

Deutscher Wetterdienst



Annalen der Meteorologie

33



3. Fachtagung

BIOMET

am 4. und 5. Dezember 1996 in München

Sonderdruck aus:

Annalen der Meteorologie, 33, S. 13 - 20, 1997

ZUR FRAGE DER LUFTQUALITÄT INNERSTÄDTISCHER GRÜNFLÄCHEN

W. Kuttler, A. Straßburger

Institut für Ökologie, Abteilung Landschaftsökologie, Universität-GH Essen, D-45117 Essen

ZUSAMMENFASSUNG

Um den Einfluß stark befahrener Straßen auf die Luftqualität innerstädtischer Grünflächen zu untersuchen, wurde im Stadtgebiet von Essen sowohl die räumliche als auch die zeitliche Immissionsstruktur städtischer Flächennutzungstypen, insbesondere urbaner Parkanlagen untersucht. Auf der Basis von zwölf lufthygienischen Profilmessfahrten erfolgte die Berechnung flächennutzungsabhängiger Immissionsmittelwerte zur Klassifizierung der Luftqualität von Autobahnen, Hauptstraßen, Nebenstraßen, Wohngebieten und Parkanlagen. Alle untersuchten Flächentypen wiesen NO- und NO₂-Konzentrationen auf, die deutlich über der Hintergrundbelastung lagen. Speziell für urbane Grünflächen wurde nur eine geringfügige Belastung durch NO und NO₂ nachgewiesen, jedoch fanden sich im Vergleich zu den anderen untersuchten Flächennutzungstypen hier die höchsten O₃-Konzentrationen.

Die Analyse der Immissionssituation innerhalb urbaner Grünflächen für sommerliche strahlungsreiche und winterliche austauscharme Wetterlagen ergab folgende Resultate:

Während sommerlicher Meßkampagnen war lediglich während des morgendlichen Berufsverkehrs ein geringer Einfluß der Kfz-bedingten Immissionen CO, NO und NO₂ zu verzeichnen. Bei strahlungsreichen Wetterlagen wurden hingegen relativ hohe O₃-Konzentrationen ermittelt. Die höchste nachgewiesene Immissionskonzentration betrug bei einer Globalstrahlung > 800 W m⁻² 275 µg m⁻³ (30-min-Mittelwert, 06.05.1995) und lag um 20 % über der an diesem Tag in Nordrhein-Westfalen vom Meßnetz des Landesumweltamtes NRW gemessenen Maximalkonzentration.

Während austauscharmer winterlicher Wetterlagen wurden sowohl morgendliche als auch abendliche Konzentrationsmaxima für CO und NO beobachtet. Die maximalen Konzentrationen (4,3 mg m⁻³ CO und 368 µg m⁻³ NO, 30-min-Mittelwerte) traten in den frühen Abendstunden bei Zunahme der atmosphärischen Stabilität auf.

Die Untersuchung hat gezeigt, daß innerstädtischen Grünflächen ein relativ hohes O₃-Bildungspotential durch das Zusammenwirken von Stickstoffoxiden mit anthropogenen und möglicherweise auch biogenen Kohlenwasserstoffen zuzurechnen ist. Bezüglich der Spurenstoffe CO, NO und NO₂ ist lediglich bei austauscharmen Verhältnissen mit erhöhten Konzentrationen zu rechnen, die jedoch auch dann noch deutlich unterhalb der MIK-Werte liegen.

1 EINLEITUNG

Der räumlich und zeitlich hoch aufgelösten Analyse der Luftqualität verschiedener städtischer Flächennutzungen und deren gegenseitiger Beeinflussung wurde bisher nur geringe Beachtung geschenkt (Kuttler, 1996). Dies gilt insbesondere für die lufthygienische Situation von innerstädtischen Grünflächen, die bekanntermaßen eine wichtige Erholungsfunktion für die städtische Bevölkerung haben (Givoni, 1991; Horbert und Kirchgeorg, 1982). Bislang wurden in der Hauptsache stadtferne Grünflächen hinsichtlich ihrer Luftqualität analysiert (e. g. Mayer et al., 1994; Sattler und Jaeschke, 1990 a, b; Suppan, 1994). Im Mittelpunkt standen dabei sowohl die Untersuchung dieser Flächen in bezug auf Kfz-bedingte primäre Spurenstoffe als auch auf Photooxidantien, da im städtischen Umland in der Regel von einem hohen NO₂/NO-Verhältnis auszugehen ist, das die Ozonbildung gegenüber dem NO-bedingten Abbau begünstigt.

Nur wenige Ergebnisse von Geländemessungen liegen für den innerstädtischen Bereich zur horizontalen Konzentrationsverteilung Kfz-bedingter Immissionen und deren Eindringtiefe in urbane Grün- und Erholungsflächen vor (z. B. Mayer und Hausteil, 1993; Wainwright und Wilson, 1962).

Ziel der hier vorgestellten Untersuchung ist es, einen Beitrag zu der bisher nur unzureichend geklärten Frage zu leisten, inwieweit stark befahrene Straßen die Luftqualität benachbarter großer urbaner Parkanlagen beeinflussen. Die Untersuchung wurde am Beispiel der Stadt Essen durchgeführt, einer im Zentrum des größten europäischen Ballungsraumes, dem Ruhrgebiet, gelegenen Großstadt.

2 METHODIK

Die Messungen erfolgten mit dem mobilen Meßlabor des Institutes für Ökologie, das die Erfassung sowohl lufthygienischer Komponenten als auch meteorologischer Größen bei hoher zeitlicher und räumlicher Auflösung erlaubt.

Die Immissionskonzentrationen wurden mittels kontinuierlich messender Analysatoren für die atmosphärischen Spurenstoffe CO (IR-Absorption), NO und NO_x (Chemilumineszenz) und O₃ (UV-Absorption) quantifiziert (Lodge, 1989).

Darüber hinaus wurden die meteorologischen Größen Windgeschwindigkeit, -richtung, Lufttemperatur, relative Luftfeuchtigkeit, Strahlungsbilanz und Globalstrahlung zwischen 1,5 m und 10 m Höhe ü. Gr. erfaßt.

Die Qualitätssicherung ist durch Vereinheitlichung der Meßverfahren unter Anwendung von VDI-Richtlinien gewährleistet (VDI-Richtlinien 2453, 2459, 2468).

Um die Ausbreitung von Spurenstoffen für extrem austauscharme Immissionssituationen aufzeigen zu können, wurden die Untersuchungen zur Luftqualität während advektionsarmer und strahlungsreicher Wetterlagen durchgeführt.

Auf die Analyse von CO mußte bei lufthygienischen Profilmessfahrten aufgrund der Stoßempfindlichkeit des verwendeten Analysators verzichtet werden. Standmessungen innerhalb von Grünflächen erfolgten jeweils leeseitig potentieller Emissionsquellen.

3 INNERSTÄDTISCHE IMMISSIONSSTRUKTUR

Zur Beurteilung der räumlichen Verteilung Kfz-bedingter Spurenstoffe innerhalb der Stadt Essen (Fläche: 210 km²; 1995: 650.000 Einwohner; 350.000 Kfz) wurde eine Klassifizierung der Immissionen entsprechend verschiedener Flächennutzungstypen durchgeführt, um die zu analysierenden Grünflächen in die gesamtstädtische Immissionssituation einordnen zu können. Dazu war eine möglichst "flächendeckende" Erfassung der Spurenstoffkonzentrationen verschiedenster Teilflächen des Stadtgebietes notwendig.

Die Anwendung von Profilmessfahrten zur Aufnahme lufthygienischer und meteorologischer Größen, die in anderer Form in der Lufthygiene (Luria et al., 1990; Mayer und Haustein, 1993) sowie innerhalb der Stadtklimatologie bei Lufttemperaturmessungen große Verbreitung findet (Kuttler, 1988), ist eine effiziente Möglichkeit, die urbane lufthygienische und klimatologische Situation in verschiedenen Stadtstrukturen zu charakterisieren.

Im Rahmen der hier präsentierten Untersuchungsergebnisse wurden zwischen Februar 1995 und Oktober 1995 jeweils ein Nord-Süd-Profil (50 km, 6 Fahrten) und ein West-Ost-Profil (60 km, 6 Fahrten) mit einer Abtastrate von 1 s durch das Stadtgebiet von Essen gelegt. Die Fahrtrouten durchquerten unterschiedlich stark durch den Kfz-Verkehr geprägte städtische Flächennutzungsstrukturen, z. B. verschiedene Straßentypen, Wohngebiete und Grünflächen. Die Meßzeit lag in der Regel zwischen den morgendlichen und abendlichen Hauptverkehrszeiten, um die durch die Änderung der Verkehrsstärke bedingten Konzentrationsschwankungen möglichst gering zu halten.

Die untersuchten Strecken spiegelten ein räumlich äußerst differenziertes Konzentrationsmuster innerhalb des Stadtgebietes wider. Einzelne Streckenabschnitte unterschieden sich hinsichtlich ihrer Immissionssituation sehr deutlich und ließen sich entsprechend ihrer Struktur gut gegeneinander abgrenzen. Um eine Klassifizierung der Immissionsstrukturen in Abhängigkeit von der Flächennutzung vornehmen zu können, wurden die Streckenmittelwerte mittels einer Clusteranalyse gruppiert und den Flächennutzungstypen Autobahn, Hauptstraße, Nebenstraße, Wohngebiet und Parkfläche zugeordnet. Auf stark befahrenen Straßen (Autobahnen und Hauptverkehrsstraßen) fanden sich aufgrund der erheblichen Kfz-Dichte (DTV zwischen 20.000 und 130.000 Kfz d⁻¹) relativ hohe NO_x-Konzentrationen (Abb. 1). Auffallend sind die starken Konzentrationsschwankungen, die durch kurzfristige Inhomogenitäten des Windfeldes und der Emissionsquellstärke verursacht sein können. O₃ trat in diesen Streckenabschnitten lediglich in relativ geringen Konzentrationen auf. Die Konzentrationsverhältnisse emissionsferner Areale wie Grünflächen und Wohngebiete unterschieden sich grundsätzlich von denen der oben beschriebenen Linienquellen. Dort waren die NO_x-Immissionskonzentrationen vergleichsweise gering, jedoch veränderte sich das NO₂/NO-Verhältnis gegenüber den o. g. Nutzungstypen zugunsten des NO₂. Aufgrund der geringen Konzentrationen der O₃-Senke NO stiegen während der Fahrt durch diese Flächen die O₃-Konzentrationen an.

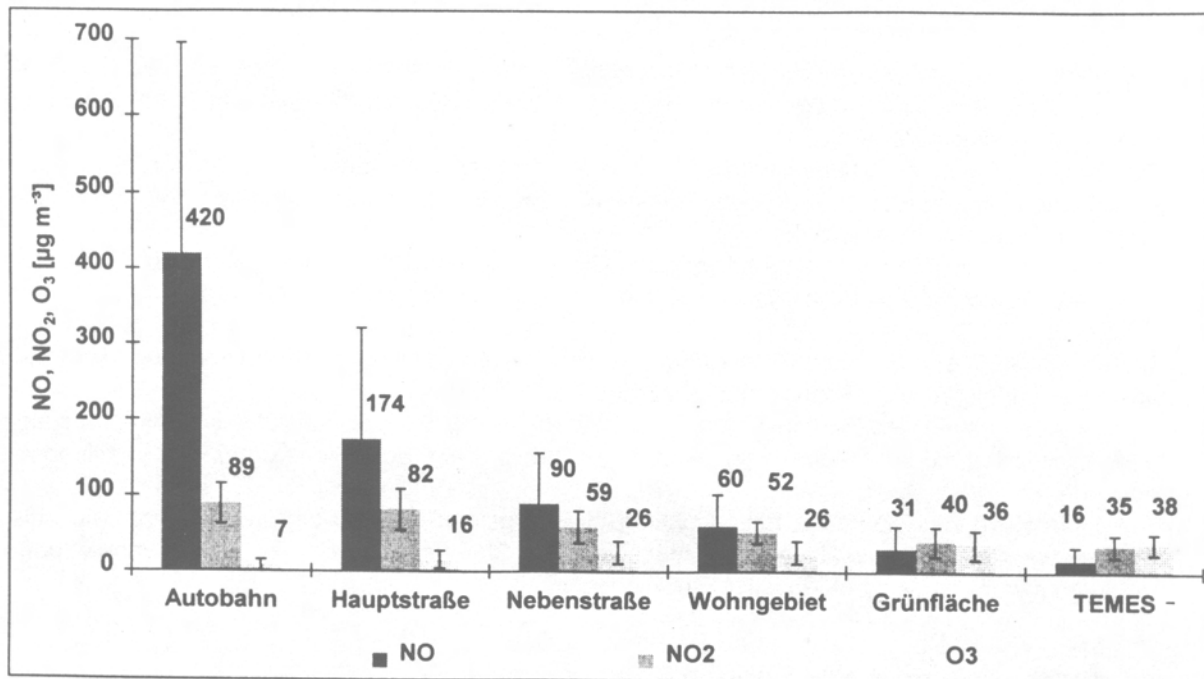


Abb. 1: NO-, NO₂- und O₃-Mittelwerte mit Standardabweichungen für verschiedene Flächennutzungstypen innerhalb der Stadt Essen für 12 Profilmessfahrten (6 Nord-Süd- und 6 West-Ost-Profile) sowie zeitgleiche TEMES-Mittelwerte von vier Essener Stationen (ohne Verkehrsstation) des Meßnetzes des Landesumweltamtes NRW (Zeitraum: Februar 1995 bis Oktober 1995)

Bei geringen Windgeschwindigkeiten ($u = 0-2 \text{ m s}^{-1}$) lagen die Mittelwerte wesentlich höher als bei mittleren ($u = 2-4 \text{ m s}^{-1}$) oder größeren Windgeschwindigkeiten ($u = 4-6 \text{ m s}^{-1}$). Es ist daher nicht auszuschließen, daß bei lang anhaltenden, extrem austauscharmen Wetterlagen auch in emissionsferneren Flächentypen, wie Wohngebieten und Grünflächen, erhöhte Immissionswerte Kfz-relevanter primärer Spurenstoffe nachzuweisen sind.

Es zeigte sich allerdings anhand der zwischen Autobahnen und Grünflächen gelegten Konzentrationsprofile ein deutlicher Anstieg des NO₂/NO-Verhältnisses, das für die Ozonbildung relevant ist. In innerstädtischen Grünflächen muß somit während sommerlicher Strahlungswetterlagen von erhöhten Ozonkonzentrationen ausgegangen werden. Die für die Grünflächen bestimmten mittleren O₃-Konzentrationen deuten bereits darauf hin.

4 ZEITABHÄNGIGE IMMISSIONSSITUATION INNERHALB URBANER GRÜNFLÄCHEN

Gegenstand der Analyse der zeitlichen Immissionsstruktur innerhalb ausgewählter urbaner Grünflächen war es, eine Aussage darüber abzuleiten, zu welchen Tages- und Jahreszeiten eine Beeinflussung des Erholungswertes durch Kfz-bedingte Primär- und Sekundärspurenstoffe zu erwarten ist. Dazu erfolgten in ausgewählten Grünflächen jeweils leeseitig der Hauptemissionsquellen 13 Standmessungen während sommerlicher Strahlungswetterlagen und vier Messungen während winterlicher advektionsarmer Wetterlagen. Die Untersuchung wurde über Meßzeiträume von zwölf bis 48 Stunden Dauer in den drei bedeutendsten Parks (Flächen zwischen 30 und 70 ha) der Stadt Essen durchgeführt. Die Ergebnisse sind hier für den größten und am intensivsten genutzten Park (Grugapark Essen, 1,1 Mio. Besucher im Jahr 1995) exemplarisch dargestellt.

Die für die wesentliche Beeinflussung der Luftqualität des Grugaparks in Frage kommenden Emissionsquellen sind eine östlich verlaufende Bundesstraße (B 224) und eine südlich gelegene Autobahn (BAB 52), die sich in einer Entfernung von 700 m bzw. 850 m vom Standort des mobilen Meßlabors befinden.

4.1 Immissionssituation im Sommerhalbjahr

Die Ergebnisse von Tagesganganalysen für sommerliche austauscharme Wetterlagen mit hoher solarer Strahlungsintensität ($K_{\max} > 800 \text{ W m}^{-2}$) und geringen Windgeschwindigkeiten ($u_{\max} \leq 2 \text{ m s}^{-1}$) sind in Abb. 2 exemplarisch dargestellt. Zum Vergleich wurde der maximale 1-h-Mittelwert für O_3 der TEMES-Station LISE des Landesumweltamtes NRW am südwestlichen Stadtrand von Essen mit in die Abbildung aufgenommen.

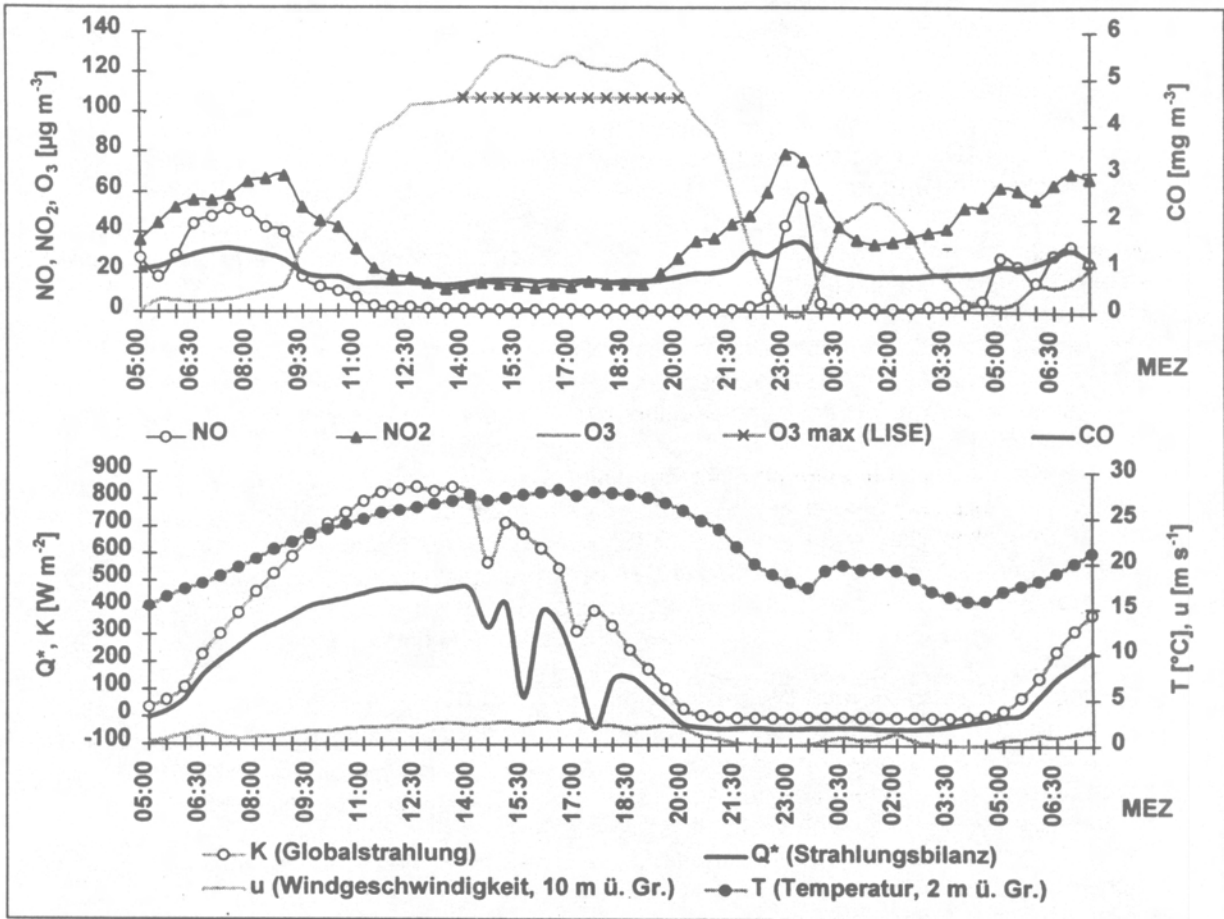


Abb. 2: Tagesgang der 30-min-Mittelwerte der CO-, NO-, NO₂- und O₃-Immissionen mit dem O₃-Tagesmaximum der TEMES-Station LISE des Landesumweltamtes NRW am südwestlichen Stadtrand von Essen sowie der zeitliche Verlauf der Globalstrahlung (K), Strahlungsbilanz (Q*), Windgeschwindigkeit (u) in 10 m Höhe ü. Gr. und Lufttemperatur (T) in 2 m Höhe ü. Gr. im Grugapark Essen (26./27.06.1995, Datengrundlage: 10-s-Werte)

In den frühen Morgenstunden trat ein Maximum der Spurenstoffe CO, NO und NO₂ auf, das mit dem morgendlichen Berufsverkehr in Verbindung gebracht werden kann. Am Nachmittag war jedoch aufgrund der labilen Schichtung der Atmosphäre mit den Diffusionskategorien B - D (berechnet aus Strahlungsbilanz und Windgeschwindigkeit nach Polster, 1968, basierend auf Pasquill, 1961) bei gleicher Windrichtung kein derartiges verkehrsbedingtes Maximum zu beobachten.

Mit der abendlichen Abnahme der Mischungsschichthöhe und dem Aufbau einer stabilen Schichtung der bodennahen Atmosphäre (Diffusionskategorien: D - G) war ein deutlicher Anstieg der Konzentrationen von CO, NO und NO₂ zu verzeichnen, die etwa in der Größenordnung der morgendlichen Maximalwerte lagen.

Der zeitliche Verlauf der O₃-Konzentrationen verhielt sich gegenläufig zu dem der Spurenstoffe CO, NO und NO₂. Tagsüber zeichnete sich mit zunehmender Strahlungsintensität, Lufttemperatur und Windgeschwindigkeit eine breite O₃-Plateau mit Werten von bis zu $130 \mu\text{g m}^{-3}$ ab. Die im Park festgestellten Immissionen lagen um bis zu 15 % über den an diesem Tag am Stadtrand von Essen gemessenen Maximalwerten der TEMES-Station des Landesumweltamtes NRW.

Das Ansteigen der Ozonkonzentrationen in den frühen Vormittagsstunden könnte durch konvektiv bedingten O_3 -Transport des vom Vortag in der Reservoirschicht befindlichen Ozons verursacht sein (Neu et al., 1994). Für die Entstehung des primären Ozonmaximums während der Nachmittagsstunden bieten sich folgende Erklärungsmöglichkeiten an: Horizontaler Ferntransport von Ozon in die Grünfläche hinein, vertikale Heruntermischung aus der Ozon-Reservoirschicht über dem im Vergleich zur bebauten Fläche kühleren Park sowie autochthon produziertes Ozon aufgrund des relativ hohen NO_2/NO -Verhältnisses, das sowohl durch anthropogene Kohlenwasserstoffe als auch durch die verstärkte Emission reaktiver biogener Vorläufersubstanzen durch die im Park vorhandene Vegetation bedingt sein kann (Taha, 1996).

In der Nacht ließ sich ein sekundärer O_3 -Peak gegen 1 Uhr MEZ nachweisen, der einen Wert von $60 \mu g m^{-3}$ erreichte. Während des Auftretens eines sekundären nächtlichen Maximums lassen sich chemische O_3 -Bildungsreaktionen ausschließen, da die für die Ozonbildung notwendige Bereitstellung des photolytisch gebildeten atomaren Sauerstoffs aufgrund fehlender solarer Einstrahlung nachts nicht erfolgen kann. Für das Zustandekommen dieser Ozonverteilung dürften deshalb meteorologische Gründe verantwortlich sein. Zur Erklärung dieses Phänomens würden sich theoretisch zwei Möglichkeiten anbieten: Erstens ein Vertikaltransport von Ozon aus der über der stabilen Schichtung befindlichen Reservoirschicht in den bodennahen Bereich durch zeitweises Zusammenbrechen der Temperaturinversion (breakdown of stability, Winkler, 1980); zweitens eine während der Nachtstunden gelegentlich auftretende, bodennah ausgebildete horizontale Strömung wärmer Umlandluft in überwärmte Stadtgebiete (Flurwind) (Barlag und Kuttler, 1991), wobei ozonreiche Luft, die tagsüber ins Umland transportiert wurde, nachts in die Stadt zurückgeführt werden kann.

Im vorliegenden Fall kann jedoch nicht von einem Ozontransport durch Flurwind vom Umland ausgegangen werden. Da während des sekundären Ozonmaximums ein Anstieg der Windgeschwindigkeit und der Temperatur ($\Delta T = 3 K$) im Park beobachtet wurde, dürfte dieses Ozon der städtischen Reservoirschicht entstammen: Durch Ausbildung eines Grenzschichtstrahlstromes (low-level jet stream) und der daraus resultierenden vertikalen Windscherung kann es zu einer Turbulenzanregung oberhalb der Inversion mit einer O_3 -Einmischung in bodennahe Schichten kommen (Jacobi und Roth, 1995).

4.2 Immissionssituation im Winterhalbjahr

Ziel der Messungen bei autochthonen winterlichen Wetterlagen war eine Quantifizierung maximaler Immissionskonzentrationen, insbesondere der primären Spurenstoffe CO und NO, bei atmosphärischen Schichtungsverhältnissen, die durch starke Bodeninversionen geprägt sind.

Für austauscharme winterliche Verhältnisse ist ein typischer Tagesgang in Abb. 3 dargestellt.

Die zu Beginn dieses Tages bestehende Bodeninversion verringerte zwar im Verlauf der Meßkampagne ihre Intensität, blieb jedoch während des ganzen Tages bestehen. Aufgrund des eingeschränkten Austausches fanden sich im Vergleich zu den im Sommer durchgeführten Messungen relativ hohe Konzentrationen für CO ($1,3 mg m^{-3}$) und NO ($100 \mu g m^{-3}$), die zeitgleich zu den morgendlichen und nachmittäglichen Verkehrsmaxima auftraten. Am Abend allerdings stiegen die Konzentrationen mit der sich verstärkenden bodennahen Temperaturinversion auf $4,3 mg m^{-3}$ CO und $368 \mu g m^{-3}$ NO an.

5 DISKUSSION

Ein Vergleich der während sommerlicher und winterlicher austauscharmer Wetterlagen im Grugapark Essen gemessenen Immissionskonzentrationen mit denen einer in waldreicher Umgebung gelegenen Umlandstation des Landesumweltamtes NRW in der Eifel (572 m Höhe ü. Gr., in 110 km Entfernung südwestlich von Essen) ergibt die folgenden Resultate (Tab. 1):

Die maximalen NO- und NO_2 -Konzentrationen (30-min-Mittelwerte) ausgewählter sommerlicher Situationen zeigen in der urbanen Grünfläche - im Vergleich zur Mittelgebirgsstation - einen deutlichen, wenn auch in absoluter Höhe geringen Einfluß der Kfz-bedingten Spurenstoffe mit Werten von $57 \mu g m^{-3}$ NO und $94 \mu g m^{-3}$ NO_2 sowie 3 bzw. $41 \mu g m^{-3}$ in der Eifel. Während extremer sommerlicher Strahlungswetterlagen wurden relativ hohe Ozonkonzentrationen von bis zu $275 \mu g m^{-3}$ innerhalb der Grünfläche festgestellt. Die Konzentrationen lagen um $45 \mu g m^{-3}$ über denen der Umlandstation, die an diesem Tag den höchsten 30-min-Mittelwert des gesamten Meßnetzes des Landesumweltamtes NRW (76 Meßstationen, davon 33 O_3 -Meßstationen) registrierte.

Im Vergleich dazu wiesen die im Winter gemessenen Immissionen relativ hohe NO-Konzentrationen auf. Die NO₂-Werte waren aufgrund der fehlenden Oxidation durch Ozon bei schwacher Strahlungsintensität vergleichsweise gering.

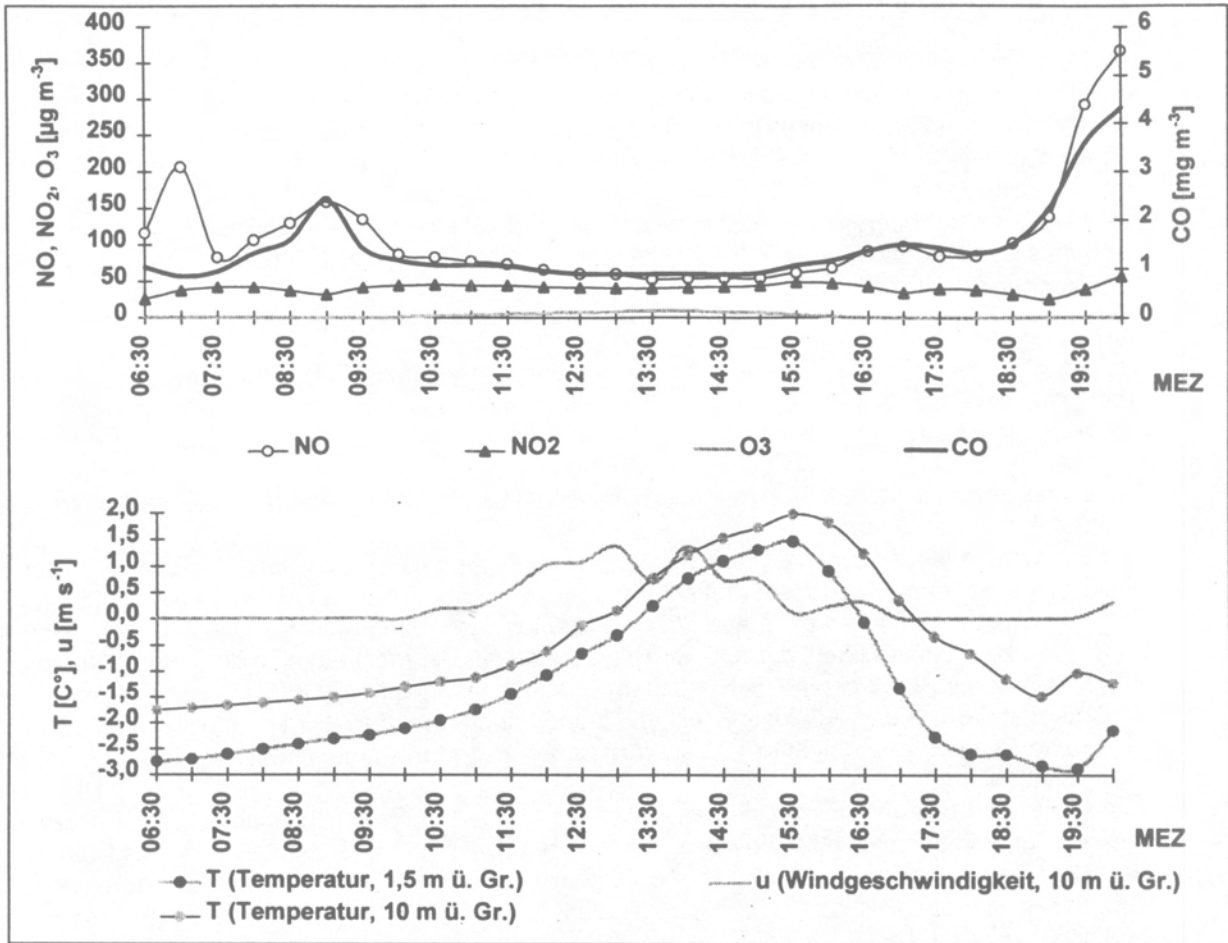


Abb. 3: Tagesgang der 30-min-Mittelwerte der CO-, NO-, NO₂- und O₃-Immissionen sowie der Windgeschwindigkeit (u) in 10 m Höhe ü. Gr. und Lufttemperatur (T) in 1,5 und 10 m Höhe ü. Gr. im Grugapark Essen (18.01.1996, Datengrundlage: 10-s-Werte)

Spurenstoff	Sommer ¹		Winter ²		MIK-Werte ³
	Grünfläche (Grugapark)	Mittelgebirge (Eifel)	Grünfläche (Grugapark)	Mittelgebirge (Eifel)	
NO [µg m ⁻³]	5 / 57	5 / 3	54 / 368	3 / 3	1000
NO ₂ [µg m ⁻³]	94 / 79	41 / 32	41 / 56	32 / 26	200
O ₃ [µg m ⁻³]	275 / 128	229 / 154	23 / 9	37 / 84	120
CO [mg m ⁻³]	2,2 / 1,5	- / -	1,1 / 4,3	- / -	50

Tab. 1: Vergleich der maximalen im Grugapark und an einer Mittelgebirgsstation (Eifel) des Landesumweltamtes NRW gemessenen 30-min-Mittelwerte während ausgewählter sommerlicher und winterlicher Wetterlagen mit den jeweiligen MIK-Werten

¹ 05.-06.05.1995 / 26.-27.06.1995; mittlere Windgeschwindigkeit: 1-2 m s⁻¹; mittlere Windrichtung: NE

² 13.11.1995 / 18.01.1996; mittlere Windgeschwindigkeit: ≤ 1 m s⁻¹; mittlere Windrichtung: SW-WSW

³ VDI-Richtlinie 2310

Eine Bewertung der Luftqualität des innerstädtischen Parks zeigt, daß die MIK-Werte für NO_x und CO sogar bei extrem austauscharmen winterlichen Verhältnissen deutlich unterschritten wurden (VDI-Richtlinie 2310). Ozon jedoch kann dort im Sommer während intensiver solarer Einstrahlung und hohen Lufttemperaturen Konzentrationen erreichen, die zu Überschreitungen der MIK-Werte führen können.

Ungeklärt ist bisher, wodurch diese im Vergleich zum Umland erhöhten Ozonkonzentrationen verursacht werden und welchen Einfluß Kohlenwasserstoffe als O_3 -Vorläufersubstanzen auf die NO-Oxidation im Bereich urbaner Grünflächen haben. Sowohl anthropogene Kfz-bedingte als auch biogene von Pflanzen emittierte Kohlenwasserstoffe können als Vorläufersubstanzen an der lokalen Ozonbildung beteiligt sein (Rasmussen, 1972; Cardelino und Charmeides, 1990; Corchnoy et al., 1992).

Dabei können die biogenen Kohlenwasserstoffe über eine sehr hohe Reaktivität verfügen und daher ein hohes Ozonbildungspotential ($P(\text{O}_3)$) besitzen (Sillman et al., 1990; Stockwell et al., 1990).

Entsprechend der Gleichung

$$P(\text{O}_3) \sim \sum 2k_i[\text{OH}][\text{Kohlenwasserstoff}_i]$$

kann hochreaktiven Vorläufersubstanzen (k_i = Reaktionsgeschwindigkeitskonstante der Reaktion des Kohlenwasserstoffs i mit Hydroxylradikalen der Konzentration $[\text{OH}]$) auch bei vergleichsweise geringen Konzentrationen ($[\text{Kohlenwasserstoff}_i]$) ein hohes O_3 -Bildungspotential ($P(\text{O}_3)$) zugeordnet werden.

Zusammenfassend lassen sich aus den bisher vorliegenden Untersuchungsergebnissen folgende Schlußfolgerungen ziehen:

- a) Die Analyse der städtischen Immissionsstruktur zeigte einen relativ geringfügigen direkten Einfluß von NO_x auf innerstädtische Grünflächen.
- b) Während sommerlicher extremer Strahlungswetterlagen besteht in städtischen Parks eine relativ große Wahrscheinlichkeit, daß O_3 -Konzentrationen mit Überschreitungen der MIK-Werte auftreten.
- c) Im Winter wurden während austauscharmer Wetterlagen erhöhte Immissionskonzentrationen der Spurenstoffe CO und NO festgestellt, die jedoch noch unterhalb der MIK-Werte lagen, so daß der direkte Einfluß stark befahrener Verkehrsflächen auf große innerstädtische Parks als gering bezeichnet werden kann.

Klärungsbedarf besteht hinsichtlich des Auftretens relativ hoher sommerlicher O_3 -Konzentrationen. In diesem Zusammenhang muß insbesondere die Quantifizierung des Vertikaltransportes aus der über der Stadt liegenden Reservoirschicht, die Ozonbildung während des horizontalen Transportes in die Grünfläche hinein sowie das Ozonbildungspotential der Grünfläche unter Beteiligung anthropogener und auch biogener Kohlenwasserstoffe analysiert werden.

DANKSAGUNG

Diese Arbeit wurde im Rahmen des Forschungsvorhabens "Ermittlung horizontaler Konzentrationsprofile Kfz-relevanter Immissionen zwischen innerstädtischen Verkehrs- und Grünflächen" von der Forschungsvereinigung Automobiltechnik e. V. (FAT), Frankfurt/Main, finanziell unterstützt. Die Verfasser danken Herrn Dipl.-Chem. E. Zmarsly für die kritische Durchsicht des Manuskriptes sowie Herrn A. Schmidt (Chemotechniker) und Frau R. Zimmermann (BTA) für die tatkräftige technische Unterstützung bei den Meßeinsätzen.

LITERATUR

- Barlag, A.-B., Kuttler, W., 1991: The significance of country breezes for urban planning. *Energy and Buildings* 15-16: 291-297.
- Cardelino, C. A., Charmeides, W. L., 1990: Natural hydrocarbons, urbanization, and urban ozone. *Journal of Geophysical Research* 95: 971-979.
- Corchnoy, S. B., Arey, J., Atkinson, R., 1992: Hydrocarbon emissions from twelve urban shade trees of the Los Angeles, California, Air Basin. *Atmospheric Environment* 26B: 339-348.
- Givoni, B., 1991: Impact of planted areas on urban environment quality: a review. *Atmospheric Environment* 25B: 289-299.

- Horbert, M., Kirchgeorg, A., 1982: Climatic and air-hygienic aspects in the planning of inner-city open spaces - Berlin Großer Tiergarten. *Energy and Buildings* 5: 11-22.
- Jacobi, C., Roth, R., 1995: Organisierte mesoskalige Störungen in der stabilen planetaren Grenzschicht. *Meteorologische Zeitschrift N. F.* 4: 150-161.
- Kuttler, W., 1988: Spatial and temporal structures of the urban climate - a survey. Grefen, K., Löbel, J. (Hrsg.): *Environmental Meteorology*, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht: 305-333.
- Kuttler, W., 1996: Aspekte der Angewandten Stadtklimatologie. *Geowissenschaften* 14: 221-228.
- Lodge, J. P. (Hrsg.), 1989: *Methods of air sampling and analysis*. 3. Aufl. Intersociety Committee Lewis Publishers, inc. Chelsea, Michigan.
- Luria, M., Weisinger, R., Peleg, M., 1990: CO and NO_x levels at the center of city roads in Jerusalem. *Atmospheric Environment* 24B: 93-99.
- Mayer, H., Haustein, C., 1993: Immissionen durch den Kraftfahrzeugverkehr in Ballungsräumen - Abschlußbericht zum Forschungsvorhaben Nr. 8272-622-124601 im Auftrag des Bayerischen Staatsministeriums für Landesentwicklung und Umweltfragen. Meteorol. Inst. Univ. Freiburg.
- Mayer, H., Schmidt, J., Matzarakis, A., 1994: Lufthygienische Kennzeichen in stadtnahen Wäldern. *Wetter und Leben. Zeitschrift für Angewandte Meteorologie* 46: 49-65.
- Neu, U., Künzle, T., Wanner, H., 1994: On the relation between ozone storage in the residual layer and daily variation in the near-surface ozone concentration - A case study. *Boundary Layer Meteorology* 69: 221-247.
- Pasquill, F., 1961: The estimation of the dispersion of windborn material. *Meteorological magazine* 90: 33-49.
- Polster, G., 1968: Meteorologische Untersuchungen der turbulenten Diffusion in der Atmosphäre. Arbeitsbericht 1967 der Zentralabteilung Strahlenschutz, Kernforschungsanlage Jülich: 160-173.
- Rasmussen, R. A., 1972: What do hydrocarbons from trees contribute to air pollution? *Journal of the Air Pollution Control Association* 22: 537-543.
- Sattler, T., Jaeschke, W., 1990 a: Modell zur Ausbreitung Kfz-bedingter Luftschadstoffe in einem Baumbestand. Teil 1. *Staub - Reinhaltung der Luft* 50: 295-298.
- Sattler, T., Jaeschke, W., 1990 b: Modell zur Ausbreitung Kfz-bedingter Luftschadstoffe in einem Baumbestand. Teil 2. *Staub - Reinhaltung der Luft* 50: 331-337.
- Sillman, S., Logan, J. A., Wofsy, S. C., 1990: Sensitivity of ozone to nitrogen oxides and hydrocarbons in regional ozone episodes. *Journal of Geophysical Research* 95: 1837-1851.
- Stockwell, W. R., Middleton, P., Chang, J. S., Tang X., 1990: The second generation regional acid deposition model: Chemical mechanism for regional air quality modeling. *Journal of Geophysical Research* 95: 343-367.
- Suppan, P., 1994: Analyse der Mischungsverhältnisse von Ozon im Ebersberger Forst bei München anhand einer 2-jährigen Meßreihe. *Wetter und Leben. Zeitschrift für Angewandte Meteorologie* 46: 67-76.
- Taha, H., 1996: Modeling impacts of increased urban vegetation on ozone air quality in the South Coast Air Basin. *Atmospheric Environment* 30: 3423-3430.
- VDI-Richtlinie 2310, 1996: Maximale Immissions-Werte, VDI-Verlag GmbH, Düsseldorf.
- VDI-Richtlinie 2453 Bl. 6, 1980: Messen gasförmiger Immissionen; Messen von Stickstoffmonoxid-Gehalten; Messen von Stickstoffdioxid-Gehalten unter Verwendung eines Konverters; Bendix Model 8101 C, VDI-Verlag GmbH, Düsseldorf.
- VDI-Richtlinie 2459 Bl. 6, 1980: Messen gasförmiger Emissionen; Messen der Kohlenmonoxid-Konzentration; Verfahren der nichtdispersiven Infrarot-Absorption, VDI-Verlag GmbH, Düsseldorf.
- VDI-Richtlinie 2468 Bl. 6, 1979: Messen gasförmiger Immissionen; Messung der Ozon-Konzentration; Direktes UV-photometrisches Verfahren (Basis-Verfahren), VDI-Verlag GmbH, Düsseldorf.
- Wainwright, C. W. K, Wilson, M. J. G., 1962: Atmospheric pollution in a London park. *International Journal of Air and Water Pollution* 6: 337-347.
- Winkler, P., 1980: Störungen der nächtlichen Grenzschicht. *Meteorologische Rundschau* 33: 90-94.