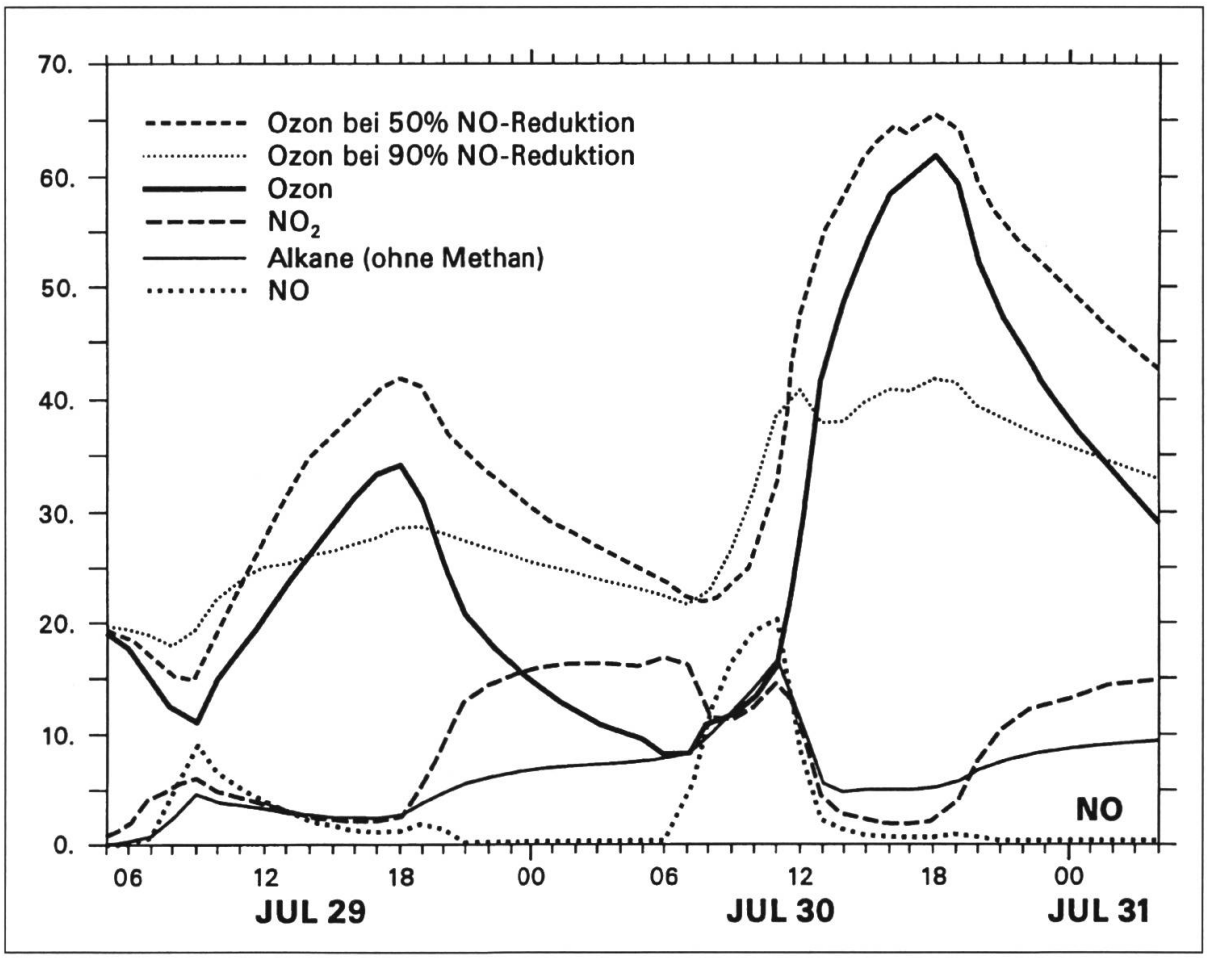

Abb. 11: Die Konzentrationen der wichtigsten Substanzen in Bodennähe im Tagesverlauf.

Verdankungen

Die Autoren bedanken sich beim Schweizerischen Nationalfonds zur Förderung der wissenschaftlichen Forschung sowie beim Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft herzlich für die Unterstützung durch mehrere namhafte Forschungsbeiträge. Frau S. Schriber sei für die Bearbeitung des Manuskripts und Herrn A. Brodbeck für die kartographische Hilfe bestens gedankt.

Literatur

ANDREANI-AKSOYOGLU, S. & KELLER, J., 1995: Estimates of monoterpene and isoprene. Emissions from the forests in Switzerland. J. Atmos. Chem., 20, 1–17.

BUWAL, 1996: Resultate von POLLUMET (Arbeitstitel Schlussbericht), in Vorbereitung.

DOMMEN, J., NEFTEL, A., SIGG, A. & JACOB, D.J., 1995: Ozone and hydrogen peroxide during summer smog episodes over the Swiss Plateau: Measurements and model simulations: J.Geophys. Res., 100, 8953–8966.

KÜNZLE, T. & NEU, U., 1994: Experimentelle Studien zur räumlichen Struktur und Dynamik des Sommersmogs über dem Schweizer Mittelland. Diss. Geogr. Institut Univ. Bern.

MATHYS, H., MAURER, R., MESSERLI, B., WANNER, H. & WINIGER, M., 1980: Klima und Lufthygiene im Raum Bern. Veröffentl. der Geogr. Komm. d. Sz. Naturf. Ges., 7, 40 S.

PEREGO, S., 1996: Ein numerisches Modell zur Simulation des Sommersmogs – Anwendung in der Schweiz. Diss. Geogr. Institut Univ. Bern.

WANNER, H., 1988: Geschichte der Meteorologie und Klimatologie an der Universität Bern. Manuskript, 21 S.

Persönlich

Der Erstautor, Heinz Wanner, geboren 1945 in Biel, ist Professor für physische Geographie und Leiter der Forschungsgruppe für Klimatologie und Meteorologie am Geographischen Institut der Universität Bern. Er studierte in Bern und Grenoble Geographie mit den Schwerpunkten Klimatologie und Atmosphärenchemie. Als Postdoc arbeitete er am Department of Atmospheric Science der Colorado State University in Fort Collins sowie im ALPEX-Programm der Weltorganisation für Meteorologie. Seine Forschungsgebiete sind: Klimadynamik der Alpen, Gebirgsmeteorologie, Luftverschmutzung. Er begegnete Bruno Messerli erstmals 1968 in der Vorlesung über Naturlandschaften und war vom dynamischen und jugendlichen Privatdozenten so begeistert, dass er sich von ihm nach dem Sekundarlehrerabschluss zum Weiterstudium überreden liess.

Adresse: Geographisches Institut der Universität Bern, Hallerstr. 12, 3012 Bern.