

Die Verunreinigung der Atmosphäre an verkehrsreichen Punkten in Großstädten

O. Hettche

Zusammenfassung

Meßergebnisse über den Gehalt der Luft an Abgasbestandteilen von Kraftfahrzeugen in Deutschland und England werden mit Daten von Los Angeles verglichen. Wichtige Komponenten sind Kohlenoxyd, Stickoxyde, Schwefeldioxyd, Kohlenwasserstoffe, Ruß mit polyzyklischen Aromaten, Bleiverbindungen und Staub. Außer für Stuttgart und Frankfurt werden eigene Befunde für Hamburg und Essen mitgeteilt. Bei starkem Verkehr ist, abgesehen von kurzzeitigen, hygienisch unwesentlichen Spitzen, im m³ Luft zusätzlich enthalten: 20 mg CO, 0,2 mg NO, 0,1 mg NO₂, 0,05–0,4 mg SO₂, etwa 2–10 mg Kohlenwasserstoffe, 4 µg Blei. Für polyzyklische Aromaten ist der auf die Abgase entfallende Anteil nicht sicher anzugeben, abgesehen von Differenzbestimmungen der Zuluft und Raumluft in Tunnels.

Résumé

Des comparaisons quantitatives sont établies entre les composants de gaz d'échappement des véhicules à moteur en Allemagne et en Angleterre d'une part et à Los Angeles d'autre part.

Les principaux produits sont les suivants: oxyde de carbone, oxydes d'azote, anhydride sulfureux, hydrocarbures, suie avec aromates polycycliques, composés plombiques et poussière. En plus des valeurs obtenues à Stuttgart et à Francfort, des résultats de mesures personnelles sont également indiqués pour Hambourg et Essen. A l'exception de quelques pointes de courte durée sans aucune importance pour la santé, un mètre cube d'air contient, lors de circulation dense: 20 mg de CO, 0,2 mg de NO, 0,1 mg de NO₂, 0,05–0,4 mg de SO₂, env. 2–10 mg d'hydrocarbures et 4 mg de plomb.

Il est impossible de donner d'indication précise quant aux aromates polycycliques provenant des gaz d'échappement, à l'exception des mesures différentielles effectuées dans des tunnels.

Die Klagen über Belästigungen durch Kraftfahrzeugabgase und die Sorge um mögliche Gesundheitsschäden nehmen zu mit dem steil ansteigenden Bestand an Fahrzeugen und den dafür nicht mehr ausreichenden Straßen.

Einleitung

Unter besonderen meteorologischen Bedingungen kann neben der Anreicherung von Abgasen eine Umsetzung ihrer Bestandteile in der Atmosphäre stattfinden, wie erstmals 1941 in Los Angeles beobachtet wurde. Der dort mit Tränenreiz und Pflanzenschäden einhergehende Smog bewirkte eine über große

Gebiete wirksame Diffraction des Lichtes, ein Phänomen, das erstmals der Physiker *Mie* in Freiburg im Breisgau theoretisch bearbeitete. Die Reaktionsmechanismen konnte *Haagen-Smit* in Pasadena aufklären. Der Staat Kalifornien ordnete an, daß nur olefinarme Treibstoffe verwendet werden dürfen, die Kurbelgehäuseentlüftung in die Luftansaugung zu leiten ist, der Fahrverkehr bei Überschreiten von Grenzwerten für CO und Oxydantien eingeschränkt wird, und er verlangte Nachverbrenner für das Abgas, wenn 2 brauchbare Geräte auf dem Markt sind.

Das Beispiel von *Los Angeles* demonstriert die Vielfalt der Probleme. Sie sind anders als bei uns, denn die Fahrzeuge haben einen größeren Hubraum, und es laufen sehr wenig Diesel- und Zweitaktmotoren. Die Luft ist dort sehr trocken, und bei intensiver Sonneneinstrahlung ist die Windgeschwindigkeit zur Entlüftung der Meeresbucht nicht ausreichend. Die Fahrzeuge emittieren täglich 1700 Tonnen Kohlenwasserstoffe, von denen 65% im Auspuff, 25% aus der Motorwanne und 10% aus dem Benzintank entweichen. Mit der Entstehung von Oxydantien ist zu rechnen, wenn pro Quadratmeile und Tag mehr als 12 Tonnen Benzin verbraucht werden [27].

Auf Grund einer prospektiven Analyse bis 1980 verlangt der Staat Kalifornien eine Begrenzung von Abgaskonzentrationen, nämlich 1,75 ppm CO und 275 ppm Kohlenwasserstoffe. Neue Fahrzeuge werden nach *Griswold* [11] ab 1966 Anlagen zur Abgasreinigung haben müssen, ab 1968 sämtliche Fahrzeuge. Der Senat hat ein Gesetz verabschiedet, nach dem alle neuen Ottomotoren-Fahrzeuge in den *gesamten* USA vom 1. September 1967 an dieser Forderung entsprechen müssen. Geplant sind dann noch geschlossene Brennstoffsysteme und Austausch des Bleis gegen andere Zusätze. Nach dem technischen Bericht des Staates Kalifornien [24] über Luftqualität und Autoabgase von 1960 wird bis 1970 die Bevölkerung von 6,2 auf 8,2 Millionen, die Zahl der Fahrzeuge von 3,2 auf 4,5 Millionen zunehmen. Damit steigt der Auswurf an Kohlenwasserstoffen von 1719 auf 2367 Tonnen, an Kohlenoxyd von 7200 auf 12100 Tonnen, wenn das Abgas 3,8% CO enthält. Schon in den Jahren 1955–1958 konnte bei Smog-situationen ein CO-Gehalt von 30 ppm während 8 Stunden an mehreren Punkten gemessen werden. Dies wird als die eben noch hygienisch vertretbare Grenze angesehen, die aber an manchen Stellen schon überschritten wurde und daher besser nur 20 ppm betragen sollte. Das bedeutet aber, das nur $\frac{2}{3}$ von 7200 = 4800 t/Tag emittiert werden dürfen. Dies ergibt einen Reduktionsfaktor von 0,6 für die jetzige Konzentration, und es ist eine CO-Konzentration im Abgas von $0,4 \cdot 3,8\% = 1,5\%$ anzustreben.

Emission

Welche Folgerungen können wir aus den Erfahrungen in Los Angeles für europäische Länder ziehen? Bei uns fahren wesentlich mehr als nur 0,3% der Kraft-

fahrzeuge mit Dieselmotoren, deren Abgas nur 1‰ CO enthält. Für sie aber muß eine gute Wartung und ein begrenzter Auswurf an Ruß gefordert werden. Bei den Ottomotoren alter Fahrzeuge ist der CO-Auswurf sehr hoch, zum Teil über 10%. Es ist daher eine Kontrolle der Einstellung mit CO-Meßgeräten anzustreben. Wenn jetzt noch manche neue Motoren 6% CO abgeben, so ist eine Senkung durch technische Maßnahmen am Vergaser notwendig. Sehr niedrig ist der CO-Gehalt bei den 2-Takt-Personenwagen, bei denen überdies der Ölauswurf gesenkt werden konnte, und bei Flüssiggasbetrieb. Für die Aufstellung einer Bilanz der Motor-Emission muß der Fahrzyklus im Stadtverkehr bekannt sein. Für Los Angeles ist er bekannt: 46% für Normalfahrt, je 18% für Leerlauf, Beschleunigen und Drosseln. Die Großstädte der Bundesrepublik werden derzeit von Professor *Luther* auf die deutschen Verhältnisse hin untersucht.

Ausbreitung

Mit dem Verlassen der Verbrennungsabgase aus dem Auspuffrohr beginnt ihre Verdünnung in der Atmosphäre. Die Konstrukteure sind bestrebt, die Abgase von den Gehwegen wegzuleiten, entweder durch Ableitung zur Fahrbahnmitte oder nach oben, was bei Omnibussen die beste Lösung ist. Bei der Stadtfahrt ist die Form der Karosserie von Einfluß, denn strömungsgünstige Formen fördern die Verwirbelung, was hinter Stoppstellen deutlich zu sehen ist. Mit der steigenden Zahl von Fahrbahnen, etwa sechs in breiten Avenuen, wird die seitliche Ausbreitung und damit die Verdünnung behindert, was vorwiegend den Fahrer trifft, besonders bei niedrigen Zuluftöffnungen zum Fahrzeuginnern. Dank hoher Austrittsgeschwindigkeit ist die Verdünnung der relativ kühlen Abgase beim einzelnen Fahrzeug schon in einem Meter Entfernung erstaunlich weit fortgeschritten. Die Wegführung der Abgase wird begünstigt durch breite Straßen mit niedriger Randbebauung und fließendem Verkehr, behindert bei geringer Windgeschwindigkeit und hoher Bebauung auf der Leeseite. *Georgii* und *Weber* [7] fanden, daß erst Windstärken über 6 m/sec beginnen, diesen Lee-Effekt aufzuheben; die Messungen erfolgten in einer Nord-Süd verlaufenden Straße zum Frankfurter Hauptbahnhof. Ähnliche Beobachtungen machten *Gräfe* und *Peters* [10] an der Stopfstelle einer Ausfallstraße der Hamburger Innenstadt (Bild 1). Sie konnten an den Polardiagrammen der CO-Windrose zeigen, daß die CO-Konzentration für Windstärke 1–5 m/sec auf Leeseite eng zusammenrücken auf 5–6 ppm CO gegenüber 3–7 ppm bei Wind auf der Luvseite.

Eine starke Einschränkung des Austausches und der Verdünnung erfahren die Abgase in Tunnels. In Hamburg wurde an der Straßenmeßstelle im Herbst ein Tagesmittel von 4–6 ppm gemessen, im Elbtunnel bei künstlicher Belüftung 41 ppm [10]. Der Tagesgang zeigt dort aber Unterschiede, die teilweise durch den natürlichen Sog vom Süd- zum Nordschacht bedingt sind, da letzterer am

einige Stunden überschritten wurde. Die Notwendigkeit einer künstlichen Entlüftung ist auch an der Staubkonzentration erkennbar, die zeigt, daß trotz Einschaltung der Entlüfter am frühen Morgen erst am Abend das Staubminimum erreicht wird. An einem anderen deutschen Tunnel, dem Rendsburger Tunnel unter dem Nordostseekanal, werden die Entlüfter automatisch eingeschaltet, wenn 180 ppm CO überschritten sind. Er ist kürzer als der Elbtunnel, die Verkehrsfrequenz je nach Jahreszeit mehr wechselnd. Der 830 m lange Wagenburgtunnel in Stuttgart hat eine Tagesfrequenz von 20 000 Fahrzeugen, also das Zehnfache des Elbtunnels. Trotzdem steigt bei Ausschaltung der je 6 Gebläse im Frischluft- und Abluftkanal nach *F. Baum* [3] der CO-Gehalt nicht über 200 ppm, da das Ostportal 44 m höher liegt und thermostatischer Druck eine Kaminwirkung erzeugt, welche die Luft bis 4,5 m/sec bewegt. Durch die Gebläse wird die CO-Konzentration stets unter 40 ppm gehalten.

Ein besonderes Problem ist die Lüftung der Garagen. Die oberirdischen Räume haben bis auf die Einfahrt [7] durch Wegfall der Wände eine ausreichende natürliche Lüftung. Tiefgaragen müssen künstlich belüftet werden, am besten mit automatischer Schaltung.

Nach dem Immissionsschutzgesetz des Landes Nordrhein-Westfalen [8] wird bei austauscharmen Wetterlagen im Ruhrgebiet der private Kraftverkehr in bestimmten Sperrbezirken der Städte für die Zeit von 6 bis 10 und 16 bis 20 Uhr untersagt; ausgenommen sind nur Transporte für schnell verderbliche Lebensmittel.

Immission

Oberstes Ziel von Immissionsmessungen ist die Feststellung, ob belästigende oder schädliche Konzentrationen von Abgasbestandteilen an bestimmten Orten auftreten. Dabei ist die Dauer der möglichen Einwirkung zu ermitteln. Der Meßort ist genau zu beschreiben, der Wittereinfluß zu berücksichtigen, weiterhin ist die Zahl und Art der Fahrzeuge anzugeben. Mit Registriergeräten wird eine ausreichende Zahl von Meßwerten erhalten, um eine statistische Häufigkeitsverteilung aufzustellen.

Vom *Kohlenoxyd* dürften als dem wesentlichsten Abgasbestandteil der Ottomotoren die meisten Messungen vorliegen. Bei Einzelmessungen mit Prüfröhrchen fand *Effenberger* [5] 1955 in Hamburg bei Nebelwetter meist mehr als 50 ppm CO. Im gleichen Ort fand *Hettche* [12] im Oktober 1961 am Straßenrand einer Stopfstelle für 30 Fahrzeuge in 2 m Höhe Stundenmittelwerte von 9 ppm um 10 bis 11 Uhr und von 16 ppm um 17 bis 18 Uhr. *Georgii* und *Weber* entnahmen ebenfalls aus technischen Gründen die Luft aus 2 bis 2,5 m Höhe. Sie haben in Frankfurt a. M. außerhalb der Heizperiode von 6 bis 20 Uhr gemessen und die Häufigkeitsverteilung der Stundenmittel festgestellt. Von der Gaußverteilung seien die 50-%- und 95-%-Werte aufgeführt:

| | 50% | 95% | Spitze |
|---|-----|------|--------------|
| Straße Stadtzentrum | 6 | 16 | 50 ppm |
| Am Hauptbahnhof | 7 | 18,5 | 60 ppm |
| Kreisel Polizeipräsidium | 9 | 22 | 90 ppm |
| | | | 3 sec/Stunde |
| Kanzel Verkehrspolizist an Kreuzung > 0,5 m/sec | 8 | 24 | 60–70 |
| Siesmeyer-Bockenheimerland-Straße < 0,5 m/sec | 14 | 35 | 70–80 |

Praktisch bedeuten die Zahlen, daß der MAK-Wert auch in den nur wenige Sekunden dauernden Spitzenwerten nicht überschritten wurde. Der Verkehrspolizist ist wegen der Abgasbelastung durch haltende Abbieger je nach Windstärke in der Stunde für 4 bzw. 7 Minuten einer CO-Belastung über 30 ppm ausgesetzt. Wegen der hygienisch wichtigen Frage nach der Belastung von Kindern im Verkehr war auch die *Vertikal*verteilung des CO an der Stoppstelle Hauptwache gemessen worden. Das Maximum lag bei 50 cm und 40 ppm, es folgte 1 m = 25, 1,5 m = 23, 2 m = 16 ppm CO. Von *R. Barth* [2] wurden in Stuttgart in 50 cm Höhe = 31, in 1 m = 24 ppm CO gefunden. Der Autor führte CO-Messungen in der Heizungsluft von Kühlluftheizungen durch, der sich bei ungünstigen Strömungsverhältnissen am Fahrzeugheck erhebliche Mengen Auspuffgase beimischen können. Öffnen der Seitenkipplügel verbessert die Luft nicht. In Fahrzeugschlangen wird nach *Baum* [4] bei Fahrzeugen mit niedriger, frontaler Luftansaugung das Abgas des 70–120 cm entfernten stehenden Wagens in den beaufschlagten Wagen gedrückt. Im geschlossenen Wagen sind dann 50 ppm zu messen; wird nur ein Fenster geöffnet, so können 300 ppm, bei laufendem Frischluftgebläse 400 ppm gemessen werden. Daher haben manche Fahrzeughersteller jetzt die Luftansaugung unterhalb der Frontscheibe angebracht. An stark befahrenen Grenzübergängen können Zollbeamte längere Zeit unzumutbar hoher CO-Konzentration ausgesetzt sein. *Effenberger* [6] fand bei Konstanz im Mittel 130, in der Spitze 220 ppm. Jetzt steht dort eine Batterie von 8 Exhaustoren mit hoher Phonzahl.

Als weiteres Direktprodukt der Verbrennung ist *Schwefeldioxyd* zu messen. Dieselkraftstoff enthielt bis 1961 etwa 1%, jetzt nur 0,4–0,5% S, Ottokraftstoff 0,04, teilweise herunter bis 0,02% S. Durch Verbesserung der Motorleistung werden bei Diesel jetzt nur mehr 160 g Treibstoff je PS-Stunde (früher 240 g) benötigt. Messungen müssen gleichzeitig an der Fahrstraße und etwa 50 m seitlich in Lee ausgeführt werden, um den Grundpegel aus Feuerungen zu erfassen. Auch im Sommer ist mit diesen zu rechnen, da manche Betriebe und Haushalte Herdfeuer betreiben. *Reed* und *Barrett* [18] fanden im September 1961 an einer ansteigenden Straße nördlich London um 8 Uhr 0,5 mg, in der Seitenstraße 0,08 mg, um 18 Uhr nur $\frac{1}{4}$ der Werte. Von *Baum* [3] wurden im Tunnel von Stutt-

gart im Januar morgens 0,75, abends 0,25 mg/m³ gemessen, da die Außenatmosphäre viel SO₂ enthielt. 5 Lastkraftwagen hintereinander erhöhten das SO₂ nur von 0,24 kurz auf 0,36 mg/m³. Bei Abschaltung der Lüfter spürten die Beobachter in der stark getrübbten Luft eine starke Reizung der Atmungsorgane, die zum Teil bis zum nächsten Tag anhält. Ursache dürften Aldehyde, organische Säuren und Stickoxyde der Abgase sein. Im Maas-Tunnel mit 4 Spuren, 1400 m Länge, 35 000 Fahrzeuge/Tag in jeder Richtung, fand *H. de Graaf* [9] 0,4 mg, in Spitzen 1 mg/m³ SO₂. In der sehr engen Hauptstraße von Alt-Heidelberg hat *Barth* [1] an einem schwülen Augusttag 0,4 mg/m³ SO₂ um die Mittagszeit gemessen, was an Verhältnisse in Los Angeles erinnert. Eigene Meßergebnisse in Essen am Rande einer Stahlbrückenstraße mit Steigung und starkem Dieselverkehr im Vergleich zum benachbarten, 700 m leewärts gelegenen Gelände zeigt Bild 3.

Über die Messung von *nitrosen Gasen* liegen nur wenige europäische Angaben vor, im Gegensatz zu Los Angeles. *Reed* und *Barrett* [18] geben für London je

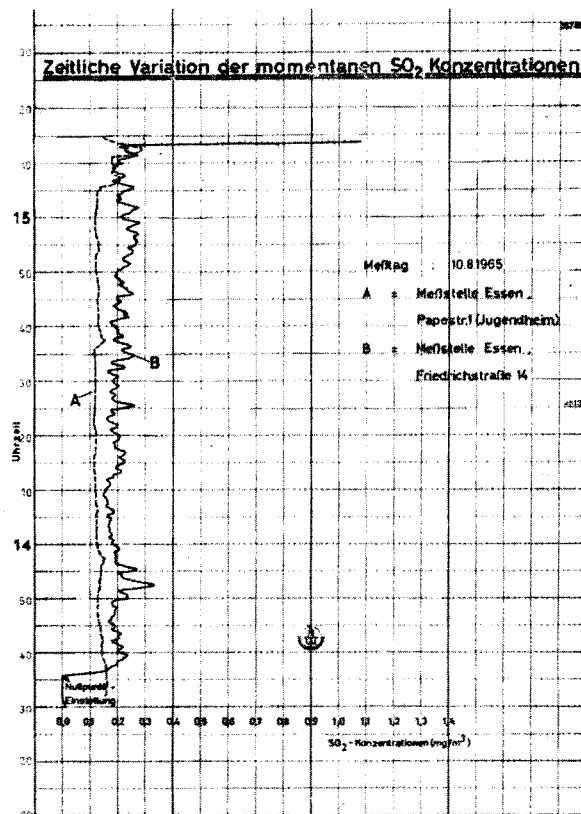


Bild 3 Zeitliche Variation der momentanen SO₂-Konzentration: Kurve A = Gelände, Kurve B = An Fahrstraße in h = 2 m

0,04 mg/m NO und NO₂ an; durch den Verkehr stieg er in einer Fahrstrecke auf 0,1–0,24 mg NO und 0,09–0,14 mg NO₂. In Essen fanden wir an der Straße 0,2 mg NO und 0,1 mg/m³ NO₂. (Deutscher MIK-Wert für NO₂ = 1 mg/m³.) Für Los Angeles wurde der gleiche Wert wie für London gefunden [16], im Smog der 10fache, in einem Falle sogar 2,4 mg/m³ NO₂ (17. September 1953).

Die Belastung der Luft mit *Treibstoffen* ist bisher wenig gemessen worden, im Gegensatz zu Emissionsuntersuchungen. Nach den Analysen in Los Angeles sind etwa 5% des CO-Wertes in ppm anzusetzen. In wenig gelüfteten Räumen ist aber damit zu rechnen, daß die mit erfaßten Aerosole von Diesel- und Schmierölen die Relation verändern. Bei eigenen Untersuchungen [13] fanden sich in Tiefgaragen 5 mg, im Elbtunnel 18 mg/m³.

Die *staubförmigen Abgasbestandteile* sowie sichtmindernden Aerosole sind bisher, mit Ausnahme des Dieselrußes, in der Öffentlichkeit weniger als das Kohlenoxyd beachtet worden. Sie bedeuten neben Staub und Abrieb der Straße und dem Reifenabrieb eine Gefahr für die Benutzer und Anwohner der Straßen. Von Ackerland und Baustellen wird der Staub mit den Autoreifen eingeschleppt, besonders bei Regenwetter. Durchgangsstraßen sind, wie *Diem* für die Stadt Kassel nachwies, stets eine Belastung; daher werden Umgehungen gefordert. Die Reichweite des Rußes senkrecht zur Straße ist nach *Reed* [18] etwa 50 m. An Autobahnen kann auf Rübenblättern, abnehmend mit der Entfernung und deutlich beeinflußt durch die vorwiegende Windrichtung, das Blei aus Ottomotoren nachgewiesen werden.

Wir fanden bei Gelsenkirchen je kg Trockenblatt auf der Nordseite in 8 bzw. 80 m = 35 und 24,3 mg, südlich dagegen 28,1 und 21,4 mg; fern vom Verkehr nur 8,8 mg. In der Luft fand *Hettche* [14] in Hamburg den Bleigehalt ziemlich konstant mit 2 mg/1000 m³ während des Tages an Stoppstellen. Der im Vergleich zu Schweizer Orten niedrige Wert ist bedingt durch die hohe mittlere Windgeschwindigkeit von 4 m/sec in Küstennähe. In Tunnels (USA: Sumner; England: Mersey; Schweiz: Ulmberg) wurde der 10- bis 20fache Wert gemessen. Daß in Los Angeles [24] in *Stadtluft* solche Mengen (bis 15 mg/1000 m³!) gemessen wurden, belegt die Notwendigkeit der Suche nach Ersatzstoffen. Hinsichtlich *Blei* sei im übrigen auf den Bericht der Schweizer Kommission verwiesen [20].

Die Messung des *Rußes* in der Luft gehört in England zu den Standardkontrollen. Bei starkem Verkehr kann nach *Reed* und *Barrett* [18] an der Straße 0,34 mg/m³ gemessen werden. Da besonders im Winter die Feuerungen viel Ruß auswerfen, ist der Nachweis der Herkunft erschwert. Ein Weg zur Differenzierung darf als brauchbar gelten: Die Bestimmung der organischen Stoffe und der polyzyklischen Aromaten an den Ansaug- und Abluftventilatoren von Tunnels; *Stocks et al.* [21] fanden die 5fache Staubmenge, eine mäßige Erhöhung für Benzpyren. Der Gehalt an Coronen stieg von 8 auf 75 µg/1000 m³ in dem stark befahrenen Tunnel von Liverpool. Dieser Kohlenwasserstoff ist anscheinend ein Indikator für Motorenabgasbelastung.

Im Sumner-Tunnel (USA) fand sich der 5fache Staubgehalt und der 20fache Gehalt an benzollöslichen Stoffen. An einer Hamburger Stoppstelle, wo auch die CO-Konzentration gemessen wurde [12], enthielt der Luftstaub im Dezember 1962 je g 1050 μg , im Januar 1963 bei großer Kälte sogar 2425 μg 3,4 Benzopyren. Im Februar 1965 fanden wir in der Stadtluft von Bonn, Düsseldorf und Bochum rund 150, 250 und 400 μg gegenüber 740 μg Staub in der Straßenluft von Hamburg im Februar 1962 [15]. In den Gehalt der Atmosphäre an Benzopyren gehen als Faktoren ein die Heizgewohnheiten und besonders die Sonneneinstrahlung. Die Auswirkung des Verkehrs ist daher nur durch Tunnelmessungen oder im Verkehr feststellbar. Waller et al. [26] fanden im dichten Verkehr die 1,7fache Menge Benzopyren und die 3fache Menge Ruß.

Meßtechnik

Auf verschiedenen Sitzungen des Ausschusses Luftverunreinigung der WHO ist die Notwendigkeit einheitlichen Meßverfahrens betont worden. Nur mit einwandfreien Methoden lassen sich vergleichbare Ergebnisse erzielen; daher hat der Ausschuß durch Dr. Katz die derzeit angewandten Verfahren zusammenstellen lassen. Kriterien zur Beurteilung von Meßverfahren hat Stratmann [22] schon 1961 besonders im Hinblick auf die MIK-Werte der VDI-Kommission aufgestellt. Zu beachten ist die Störanfälligkeit durch verschiedene physikalische Zustandsformen der zu bestimmenden Substanz und die Querempfindlichkeit gegen gleichartig reagierende Stoffe. Auf Konzentrationsschwankungen soll ein Registriergerät rasch ansprechen, die Meßgenauigkeit dem Bereich der MIK-Konzentration angepaßt sein.

Im einzelnen benutzen wir in Deutschland folgende Verfahren:

Kohlenoxyd

Die Prüfröhrchen für Einzelmessungen benutzen wir nur in geschlossenen Räumen. Barth [2] verwendete für Einzelproben das Ultragas-IV-Gerät für Luftproben in Glasröhren. Als Alarmgerät in Garagen usw. dienen Geräte, welche die Wärmetönung des aus Katalysatoren oxydierten CO messen. Schnell ansprechend, daher für die wechselnde Konzentration der Straßenluft gut geeignet, ist der URAS von der Firma Hartmann und Braun und der UNOR von der Firma Maihak. Mit diesen Geräten gleichzeitig durchgeführte Messungen an einer Hauptverkehrsstraße in Essen zeigen in Bild 4 die gute Übereinstimmung der Meßkurven bei Ansaugung 2 m über dem Erdboden.

Schwefeldioxyd

Zur Pegelmessung sind die Silicagel- und TCM-Methode bei uns amtlich anerkannt [17]. Die Registrierung ist für Messungen auf der Straße unerlässlich;

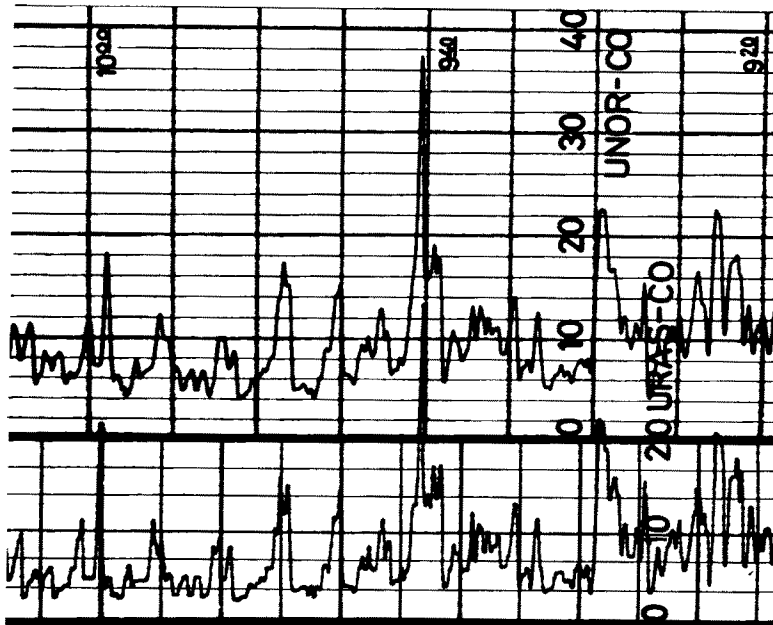


Bild 4 CO-Konzentration, synchron gemessen mit URAS und UNOR in Essen, h = 2 m

dazu verwenden wir das Ultragas-III-Gerät von Woesthoff oder das neue Pico-flux-Gerät von Hartmann und Braun.

Nitrose Gase

Obwohl schon Registriergeräte von der Firma Beckmann (USA) in den 8 Camp-Stationen verwendet werden, bevorzugt das nationale Überwachungsnetz der USA die einfache Waschflaschenmethode für NO_2 . In 6 Großstädten ergab sich so für die 24-Stunden-Periode 0,06 ppm, mit Beckmann nur 0,04 ppm. Die Differenz ist nach *E. C. Tabor* und *C. C. Golden* [23] bedingt durch Verwendung anderer Umrechnungsfaktoren für das Reagenz von *Jacobs* und *Hochheiser*. Wir verwenden in Essen das *Saltzman*-Reagenz und bestimmen noch NO nach Oxydation mit Jodpentoxyd.

Kohlenwasserstoffe

Unter den Gasen ist in den USA wegen der Erdgasverwendung das Methan oft in der Stadtluft zu finden. Die Treibstoffe sollen mit dem Flammen-Ionisationsdetektor leicht registriert und als Hexan angegeben werden können. Nach unseren Untersuchungen [13] ist in der Außenluft bei Einzelmessung nur mit kleinen Konzentrationen zu rechnen. Aktivkohle erfaßt nur die Dämpfe von Kohlenwasserstoffen quantitativ.

Ruß und polyzyklische Aromaten

Die in USA und England übliche Methode der Staubbestimmung benutzt den optisch gemessenen Schwärzungsgrad von Filterpapier, durch das eine bestimmte Luftmenge gesaugt wurde. Zur Umrechnung der Werte auf Gewicht müssen für den Meßort zunächst Eichungen vorgenommen werden. In Deutschland ist analog arbeitend ein auf dem Konimeterprinzip beruhendes Gerät, der Avigraph, in Verwendung, der über 15 Tage den Staub auf Papier mit Vaselinebeschichtung sammelt. Bei einem derzeit in Essen erprobten Gerät erfolgt eine Vorabscheidung des Staubes von Teilchengrößen über 5 Mikron, da dieser hygienisch uninteressant ist.

Die polyzyklischen Aromaten, unter denen das 3.4-Benzopyren als die wichtigste karzinogene Substanz am meisten bestimmt wird, lassen sich durch Extraktion aus dem Ruß mit anschließender Chromatographie [12, 15] bestimmen. In den Sommermonaten werden dafür große Mengen Luftstaub, etwa 0,5–1,0 g benötigt, da dann die Konzentration sehr gering ist. Die Sammlung erfolgt auf Papierfiltern mit dem Staubmeßgerät Staplex-Air-Sampler. Für Aromaten mit hohem Dampfdruck und kleiner Teilchengröße muß nach *Rondia* [19] mit Verlusten gerechnet werden, die schon durch die Ansaugluft im Filter auftreten. Bis zur Analyse sind die Proben kühl und dunkel aufzubewahren.

Staub

In der VDI-Richtlinie Nr. 2119 [25] sind die Geräte zur Messung des Staubniederschlages eingehend beschrieben. Für die Immissionen des Straßenverkehrs haben die Untersucher meist das Haftfoliengerät von *Diem* bevorzugt, da die Meßzeit nur wenige Tage beträgt, die Plättchen an vielen Stellen unauffällig ausgelegt und die Stäube mikroskopisch untersucht werden können. Nach *Baum* [3] ist mit dem Gerät die Wirksamkeit der Entstaubung durch Tunnellüfter zu ermitteln. Bei abgeschalteter Lüftung gelang der Nachweis, daß der Staubniederschlag in 20, 40 und 80 cm Höhe sich wie 4:2:1 verhält. Die Staubkonzentration lag bei Lüftung zwischen 0,5 und 1,0 mg m³. Eigene Messungen der Großstadtluft [15] ergaben 0,2–0,3 mg, an Straßen bei Nebelwetter bis 0,9 mg/m³.

Literatur

- [1] *Barth H.*: Städtehyg. 16, 145–150 (1965).
- [2] *Barth R.*: Dtsch. Kraftfahrtforsch. H. 142, 11 (1960).
- [3] *Baum F.*: Ges. Ingenieur 85, 325–334, 370–383 (1964); «Staub» 25, 300–306 (1964).
- [4] *Baum F.* und *Fischer K.*: Heizg. Lüftg. Haustechn. 15, 324–327 (1964).
- [5] *Effenberger E.*: Mediz.-Meteorol. Hefte Hamburg 12 (1957).
- [6] *Effenberger E.*: Zs. Hyg. 145, 403–421 (1958).

- [7] *Georgii H.W.* und *Weber E.*: Int. J. Air a. Water Poll. 6, 179–195 (1962).
- [8] Gesetz und Verordn. Blatt NW Nr. 7129 (1966).
- [9] *Graaf H. de*: Int. J. Air a. Water Poll. 7, 980 (1963).
- [10] *Gräfe K.* und *Peters K.H.*: a) Städtehyg. 15, 129–134 (1964).
Gräfe K. und *Peters K.H.*: b) Städtehyg. 16, 69–75 (1965).
- [11] *Griswold S.S.*: Ref. Chem. Ing. Technik 36, 1149 (1964).
- [12] *Hettche H.O.*: Staub 23, 136–140 (1963).
- [13] *Hettche H.O.* und *Becker H. von*: Städtehyg. 16, 64–68 (1965).
- [14] *Hettche H.O.*: Int. J. Air a. Water Poll. 8, 185–191 (1964).
- [15] *Hettche H.O.*: Staub 25, 365–367 (1965).
- [16] *Katz M.*: In «Air Pollution» W.H.O. p. 143 (1961).
- [17] Min. Blatt Bundesmin. d.J. 15, 433 (1964). (Technische Anleitg. z. Reinhaltung der Luft) und VDI-Richtlinie 2451, Dez. 1963.
- [18] *Reed L.E.* and *Barrett C.F.*: Int. J. Air a. Water Poll. 9, 357–365 (1965).
- [19] *Rondia D.*: Int. J. Air a. Water Poll. 9, 113–121 (1965).
- [20] Schweizer Bleikommission: Mitt. a.d. Geb. d. Lebensmittelunters. u. Hyg., H. 3 (1961).
- [21] *Stocks P.*, *Commins B.T.* and *Aubrey K.F.*: Int. J. Air a. Water Poll. 4, 141–153 (1961).
- [22] *Stratman H.*: Staub 21, 118–121 (1961) und 25, 341–346 (1965).
- [23] *Tabor E.C.* and *Golden C.C.*: J. Air Poll. Contr. Assoc. 15, 7–11 (1965).
- [24] Technical Report of California Standards for Ambient Air Quality and Motor Vehicle Exhaust. Dept. Publ. Health, Berkeley 4 (1960). S. 98: Los Angeles County
- [25] VDI-Handbuch «Reinhaltung der Luft», Beuth-Vertrieb, Berlin 15.
- [26] *Waller R.E.*, *Commins B.T.* and *Lawther P.J.*: Brit. J. Indust. Med. 22, 128–138 (1965).
- [27] *Went F.W.*: Proc. III. National Air Poll. Sympos. Pasadena 1955.

Adresse des Autors: Prof. Dr. O. Hettche. Landesanstalt für Immissions- und Bodennutzungsschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, D-43 Essen, Eststraße 160.