

ANALYSE DER URBANEN LUFTQUALITÄT MITTELS MOBILER MESSUNGEN

Wilhelm Kuttler und Thomas D. Wacker

Institut für Ökologie, Abt. Angewandte Klimatologie und Landschaftsökologie, Universität Essen, www.uni-essen.de/klimatologie

1 PROBLEMSTELLUNG

Die innerstädtische Luftqualität ist in räumlicher und zeitlicher Hinsicht als außerordentlich variabel anzusehen. Ergebnisse punktuell in Stadtgebieten durchgeführter Messungen, wie sie durch die staatlichen Umweltämter erfolgen, können deshalb kaum auf die weitere Umgebung eines Meßstandortes übertragen werden (BERKOWICZ et al. (1996); BEIER, DOPPELFELD (1987 u. 1989)).

Auch die 1996 verabschiedete EU-RICHTLINIE 96/62/EG, die den Expositionsbezug anstelle des Flächenbezugs setzt, stellt insofern keinen Fortschritt dar, weil die hierfür erforderliche hohe räumliche Auflösung mit konventionellen Messungen nicht erreicht werden kann.

Sollen Feinstrukturen von Immissionsfeldern in Städten, d. h. in Gebieten mit stark wechselnden Flächennutzungen analysiert werden, können hierzu sowohl numerische Modellanalysen, die allerdings entsprechender Eingangswerte und einer Ergebnisvalidierung bedürfen, als auch mobile Messungen durchgeführt werden. Der Vorteil lufthygienischer Profilmessfahrten liegt in einer hohen räumlichen realen Meßwertdichte. Darüber hinaus können die Ergebnisse als Basisdaten Eingang in Modellanwendungen finden.

Dieser Beitrag beschäftigt sich mit der Methode mobil erfaßter Luftverunreinigungsindikatoren in einem Ballungsraum (Ruhrgebiet) und stellt für die verschiedenen Flächennutzungstypen entsprechende Ergebnisse dar.

2 LITERATURÜBERBLICK

Lufthygienische Profilmessfahrten stellen, analog zu den in der Stadtklimatologie durchgeführten Lufttemperaturmessfahrten, die einzige Möglichkeit dar, Spurenstoffe in verschiedenen städtischen Strukturen räumlich hochauflösend zu erfassen. Da die Methode der lufthygienischen Profilmessfahrten hohe Anforderungen an die jeweilige Meßausrüstung stellt, wird sie eher selten angewandt, und es liegen bisher nur wenige Veröffentlichungen über diese Art der Meßwerterfassung vor (HEUßNER (1988), LURIA et al. (1990), MAYER, HAUSTEIN (1993 u. 1994), KUTTLER, STRAßBURGER (1997, 1998 u. 1999) und SHORTER et al. (1998)).

Da es sich bei den mobilen Messungen um eine nicht genormte Meßmethode handelt, sind detaillierte Angaben zu den Verfahrenskenngrößen notwendig, insbesondere zur Fahrgeschwindigkeit, Fahrtauglichkeit, Abtaststrategie und Ansprechzeit

(t_{90}) der verwendeten Analytoren. Nur so kann deren Berücksichtigung bei der Meßwerterfassung, Auswertung und Interpretation nachvollzogen werden. Diese Verfahrenskenngrößen werden bei den o. g. Veröffentlichungen nur teilweise angegeben; darüber hinaus ist die Berücksichtigung der Verfahrenskenngrößen nicht immer nachvollziehbar.

Gemeinsam ist allen Arbeiten, daß eine zuvor festgelegte Strecke mit einem entsprechend ausgerüsteten Meßfahrzeug befahren wird. Bezüglich der Verfahrenskenngrößen, erfaßten Spurenstoffe, Auswertungen und Zielsetzungen unterscheiden sich die Veröffentlichungen allerdings erheblich, so daß ein direkter Vergleich der Meßergebnisse nur schwer möglich ist.

Die zugrundegelegten Meßfahrten wiesen eine Länge von ca. 30 Minuten (Mayer, Haustein (1993 u. 1994), über ca. 3 Stunden (Kuttler, Straßburger (1997, 1998 u. 1999)) bis zu ½ bis 1 Tag (Heußner (1988)) auf und erfolgten zu verschiedenen Tageszeiten. Beispielsweise führten Heußner (1988), Luria et al. (1990) und Shorter et al. (1998) die Meßfahrten innerhalb der rush-hour durch, während Kuttler, Straßburger (1997, 1998 u. 1999) den Zeitraum zwischen den rush-hours wählten. Dagegen unternahmen Mayer, Haustein (1993 u. 1994) die Meßfahrten morgens, mittags und abends. Hinsichtlich der erfaßten Spurenstoffe erstreckte sich das Spektrum von NO_x und CO (Luria et al. (1990)), NO_x und O_3 (Kuttler, Straßburger (1997, 1998 u. 1999)), NO_x , SO_2 und CO (Mayer, Haustein (1993 u. 1994)) bis zu CO, N_2O , NO_x , CH_4 , CO_2 , SF_6 (Shorter et al. (1998)). Die

Fahrgeschwindigkeiten lagen zwischen 30 km/h (Kuttler, Straßburger (1997, 1998 u. 1999)) und bis zu 90 km/h (Shorter et al. (1998)).

Die Ergebnisse der Meßfahrten wurden als Zeitreihen (z. B. Mayer, Haustein (1993 u. 1994), Kuttler, Straßburger (1997, 1998 u. 1999), Mittelwerte der Streckenabschnitte (z. B. Luria et al. (1990), Kuttler, Straßburger (1997, 1998 u. 1999)), Mittelwerte einzelner Meßpunkte (z. B. Mayer, Haustein (1993 u. 1994), Shorter et al. (1998)) und als Karten (Shorter et al. (1998)) dargestellt.

Auch bezüglich der Zielsetzungen gab es erhebliche Unterschiede. Sie reichten von der Modellentwicklung (Heußner (1988)) über die Erfassung der Konzentrationen in verschiedenen Flächennutzungsstrukturen (z. B. Kuttler, Straßburger (1997) bis zu Stoffflußmessungen zur Quellenidentifikation (Shorter et al. (1998)).

Aufgrund der Vielfältigkeit der Verfahrenskenngrößen, der erfaßten Spurenstoffe und Auswertungsmethode wäre eine Vereinheitlichung und Standardisierung der Methode der lufthygienischen Profilmessfahrten empfehlenswert und würde eine unmittelbare Vergleichbarkeit der Ergebnisse ermöglichen. Dies wäre auch eine Voraussetzung für die zukünftige Etablierung dieser Methode.

3 METHODE

Aufgrund der fehlenden Standardisierung wird die Methode der lufthygienischen Meßfahrten und die Auswertung umfassend beschrieben. Die lufthygienischen Meßfahrten erfolgten mit dem

mobilen Meßlabor des Institutes für Ökologie, Abt. Angewandte Klimatologie und Landschaftsökologie, Universität Essen (Abb. 1).

Abb.1: Mobiles Meßlabor des Institutes für Ökologie, Abt. Angewandte Klimatologie und Landschaftsökologie, Universität Essen



Hiermit wurden die lufthygienischen Komponenten Kohlenmonoxid (CO), Stickstoffmonoxid (NO), Stickstoffdioxid (NO₂), Ozon (O₃) (1,5 m ü. Gr.) und die meteorologischen Größen Lufttemperatur, relative Luftfeuchtigkeit, Luftdruck (2,0 m ü. Gr.), Globalstrahlung und UV-Strahlung (3,5 m ü. Gr.) während der Meßfahrten ermittelt. Die Erfassung der lufthygienischen Komponenten erfolgte auf der dem

Kfz-Verkehr abgewandten rechten Seite des mobilen Meßlabors; Lufttemperatur, relative Luftfeuchtigkeit an der Fahrzeugfront und Globalstrahlung, UV-Strahlung auf dem Dach.

Die durchschnittliche Geschwindigkeit betrug auf Stadtstraßen 30 km/h (8 m/s) bzw. auf Autobahnen 60 km/h (16 m/s). Bei einer Abtastrate der Analysatoren von 1 Hz wurde pro 8 m (bzw. 16 m) ein Meßwert erfaßt.

Die Analysatoren für CO (IR-Absorption), NO, NO_x, (Chemilumineszenz) und O₃ (UV-Absorption) wurden zuvor erfolgreich auf ihre Eignung für Meßfahrten entsprechend der VDI-Richtlinien 2456 Bl. 6 (1978), 2456 Bl. 7 (1981), 2459 Bl. 6 (1980), 2468 Bl. 6 (1979), 3950 Bl. 1 (1994) getestet.

Da die Konzentrationen der Spurenstoffe einen kontinuierlichen Verlauf ohne Sprünge aufwiesen und die Fahrgeschwindigkeit in Bezug zur Einstellzeit der Monitore sehr gering ist, erfolgten die Messungen während der Fahrt annähernd in Echtzeit. Ferner konnte eine Änderung der elektronischen Dämpfung die Ansprechzeit (t_{90}) der Analysatoren verkürzen. So wurde z. B. die Ansprechzeit (t_{90}) des CO-Monitors von 40 s auf 20 s verringert. Im Rahmen der Meßgenauigkeit konnte deshalb die Einstellzeit, die kürzer als die Ansprechzeit (t_{90}) ist, vernachlässigt werden.

Da bei den mobilen Messungen auf kleinstem Raum hochfrequente Schwankungen der Spurenstoffkonzentrationen auftraten, wurden arithmetische Mittelwerte für homogene Streckenabschnitte (sog. „Streckenabschnittsmittelwerte“) berechnet.

Durch diese Generalisierung konnte eine weitere Eliminierung von Verfahrensunsicherheiten, insbesondere der Einstellzeit, erreicht werden. Auf eine Gewichtung der Streckenabschnittswerte (z. B. auf der Basis der Streckenlänge, der Meßwertanzahl etc.) wird an dieser Stelle zunächst verzichtet.

Ein Problem bei der Erfassung der Immissionskonzentrationen könnten dem Meßfahrzeug direkt vorausfahrende Kraftfahrzeuge darstellen, da diese die Immissionssituation stark beeinflussen. Diesen Einfluß von einzelnen Kraftfahrzeugen auf direkt nachfolgende Kraftfahrzeuge untersuchten CLIFFORD et al. (1997) im Rahmen einer Windkanalstudie. Dabei konnte nachgewiesen werden, daß 75% der Konzentrationen durch das direkt vorausfahrende Kfz verursacht werden. Zu berücksichtigen ist, daß es sich hierbei nur um die Zusatzbelastung handelt.

Für die behandelten lufthygienischen Meßfahrten ist dieses Ergebnis allerdings nur von eingeschränkter Bedeutung. Dies liegt an dem geringen Prozentsatz der Zusatzbelastung eines einzelnen Kraftfahrzeuges im Stadtverkehr an der Gesamtbelastung. Ferner war unter realen Bedingungen der Abstand des mobilen Meßlabors von vorausfahrenden Kfz wesentlich größer als die zugrundegelegten 2 m in der Windkanalstudie, was schon durch die relativ geringe Meßfahrtgeschwindigkeit von 8 m/s bzw. 16 m/s bedingt war. Die Windgeschwindigkeit im Windkanal lag mit max. 4,5 m/s (< 17 km/h, entspricht zähflüssigem Verkehr) deutlich unter den real auftretenden Geschwindigkeiten bei Kraftfahrzeugen.

Bei den hier durchgeführten Meßfahrten wurden die Datensätze, die bei Verkehrsstauungen ermittelt wurden, markiert und für die Analyse herausgefiltert. So konnte ein unmittelbarer Einfluß durch einzelne Kfz vermieden werden.

3.1 Einflußfaktoren

Auf die kleinräumige Immissionssituation in Stadtstrukturen wirken zahlreiche Einflußfaktoren. Die Spurenstoffkonzentrationen (c) in den Streckenabschnitten ist abhängig von folgenden Einflußfaktoren (Gl. 1).

$$c = f_{(SB,SR,SVL,SV,E,MR,PR,Z)} \quad \text{Gl. 1}$$

Invariable Einflußgrößen

SB = *Straßenbreite*

SR = *Straßenrandbebauung*

SVL = *Straßenverlauf*

Variable Einflußgrößen

SV = *Straßenvegetation*

E = *Kfz-Emissionen, Verkehrsaufkommen*

MR = *Meteorologische Randbedingungen*

PR = *Photochemische Reaktionsverhältnisse*

Z = *Tageszeit, Wochentag, Jahreszeit*

Zur Erfassung dieser Größen wurden die in Tab. 1 aufgeführten immissionsrelevanten Faktoren bestimmt und klassifiziert. Die Einflußfaktoren lassen sich durch eine entsprechende Kombination der immissionsrelevanten Faktoren darstellen. Von besonderer Bedeutung für die städtischen Immissionen ist die Verkehrsstärke und die Straßenrandstruktur. Diese Faktoren haben einen großen Einfluß auf die Parameter Emissionsquellstärke und Austauschbedingungen.

Tab.1: Erfasste immissionsbeeinflussende Faktoren

| Straßenrandstruktur | Verkehrsstärke | Straßenbegleitg rün |
|----------------------------|---------------------------|----------------------------|
| • offene Bebauung | • verkehrsarm | • lockere Baumreihe |
| • geschlossene Bebauung | • mittlere Verkehrsstärke | • dichte Baumreihe |
| • Straßenschlucht | • verkehrsreich | • Allee |
| • Geschößzahl | • Fahrspurenanzahl | • Grünfläche |
| • Lärmschutzwand/Mauer | • in Fahrtrichtung | • einzelne Bäume |
| • Acker | • in Gegenrichtung | • grüner Mittelstreifen |
| • offene Grünfläche | | |
| • Hecke | | |
| Nutzung | Sonstiges | |
| • Autobahn | • Parkplatz | |
| • Hauptverkehrsstraße | • Tankstelle | |
| • Nebenstraße | • Industrie/Gewerbe | |
| • Acker | • Kreuzung | |
| • Grünfläche | | |

3.2 Repräsentativität

Ein weiterer wichtiger Punkt ist die Frage nach der zeitlichen und räumlichen Repräsentativität lufthygienischer Meßfahrten im Vergleich zu Standmessungen.

Entsprechend ihrer Konzeption erreichen Standmessungen eine hohe zeitliche Auflösung bei punktueller Erfassung der Spurenstoffe (Tab. 2). Sie sind damit besonders geeignet, räumlich homogene Immissionsfelder, die vor allem zeitlichen Schwankungen unterliegen, zu erfassen. Inhomogene Immissionsfelder mit starken räumlichen Schwankungen, wie sie vom Kfz-Verkehr verursacht werden, können durch Standmessungen nur unzureichend erfaßt werden. Hingegen ist die räumliche Repräsentanz der mobilen Meßfahrten durch die hohe Anzahl von verschiedenen Meßorten und der quasi-zeitgleichen Erfassung sehr hoch. Sie sind deshalb besonders geeignet, inhomogene Immissionsfelder zu erfassen. Die zeitliche Auflösung ist, da Momentanwerte gemessen werden, jedoch gering.

Durch die Verschiebung des Meßzeitpunktes in den jeweiligen Streckenabschnitten wird der Nachteil der geringen zeitlichen Repräsentativität teilweise ausgeglichen. Diese Variation des Meßzeitpunktes wird durch eine fortlaufende Verlegung der Startpunkte der jeweiligen Meßfahrten erreicht. Die Messungen erfolgen deshalb in dem einzelnen Streckenabschnitt zu unterschiedlichen Uhrzeiten, so daß die zeitliche Abhängigkeit der Emissionsquellstärken und chemischen Reaktionsverhältnisse erfaßt werden kann.

Die Abhängigkeit und damit die Reproduzierbarkeit der Immissionsfelder von den bzw. zu verschiedenen Wetterlagen ist groß (vergleiche Kap. 5).

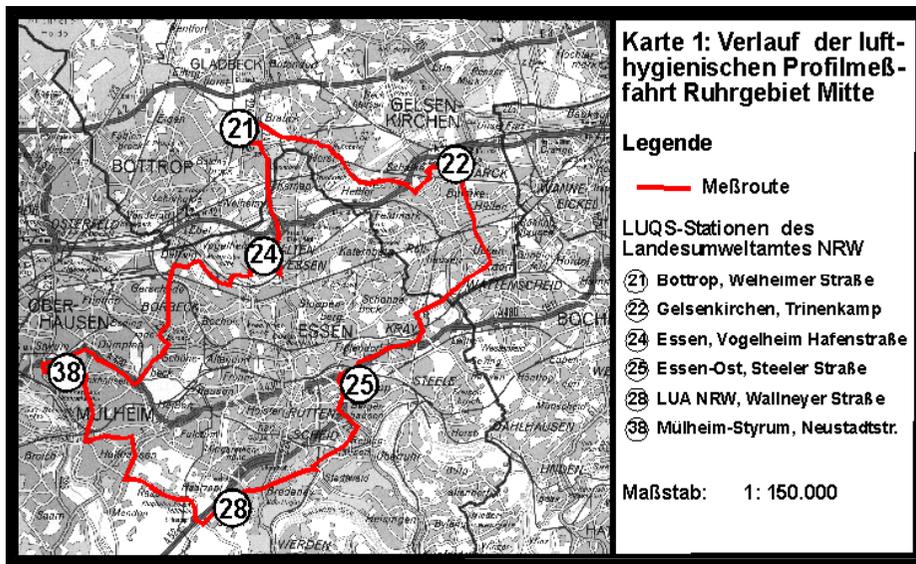
Tab.2: Vergleich der zeitlichen und räumlichen Repräsentativität von Meßfahrten und Standmessungen

| | Standmessungen | Meßfahrten |
|------------------------------------|--|---|
| zeitliche Repräsentativität | hohe zeitliche Auflösung (Zeitreihen mit 0,5-h-Werten) | geringe zeitliche Auflösung (Momentanwerte) |
| räumliche Repräsentativität | geringe räumliche Auflösung (punktueller Erfassung) | hohe räumliche Auflösung (verschiedene Meßorte) |

4 UNTERSUCHUNGSGEBIET, MEßROUTE, MEßZEITRAUM

Als Untersuchungsgebiet wurde ein Raum gewählt, der in seiner Immissionsstruktur im wesentlichen durch Emissionen des Kfz-Verkehrs geprägt ist. Darüber hinaus sollte das Untersuchungsgebiet eine heterogene Struktur mit einer möglichst großen Vielfalt an Flächennutzungstypen aufweisen. Die Wahl fiel auf die Städte Essen, Mülheim, Bottrop und Gelsenkirchen („Ruhrgebiet Mitte“) mit rd. 1,2 Mio. Einwohnern und einer Fläche von 340 km². Aufgrund seiner Lage und Struktur ist das Ruhrgebiet Mitte repräsentativ für das Rhein-Ruhrgebiet. Ein weiterer Grund, dieses Gebiet zu untersuchen, ist dadurch gegeben, daß sechs Immissionsmeßstationen (LUQS-Stationen) des Landesumweltamtes NRW (LUA NRW) im Untersuchungsgebiet liegen, deren Werte zu Vergleichszwecken herangezogen wurden.

Die Meßfahrten verliefen über eine 86 km lange Strecke (Karte 1).



Die lufthygienischen Meßfahrten erfolgten während verschiedener Wochentage und meist antizyklonaler Großwetterlagen im Zeitraum vom 21.02.2000 bis zum 12.01.2001, in der Regel zwischen ca. 9:00 und 15:00 Uhr (MEZ) bei mittleren Windgeschwindigkeiten von 1,7 bis 4,5 m/s (Tab. 3). Dieser Zeitraum wurde gewählt, da die Bevölkerung, bedingt durch die Aktivität und Emissionsquellstärke des Kfz-Verkehrs, hier einer hohen Dosis ausgesetzt ist. Während der rush-hour ist die Bevölkerung dagegen nur kurzfristig einer hohen Konzentration exponiert. Ferner ermöglicht dieser Zeitraum einen interstationären Vergleich.

Tab.3: Datum und Großwetterlagen während der lufthygienischen Profilmess-fahrten, Ruhrgebiet Mitte

| Nr. | Datum | Zeit (MEZ) | Großwetterlage | Windgeschwindigkeit [m/s] |
|-----|--------------------|---------------|----------------|---------------------------|
| 1 | Mo. 21.02.2000 | 09:27 - 15:22 | HM | 2,5 |
| 2 | Do. 06.04.2000 | 11:05 - 17:40 | HB | 3,7 |
| 3 | Fr. 07.04.2000 | 07:58 - 14:08 | HB | 2,4 |
| 4 | Di. 25.04.2000 | 09:40 - 16:03 | SWz | 4,5 |
| 5 | Fr. 28.04.2000 | 08:25 - 14:37 | Sa | 2,1 |
| 6 | Do. 04.05.2000 | 08:37 - 14:41 | HNFa | 2,7 |
| 7 | Sa. 13.05.2000 | 08:24 - 14:21 | HM | 2,6 |
| 8 | Di. 20.06.2000 | 08:53 - 14:39 | HM | 4,1 |
| 9 | Di. 27.06.2000 | 08:41 - 14:53 | HNa | 3,3 |
| 10 | Fr. 30.06.2000 | 07:22 - 13:04 | HNa | 1,7 |
| 11 | Di 01.08.2000 | 08:37 - 14:41 | Wa | 2,1 |
| 12 | Mo. 07.08.2000 | 08:42 - 14:51 | BM | 2,6 |
| 13 | Di. 22.08.2000 | 08:43 - 14:59 | SWz | 3,2 |
| 14 | Mi. 23.08.2000 | 08:21 - 14:23 | BM | 2,5 |
| 15 | Do. 24./25.08.2000 | 22:24 - 03:14 | BM | 3,1 |
| 16 | Fr. 12.01.2001 | 09:36 - 14:12 | HM | 2,7 |

Großwetterlagen nach MONATLICHER WITTERUNGSREPORT DWD

Wa = Westlage, antizyklonal BM = Hochdruckbrücke Mitteleuropa

HM = Hoch Mitteleuropa Sa = Südlage, antizyklonal

HB = Hoch Britische Insel HNFa = Hoch Nordmeer-

Fennoskandien, antizyklonal

SWz = Südwestlage, zyklonal HNa = Hoch Nordmeer-Island, antizyklonal

Windgeschwindigkeit (Meßfahrtmittel) 10 m ü. Gr.

5 ABHÄNGIGKEIT DER SPURENSTOFFKONZENTRATIONEN VON IMMISSIONS-BESTIMMENDEN FAKTOREN

Um die Stärke der Abhängigkeit der gemessenen Spurenstoffe von den immissionsbeeinflussenden Faktoren (Tab. 1) auf die Spurenstoffkonzentration zu bestimmen, wurde eine statistische Analyse auf Basis der Streckenabschnittsmittelwerte durchgeführt. Die Prüfung der Konzentrationsverteilung der Kfz-bedingten Spurenstoffe in verschiedenen urbanen Flächennutzungsstrukturen erfolgte in Abhängigkeit von den immissionsbestimmenden Faktoren Straßenrandbebauung, Straßenbreite, Straßenverlauf, Straßenvegetation, Verkehrsaufkommen und Kfz-Emissionen. Diese Faktoren wurden mit Hilfe der Ziffern von 1 (=gering) bis 5 (=hoch) klassifiziert. Anschließend wurde eine Faktorenanalyse durchgeführt. Anhand dieser Faktorenanalyse wurden die immissionsbestimmenden Faktoren gewichtet und mit einem Algorithmus zu den Variablen Verkehrsstärke, Flächennutzungsstruktur und Straßenraumgestaltung zusammengefaßt.

Tab. 4 enthält die Ergebnisse dieser bivariaten bzw. multiplen Regressionsanalysen der Spurenstoffkonzentrationen für das Untersuchungsgebiet mit den Variablen Durchschnittliche tägliche Verkehrsstärke (DTV), Flächennutzungsstruktur (FS), Straßenraumgestaltung (SG) und deren Kombinationen. Die DTV hat mit einem Korrelationskoeffizienten $R > 0,7$ einen maßgeblichen Einfluß auf die Spurenstoffkonzentrationen. Der Einfluß der Flächennutzungsstruktur und der Straßenraumgestaltung ist geringer.

Tab.4: Bivariate und multiple Korrelationskoeffizienten der Spurenstoffkonzentrationen mit verschiedenen Variablen

| | CO | NO | NO ₂ | O ₃ |
|--|-------|-------|-----------------|----------------|
| Durchschnittliche tägliche Verkehrsstärke (DTV) | 0,792 | 0,752 | 0,714 | -0,792 |
| Flächennutzungsstruktur (FS) | 0,298 | 0,324 | 0,403 | -0,408 |
| Straßenraumgestaltung (SG) | 0,523 | 0,532 | 0,537 | -0,548 |
| DTV und FS | 0,873 | 0,842 | 0,821 | -0,894 |
| DTV und SG | 0,876 | 0,789 | 0,757 | -0,845 |
| DTV, FS und SG | 0,945 | 0,935 | 0,910 | -0,958 |

Die multiple Korrelation weist Koeffizienten von $0,7 < R < 0,9$ auf. Diese hohen Korrelationskoeffizienten belegen die große Abhängigkeit der Immissionssituation von der Durchschnittlichen täglichen Verkehrsstärke, Flächennutzungsstruktur und Straßenraumgestaltung.

Ferner muß der Frage nachgegangen werden, ob die Meßfahrten die Immissionssituation repräsentativ (Reproduzierbarkeit) wiedergeben, oder ob es sich eventuell nur um den Nachweis einer momentanen Immissionssituation handelt.

Die Reproduzierbarkeit der Streckenabschnittsmittelwerte wird hier exemplarisch für die CO-Konzentrationen mit Hilfe der Standardabweichung, als Maß für die Varianz, in Abhängigkeit von der Anzahl der durchgeführten lufthygienischen Meßfahrten untersucht. Die Standardabweichung der Meßwerte der einzelnen

Streckenabschnitte wurde nach jeder Meßfahrt berechnet, wobei sich die Stichprobe um jeweils einen Wert erhöhte, und wie in Abb. 2 dargestellt, abgetragen. Der Umfang der Stichprobe entspricht der Anzahl der Meßfahrten.

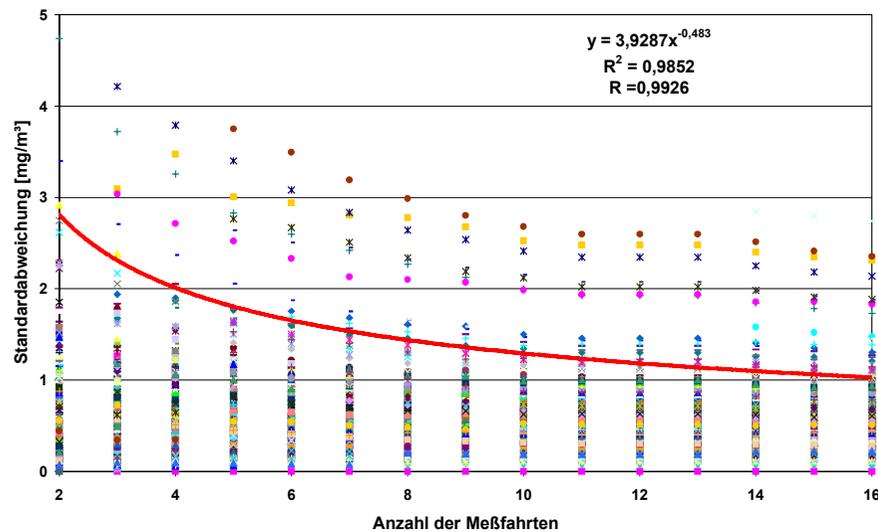


Abb.2: Abhängigkeit der CO-Standardabweichung der Streckenabschnittsmittelwerte von der Anzahl der lufthygienischen Meßfahrten
Datengrundlage: 16 Lufthygienische Profilmessfahrten im Zeitraum vom 21.02.2000 bis 12.01.2001

Die Standardabweichung der jeweiligen Streckenabschnittsmittelwerte nimmt mit der Anzahl der Meßfahrten asymptotisch ab, wobei die Regressionsgleichung monoton fallend ist. Das Bestimmtheitsmaß der Regressionsgeraden beträgt $R^2 = 0,99$.

Da die Standardabweichung kontinuierlich mit der Anzahl der Meßfahrten abnimmt ist eine Reproduzierbarkeit und Wiederholbarkeit

der Meßfahrten gegeben. Die Immissionssituation kann damit repräsentativ wiedergegeben werden. Wie die Regressionsgerade zeigt, verringert sich die Standardabweichung der Streckenabschnittsmittelwerte mit zunehmender Anzahl der Meßfahrten (= Vergrößerung der Stichprobe). Hier stellt sich, wie bei jeder Messung, die Frage nach dem Umfang der benötigten Stichprobe. Ob die hier dargestellte Anzahl von 16 Meßfahrten ausreicht, ist Gegenstand weiterer Untersuchungen.

5.1 Clusteranalysen

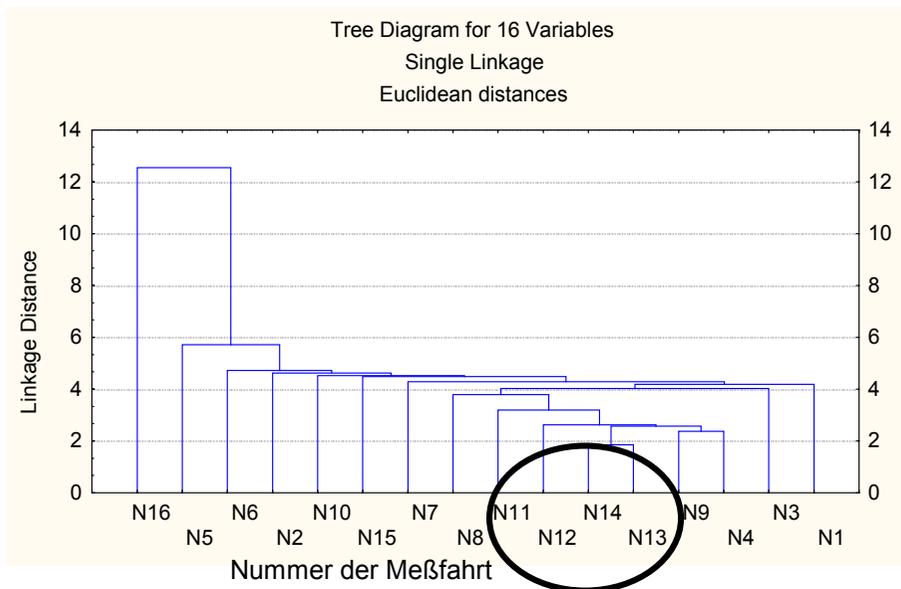
Aufgrund der Vielzahl der immissionsbeeinflussenden Faktoren und deren zeitliche und räumliche Variation wurden Clusteranalysen durchgeführt. Diese Analysen sollen Ähnlichkeiten in der Immissionsstruktur der einzelnen **Profilmessfahrten** und der **Streckenabschnittsmittelwerte** aufzeigen.

Auf Basis der **Streckenabschnittsmittelwerte** der einzelnen Meßfahrten wurde eine Clusteranalyse sowohl für die einzelnen Meßfahrten als auch für die entsprechenden Streckenabschnittsmittelwerte durchgeführt. Beispielhaft wird für den primären Spurenstoff CO (Abb. 3) und für den sekundären Spurenstoff O₃ (Abb. 4) jeweils ein Clusterdiagramm der Meßfahrten dargestellt, wobei auf der Abszissenachse des Diagramms die Nummer der Meßfahrt (vergleiche Tab. 3) vermerkt ist.

Aus den Clusterdiagrammen kann ein unterschiedliches Abstandsmaß der einzelnen Meßfahrten entnommen werden. So ist z. B. das Abstandsmaß der Meßfahrten 11 bis 14, die im August 2000

unter sommerlichen schwachwindigen Witterungsbedingungen (Wa, BM, SWz, BM) stattfanden, im CO-Clusterdiagramm (Abb. 3) relativ gering. Dies läßt auf einen großen Einfluß der Austauschbedingungen schließen. Daß die nächtliche Profilmessfahrt 15, die unter den gleichen Witterungsbedingungen stattfand, ein größeres Abstandsmaß aufweist, ist höchstwahrscheinlich auf den wesentlich geringeren Kfz-Verkehr in der Nacht zurückzuführen. Das große Abstandsmaß der Messfahrt 16 (12.01.2001) könnte durch den Hausbrandeinfluß, aufgrund winterlicher Heizaktivität, erklärt werden.

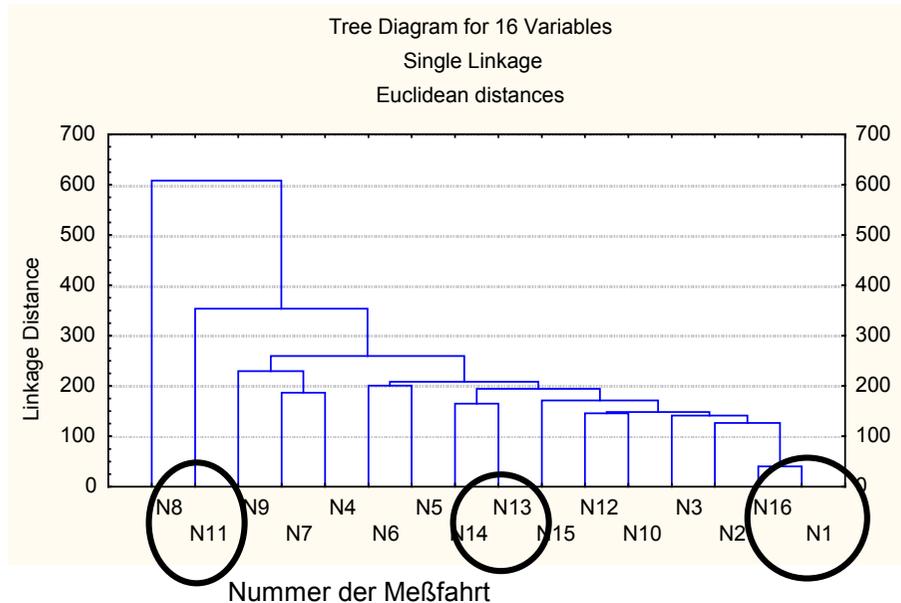
*Abb.3: CO-Clusterdiagramm der Messfahrten 1 bis 16 auf Basis der Streckenabschnittsmittelwerte im Ruhrgebiet Mitte
Datengrundlage: 16 Lufthygienische Profilmessfahrten im Zeitraum vom 21.02.2000 bis 12.01.2001*



N1 = Messfahrt 1 bis N16 = Messfahrt 16 (vergleiche Tab.3)

Das O₃-Cluster weist dagegen erwartungsgemäß eine strahlungsabhängige Komponente auf. So haben z. B. sowohl die beiden strahlungsarmen winterlichen Messfahrten 1 (21.02.2000) und 16 (12.01.2001), als auch die beiden strahlungsreichen sommerlichen Messfahrten 13 und 14 ein geringes Abstandsmaß. Daß das Abstandsmaß der beiden winterlichen Messfahrten 1 und 16 am geringsten ist, liegt daran, daß die absoluten Zahlenwerte und damit das niedrige Ozonniveau im Winter in die Clusterberechnung eingehen. Der große Abstand der Messfahrt 8 kann mit der hohen Windgeschwindigkeit (4,1 m/s) während der Messfahrt erklärt werden. Die Messfahrt 11 fand dagegen als einzige Messfahrt während einer antizyklonalen Westlage statt.

Abb.4: O₃-Clusterdiagramm der Meßfahrten 1 bis 16 auf Basis der Streckenabschnittsmittelwerte im Ruhrgebiet Mitte
 Datengrundlage: 16 Lufthygienische Profilmessfahrten im Zeitraum vom 21.02.2000 bis 12.01.2001



N1 = Meßfahrt 1 bis N16 = Meßfahrt 16 (vergleiche Tab.3)

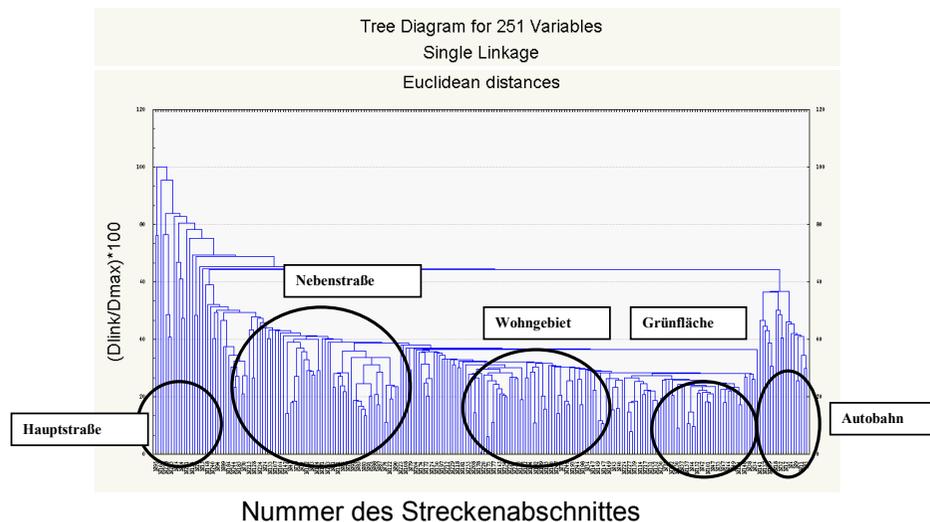
Die CO- und O₃-Clusteranalysen haben beispielhaft gezeigt, daß während der einzelnen Profilmessfahrten die Einflußfaktoren unterschiedlich stark ausgeprägt waren. Dennoch zeigen sich Ähnlichkeiten in der Immissionsstruktur der einzelnen Profilmessfahrten.

Um eine Analogie der Immissionssituation in den einzelnen Streckenabschnitten zu untersuchen, wird eine Clusterung nach den Streckenabschnittsmittelwerten durchgeführt. Abb. 5 zeigt beispielhaft ein Clusterdiagramm mit der Variablen „Streckenabschnittsmittelwerte“

für den primären Spurenstoff NO. Die Clusterung der Streckenabschnittsmittelwerte weist eine charakteristische Verteilung auf. Aufgrund des gegebenen Verteilungsmusters der Streckenabschnittsmittelwerte war eine Zuordnung nach den Flächennutzungstypen Autobahn, Hauptstraße, Nebenstraße, Wohngebiet und Grünfläche möglich. Diese ist im Clusterdiagramm durch Ellipsen skizziert. Die Flächennutzungstypen Autobahn und Hauptstraße weisen eine heterogene Struktur bezüglich des Abstandsmaßes auf. Diese Struktur wird vermutlich von den Kfz-Emissionen und Austauschbedingungen (Straßenrandstruktur, Kfz-induzierte Turbulenzen usw.) hervorgerufen. In den Flächennutzungstypen Wohngebiet und Grünfläche ist die Immissionsstruktur homogener und damit das Abstandsmaß geringer (vergleiche auch Abb. 6).

Abb.5: NO-Clusterdiagramm der einzelnen Streckenabschnitte im Ruhrgebiet Mitte

Datengrundlage: 16 Lufthygienische Profilmessfahrten im Zeitraum vom 21.02.2000 bis 12.01.2001



N1 = Streckenabschnittsmittelwert 1 bis N251

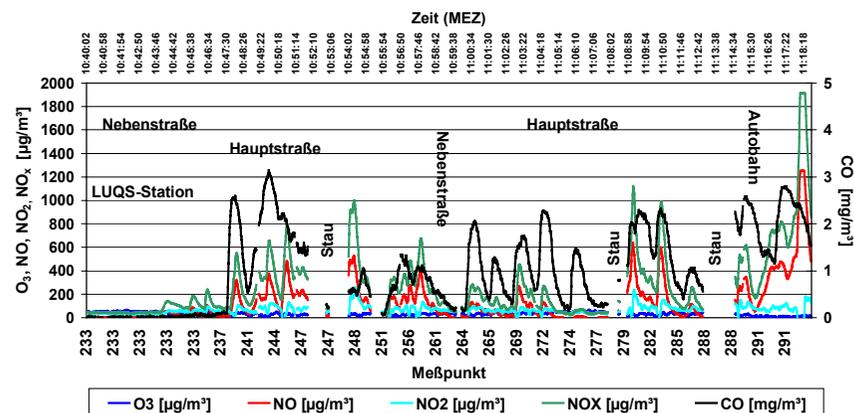
Streckenabschnittsmittelwert 251

6 HORIZONTALE KONZENTRATIONSPROFILE UND MITTLERE SPURENSTOFF-KONZENTRATIONEN IN VERSCHIEDENEN FLÄCHENNUTZUNGSTYPEN

Ein Beispiel eines horizontalen Konzentrationsprofils (O_3 , NO, NO_2 , NO_x und CO) zeigt Abb. 6. Bei den Spurenstoffverteilungsmustern handelt es sich um die Flächennutzungstypen Nebenstraße, Hauptstraße und Autobahn. Auf der linken Seite (Messpunkt 233) der Abb. 6 ist die Spurenstoffkonzentration im Bereich einer LUQS-Station des

Landesumweltamtes NRW, Essen dargestellt. Dieser Streckenabschnitt entspricht dem Flächennutzungstyp Nebenstraße mit einem geringen Konzentrationsniveau. Die Flächennutzungstypen Hauptstraße und Autobahn weisen wesentlich höhere Konzentrationsniveaus auf.

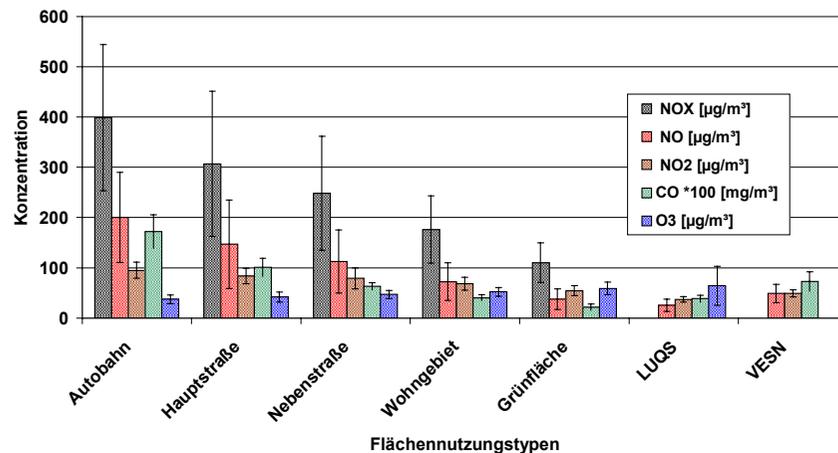
Abb.6: Horizontale Konzentrationsprofile der O_3 -, NO-, NO_2 -, NO_x - und CO-Konzentrationen (Datenbasis: 1-s-Werte) für die Messfahrt vom 30.06.2000 (Ruhrgebiet Mitte); während Stauungen erfolgte keine Messung. Großwetterlage: Hoch Nordmeer-Island, antizyklonal; mittlere Windgeschwindigkeit 1,7 m/s (10 m ü. Gr.)



Zur Generalisierung der mobil erfassten Daten erfolgt eine Klassifizierung der Streckenabschnittsmittelwerte entsprechend der in Kap. 0 beschriebenen Clusteranalyse nach den Flächennutzungstypen Autobahn, Hauptstraße, Nebenstraße, Wohngebiet und Grünfläche.

Die Kfz-bedingten Spurenstoffkonzentrationen weisen für die verschiedenen Flächennutzungstypen unterschiedliche Höhen und charakteristische Verteilungsmuster (Abb. 7) auf.

Abb.7: Mittlere Spurenstoffkonzentrationen (berechnet aus Streckenabschnittsmittelwerten) und Standardabweichungen verschiedener Flächennutzungstypen (Ruhrgebiet Mitte)
 Datengrundlage: 16 Lufthygienische Profilmessfahrten im Zeitraum vom 21.02.2000 bis 12.01.2001 sowie zeitgleiche LUQS-Daten (6 Stationen) des Landesumweltamtes NRW; VESN = verkehrsnah LUQS-Station

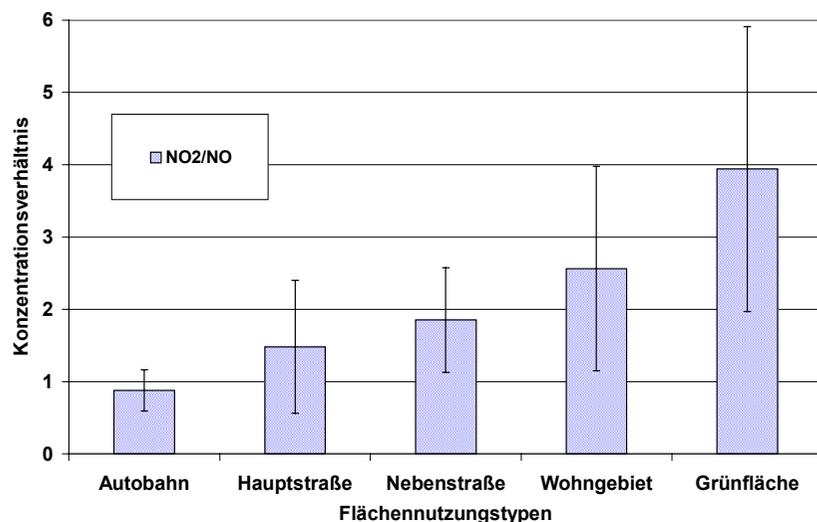


Die CO-, NO- und NO₂-Konzentrationen nehmen von den Autobahnen über Hauptstraßen, Nebenstraßen, Wohngebieten zu Grünflächen hin ab, während die O₃-Konzentrationen jedoch gegenläufig ansteigen. Die zeitgleich erfassten Spurenstoffkonzentrationen an den sechs LUQS-Stationen und der verkehrsnah installierten LUQS-Station VESN des Landesumweltamtes NRW

bewegen sich im Konzentrationsniveau der Flächennutzungstypen Wohngebiet und Grünfläche und repräsentieren damit die städtische Grundbelastung und nicht die in dicht bebauten Gebieten vorherrschenden Immissionsverhältnisse.

Zur Abschätzung der möglichen Ozon-Belastung in städtischen Gebieten ist die Kenntnis des Ozon-Bildungspotentials wichtig. Es kann u. a. durch das NO₂/NO-Verhältnis dargestellt werden (Abb. 8). Ein großer Wert stellt ein hohes Ozon-Bildungspotential dar. Auffallend ist das große NO₂/NO-Verhältnis in den Flächennutzungstypen Wohngebiet und Grünfläche. Bei entsprechenden photochemischen Reaktionsverhältnissen ist deshalb in diesen Flächennutzungstypen mit hohen O₃-Konzentrationen zu rechnen (KUTTLER, STRAßBURGER (1997 u. 1999)). Aufgrund der hohen NO-Emissionen in den Flächennutzungstypen Autobahn und Hauptstraße sind das NO₂/NO-Verhältnis und damit das Ozon-Bildungspotential allerdings gering.

Abb.8: Darstellung der NO_2/NO -Verhältnisse (berechnet aus Streckenabschnittsmittelwerten) und Standardabweichungen für verschiedene Flächennutzungstypen (Ruhrgebiet Mitte)
 Datengrundlage: 16 Lufthygienische Profilmessfahrten im Zeitraum vom 21.02.2000 bis 12.01.2001



7 ZUSAMMENFASSUNG

Es wird eine Methode zur Erzeugung von räumlich hochaufgelösten Immissionsdaten für Stadtgebiete beschrieben. Dazu werden lufthygienische Messfahrten mit einem entsprechend ausgerüsteten Meßfahrzeug auf einer zuvor festgelegten Strecke durchgeführt.

Die Analysen- und Klassifizierungsmethoden der Immissionsdaten ermöglichen eine generalisierte Aussage zur Immissionssituation, die in verschiedenen Flächennutzungsstrukturen vorherrscht. Dabei konnten erheblich differierende Konzentrationsniveaus nachgewiesen

werden. Die Konzentrationen der Kfz-bedingten Spurenstoffe CO, NO und NO_2 nehmen von den Flächennutzungstypen Autobahnen über Hauptstraßen, Nebenstraßen, Wohngebieten zu Grünflächen hin ab; die O_3 -Konzentration steigen dagegen gegenläufig an, so daß die höchsten O_3 -Konzentrationen im Flächennutzungstyp Grünfläche ermittelt wurden. Diese unterschiedlich hohen Konzentrationsniveaus sind für die verschiedenen Flächennutzungsstrukturen repräsentativ. Ein Vergleich (Abb. 6 und Abb. 7) mit den zeitgleich erfaßten Spurenstoffkonzentrationen an den sechs LUQS-Stationen des Landesumweltamtes NRW zeigt, daß letztere im Konzentrationsniveau der Flächennutzungstypen Wohngebiet und Grünfläche liegen und somit nicht die Gebiete mit hoher Einwohnerdichte repräsentieren.

8 AUSBLICK

Die Untersuchung der urbanen Luftqualität mittels mobiler Messungen hat gezeigt, daß die städtische Immissionsstruktur äußerst heterogen ist. Es stellt sich damit die Frage; wie viele lufthygienische Profilmessfahrten benötigt werden, um die Immissionsstruktur repräsentativ zu erfassen. Die bisherigen Ergebnisse (Kap. 5) lassen den Schluß zu, daß die Repräsentativität mit der Anzahl der Profilmessfahrten gesteigert werden kann. Allerdings nimmt die Repräsentativität aufgrund der Potentialfunktion nur am Anfang stark zu. Mit steigender Anzahl der Messfahrten kann die Repräsentativität nur noch geringfügig verbessert werden. Die Ermittlung der optimalen Anzahl der benötigten Messfahrten ist Gegenstand weiterer Untersuchungen.

Ferner soll über die Einbindung eines GPS-Systems die räumliche Auflösung verbessert werden, in dem der Fahrzeugstandort kontinuierlich erfaßt wird, wobei allerdings durch die meßtechnischen und methodischen Verfahrenskenngrößen Grenzen gesetzt sind.

9 LITERATUR

- BEIER, R., DOPPELFELD, A. (1987): Räumliche Repräsentativität kontinuierlicher Immissionsmessungen in Nordrhein-Westfalen.-In: Staub -Reinhaltung der Luft- 47, Nr. 1/2, 16 - 21.
- BEIER, R., DOPPELFELD, A. (1989): Analyse der räumlichen Repräsentativität automatischer Meßnetze der Luftqualität. LIS-Bericht Nr. 89, Landesanstalt für Immissionsschutz Nordrhein-Westfalen, 77 S.
- BERKOWICZ, R., PALMGREN, F., HERTEL, O., VIGNATI, E. (1996): Using measurements of air pollution in streets for evaluation of air quality - meteorological analysis and model calculations. The Science of the Total Environment, 189/190 (1996), 259 - 265.
- CLIFFORD M. J., CLARKE, R., RIFFAT, S. B. (1997): Local aspect of vehicular pollution. Atmospheric Environment, 31, No. 2, 271 - 276.
- EG RICHTLINIE 96/62/EG des Rates vom 27.09.1996 über die Beurteilung und die Kontrolle der Luftqualität. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaft Nr. L 296/55 vom 21.11.1996.

- HEUßNER, S. (1988): Schadstoffe in der Luft. Eine Untersuchung zur Schadstoffverteilung in Stadtgebieten. Dissertation. Verlag Dr. R. Krämer. Hamburg, 97 S.
- KUTTLER, W., STRASSBURGER, A. (1997): Analyse Kfz-relevanter Immissionen in innerstädtischen Verkehrs- und Grünflächen. Forschungsvereinigung Automobiltechnik e. V. (FAT) Schriftenreihe Nr. 131. Frankfurt/Main, 152 S.
- KUTTLER, W., STRASSBURGER A. (1998): Qualitative und quantitative Analyse von Ozon-Vorläufersubstanzen in einem Park in Essen. Abschlußbericht. Im Auftrag der Forschungsvereinigung Automobiltechnik e. V. (FAT), Frankfurt/Main. Institut für Ökologie, Abt. Landschaftsökologie der Universität-GH Essen, unveröffentlicht, 57 S.
- KUTTLER, W., STRASSBURGER, A. (1999): Air quality measurements in urban green areas - a case study. Atmospheric Environment, 33, 4101 - 4108.
- 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, 283 S.

MAYER, H., HAUSTEIN, C. (1994): Air pollution caused by motor-traffic in urban spaces. Meteorologische Zeitschrift, N. F. 3, 138 - 142.

SHORTER, J. H., MCMANUS, J. B., KOLB, C. E., ALLWINE, E. J., O'NEILL, S.M., LAMB, B. K., SCHEUER, E., CRILL, P. M., TALBOT, R. W., FERREIRA, J., MCRAE, G. J. (1998): Recent measurements of urban metabolism and trace gas respiration. Second Urban Environment Symposium - 13th Conference on Biometeorology and Aerobiology, November 2 - 6, 1998, Albuquerque, New Mexico, American Meteorological Society, p. 49 - 52.

VDI-Richtlinie 2456 Bl. 6 (1978): Messen gasförmiger Emissionen; Messen der Summe von Stickstoffmonoxid und Stickstoffdioxid als Stickstoffmonoxid unter Einsatz eines Konverters, VDI/DIN-Handbuch Reinhaltung der Luft Bd. 5, Düsseldorf.

VDI-Richtlinie 2456 Bl. 7 (1981): Messen gasförmiger Emissionen; Messen von Stickstoffmonoxid-Gehalten; Chemilumineszenz-Analysatoren (Atmosphärendruckgeräte), VDI/DIN-Handbuch Reinhaltung der Luft Bd. 5, Düsseldorf.

VDI-Richtlinie 2459 Bl. 6 (1980): Messen gasförmiger Emissionen; Messen der Kohlenmonoxid-Konzentration; Verfahren der nichtdispersiven Infrarot-Absorption, VDI/DIN-Handbuch Reinhaltung der Luft Bd. 5, Düsseldorf.

VDI-Richtlinie 2468 Bl. 6 (1979): Messen gasförmiger Immissionen; Messen der Ozonkonzentration; Direktes UV-photometrisches Verfahren (Basisverfahren), VDI/DIN-Handbuch Reinhaltung der Luft Bd. 5, Düsseldorf.

VDI-Richtlinie 3950 Bl. 1 (1994): Kalibrierung automatischer Emissionsmeßeinrichtung, VDI/DIN-Handbuch Reinhaltung der Luft Bd. 5, Düsseldorf.