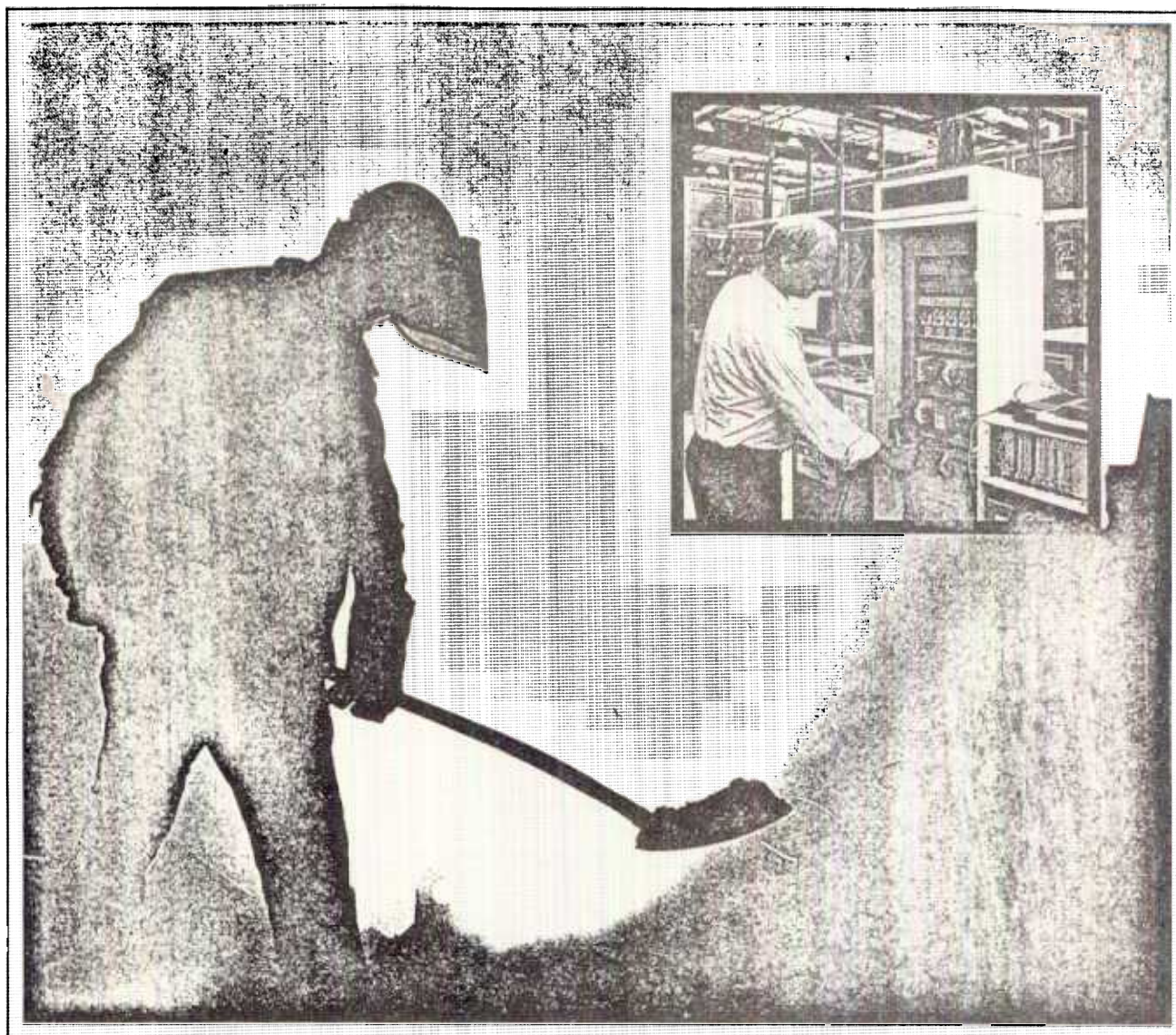


Geographische Rundschau

S 3211 E

Juli-August 7-8/1988



Ruhrgebiet

Regionalbewußtsein

Strukturwandel

Nordwanderung Steinkohlenbergbau

Industriebrachen

Erhaltende Stadterneuerung

Freiraumpolitik

Lufthygienische Situation

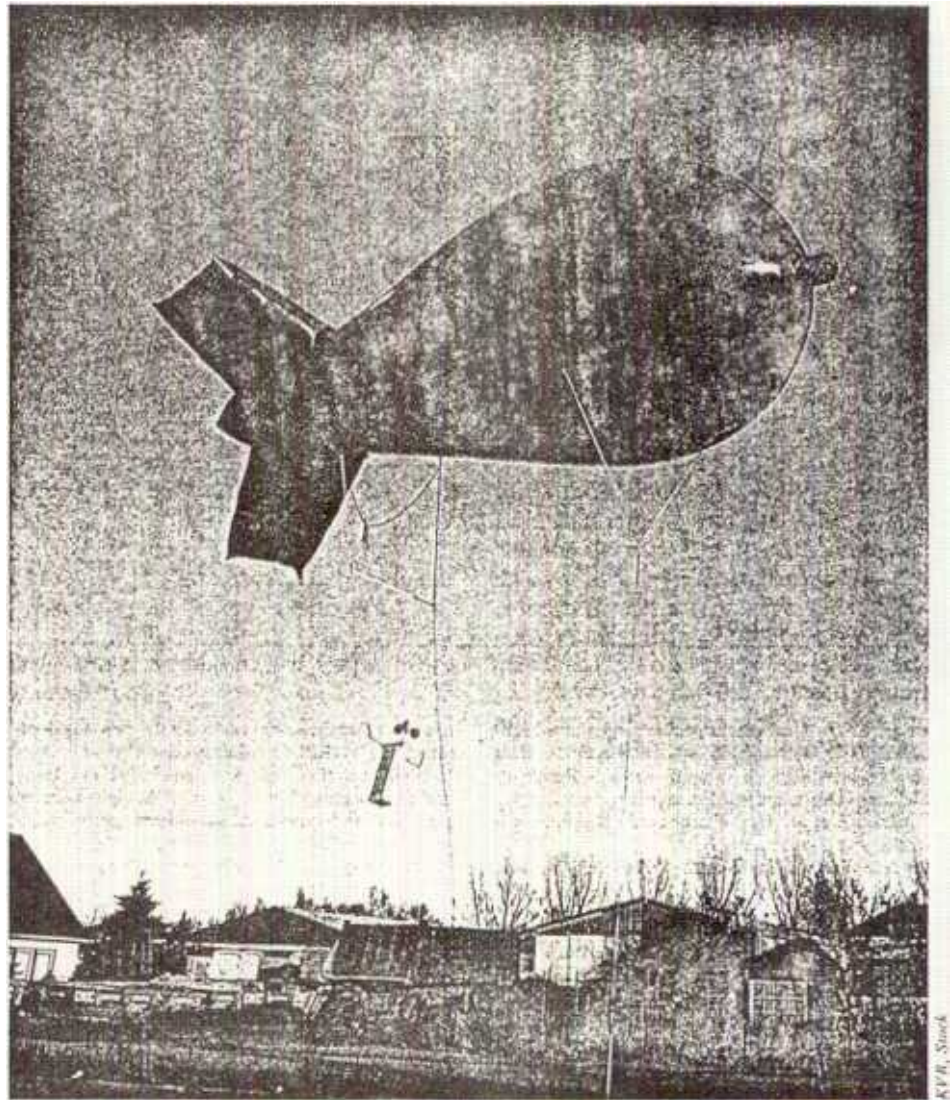
westermann

Lufthygienische und stadtklimatologische Aspekte des Rhein-Ruhr-Raumes

Wilhelm Kuttler

Das Rheinisch-Westfälische Industriegebiet gilt als der größte europäische Ballungsraum mit der höchsten Bevölkerungsdichte der Bundesrepublik Deutschland. 20% der Landesfläche sind durch Straßen, Wohn- und Industrieflächen versiegelt. Ein großer Teil der in der Bundesrepublik Deutschland „produzierten“ Luftschadstoffe wird hier emittiert. Dennoch sind bedeutende Erfolge in der Luftreinhaltungspolitik während der letzten 20 Jahre für dieses ehemals durch Kohle und Stahl charakterisierten Wirtschaftsraumes nachzuweisen. Im nachfolgenden Beitrag sollen hierzu einige wichtige Aspekte diskutiert werden.

Abb. 1: Fesselballon mit Meßeinrichtung zur Ermittlung der trockenen und feuchten Temperatur, der Horizontalgeschwindigkeit und der Windrichtung. Dieses Meßgerät wird z. B. eingesetzt für Untersuchungen der Urban Boundary Layer



Emissionssituation im Rhein-Ruhr-Raum

Nach den Luftreinhaltungsplänen von Nordrhein-Westfalen (MAGS, MURL) wird das gesamte Agglomerationsgebiet an Rhein und Ruhr in die Teilgebiete Rheinschiene-Süd, Rheinschiene-Mitte sowie Ruhrgebiet-West, Ruhrgebiet-Mitte und Ruhrgebiet-Ost aufgliedert. In diesen fünf Belastungsräumen wurden 1984 insgesamt 3,5 Mio. t Emissionen als Gase und Aerosole produziert und an die Atmosphäre abgegeben (vgl. Tab. 1). Aus

dem Kenntnis des Datenmaterials zur Emissionsmenge der einzelnen Verursachergruppen kann jedoch nicht ohne weiteres auf deren Anteil an den Immissionskonzentrationen geschlossen werden, da letztere auch durch die atmosphärische Verweilzeit der Spurenstoffe bestimmt werden (Kuttler 1986).

Ein gut untersuchtes Beispiel, das die Diskrepanz zwischen Emissions- und Immissionsanteil aufzeigt, bietet im Gebiet Rheinschiene-Mitte das Schwefeldioxid. Von seiten der Emission werden zum Beispiel 84% durch die Industrie, 15%

durch den Hausbrand und das Kleingewerbe und nur 1% durch den Kraftfahrzeugverkehr freigesetzt. Analysiert man im Vergleich hierzu die Belastung durch Schwefeldioxid im Lebensraum des Menschen – mithin die Immissionskonzentration –, so entfallen nur noch 55% auf die Industrie (wegen der hohen effektiven Quellniveaus der Schornsteine), 40% jedoch auf den Hausbrand und das Kleingewerbe (wegen der niedriggelegenen Flächenquellen) und 5% auf den Verursacher Kraftfahrzeugverkehr (MAGS 1982).

Immissionsituation im Rhein-Ruhr-Raum

Grundlage der Übersicht über die Immissionsituation im Rhein-Ruhr-Raum bilden die für die fünf Belastungsgebiete berechneten Jahresmittelwerte der Spurenstoffkonzentrationen (LIS 1987). In Tab. 2 sind für die dort aufgeführten Immissionen sowohl die Jahresmittelwerte der einzelnen Belastungsräume als auch diejenigen der am höchsten und niedrigsten belasteten Stationen angegeben.

Für SO₂ kann im Ruhrgebiet (67–74 µg/m³) eine etwas höhere mittlere Belastung festgestellt werden als für die Rheinschiene (55–60 µg/m³); auch die Schwebstoffkonzentrationen (SST) liegen hier zum Teil um mehr als 10% über denjenigen der Rheinschiene.

Während für NO₂ im mittleren und westlichen Ruhrgebiet Durchschnittswerte von 51 µg/m³ gefunden wurden, sind diejenigen in der Rheinschiene sowie im östlichen Ruhrgebiet mit 53–55 µg/m³ geringfügig höher.

Der Spurenstoff NO weist im westlichen Ruhrgebiet den niedrigsten Wert (37 µg/m³) auf; in allen anderen Gebieten wurden höhere Konzentrationswerte gemessen, die höchsten NO-Werte ergeben sich mit 56 µg/m³ im Belastungsgebiet Rheinschiene-Süd.

Die Ozonkonzentrationen bewegen sich zwischen 17 µg/m³ (Ruhrgebiet-Ost) und 26 µg/m³ im Gebiet Rheinschiene-Mitte. Vergleichbar hohe Belastungswerte lassen sich für Kohlenmonoxid mit 1,2 bzw. 1,3 mg/m³ in allen Belastungsräumen nachweisen.

Kurzfristig auftretende hohe Immissionskonzentrationen ergeben sich bei vorherrschend austauscharmen Wetterlagen, wie die Smogerereignisse der vergangenen Winterhalbjahre vielfach gezeigt haben. Schon eine einfache Analyse der Konzentrationen für SO₂ und NO_x, aufgeteilt nach Inversions- und Nichtinversionstagen für eine hochbelastete Stadtstation (vgl. Abb. 2), zeigt, daß die Immissionskonzentrationen an „Inversionstagen“ um den Faktor 2,1 (SO₂) bzw. 2,2 (NO_x) über denjenigen liegen können, die an „Nichtinversionstagen“ erreicht werden. Wie man Abb. 2 weiter entnehmen kann, spielen die Verhältnisse im Winterhalbjahr (WM) die maßgebliche Rolle für den Jahresmittelwert (JM).

Räumliche Verteilung der Immissionsraten (Stadtgebiet Bochum)

Die räumliche Verteilung der Immissionsbelastung auf der Ebene einer Stadtgebietsfläche soll am Beispiel Bochums erläutert werden. Grundlage dieser Darstellung sind die an 15 Stationen während eines Jahres ermittelten Immissionsraten für Schwefel (S), Stickstoff (N) und Chlo-

Tab. 1: Emissionsstruktur im Rhein-Ruhr-Gebiet (zusammengestellt nach Daten der Luftreinhaltepläne Rheinschiene-Süd, Rheinschiene-Mitte, Ruhrgebiet-West, Ruhrgebiet-Mitte, Ruhrgebiet Ost für Nordrhein-Westfalen)

	Rheinschiene-Süd	Rheinschiene-Mitte	Ruhrgebiet-West	Ruhrgebiet-Mitte	Ruhrgebiet-Ost	Σ bzw φ
Fläche (km ²)	649	356	711	765	712	3 193
Gesamtemission (t/a)	439 616	200 626	196 150	1 072 159	580 141	3 488 692
Mittlere Emissionsdichte (t/km ² a)	677	564	1 682	1 402	815	1 093
Anteil der Quellgruppen (%)						
Industrie	55,1%	33,6%	80,9%	59,9%	62,5%	58,4%
Hausbrand	14,7%	26,0%	9,0%	23,8%	20,6%	18,8%
Verkehr	30,2%	40,4%	10,1%	16,3%	16,9%	22,8%

Quelle: MAGS, NRW

Tab. 2: Jahresmittelwerte (φ) 1985 verschiedener Spurenstoffkonzentrationen (in µg/m³) in den fünf Belastungsgebieten des Rhein-Ruhr-Raumes. Die Minima und Maxima geben jeweils die Werte einer niedrigst- bzw. höchstbelasteten Station in dem entsprechenden Belastungsraum an.

	SO ₂			SST			NO ₂			NO			O ₃			CO		
	φ	Min	Max	φ	Min	Max	φ	Min	Max	φ	Min	Max	φ	Min	Max	φ	Min	Max
Rheinschiene-Süd	55	39	61	56	50	62	53	48	61	56	43	78	20	19	21	1200	1200	1300
Rheinschiene-Mitte	60	56	80	61	55	66	55	50	61	54	36	87	26	-	-	1200	1000	1400
Ruhrgebiet-West	67	46	93	66	56	79	51	39	62	37	23	55	23	23	24	1200	1000	1300
Ruhrgebiet-Mitte	74	62	94	67	59	76	51	45	56	40	30	58	24	23	24	1200	700	1400
Ruhrgebiet-Ost	70	55	95	64	58	74	54	46	62	43	31	55	17	-	-	1300	1200	1400

Quelle: LIS 1987

Tab. 3: Tagesmittelwerte verschiedener Schadstoffbelastungen (in µg/m³) für höchst und niedrigst belastete Stationen im TEMES-Meßnetz der LIS (Januar–Dezember 1982)

Schadstoff	Station	Tagesmittelwert										
		Mo	Di	Mi	Do	Fr	Sa	So	φ Mo-Fr	φ Sa-So	φ Mo-So	
SO ₂	Voerde-Spellen	33	27	28	36	36	35	29	32		32	32
	Bottrop	121	136	117	128	122	109	115	125		112	121
NO	Budberg	16	17	13	26	20	19	13	18		16	18
	Gelsenkirchen	67	71	72	80	73	52	42	73		47	66
SST	Leverkusen	63	67	69	71	67	64	56	67		60	65
	Meiderich	93	105	104	120	109	100	85	106		93	103
O ₃	Ickern	22	22	24	22	22	26	25	22		26	23
	Hürth	32	31	32	31	31	34	39	31		37	33

Quelle: Daten nach Pfeffer et al. 1985

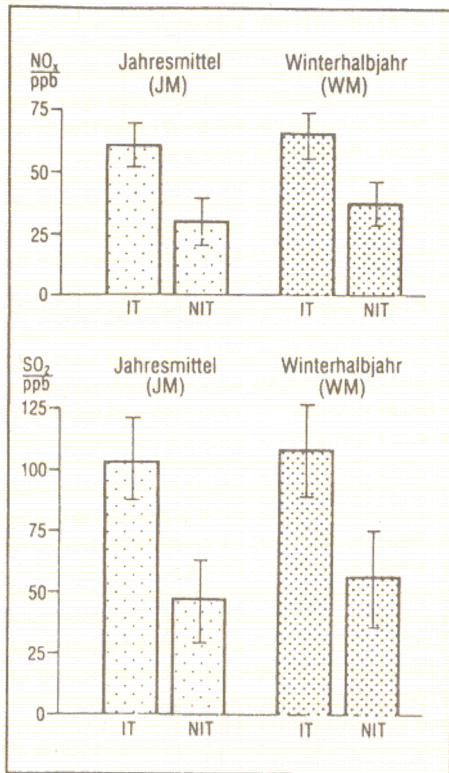


Abb. 2: Mittelwerte der SO₂- und NO_x-Immissionskonzentrationen an Tagen mit (IT) und ohne (NIT) Temperaturinversionen eines stark belasteten Standortes im Rhein-Ruhr-Gebiet (1982-1985)

In Anlehnung an die Smogverordnung des Landes Nordrhein-Westfalen wurde ein „Inversionstag“ als ein solcher Zeitraum gewertet, der durch eine Temperaturumkehr mit einem Temperaturgradienten von mindestens 1 K/100 m zwischen dem Boden und einer Höhe von 700 m ü. Grund an den Sondeterminen 0⁰⁰ Uhr und 12⁰⁰ Uhr - GMT des Essener Wetteramtes charakterisiert ist
Werte nach LIS 1987

rid (Cl⁻) (vgl. Abb. 3). Hinweise zur Meßanalytik sind in Fukui (1966) und der VDI-Richtlinie 3794 (1982) enthalten.

Die Immissionsraten für Schwefel bewegten sich im Jahresmittel im Stadtgebiet zwischen 12 und 24 mg/m² d, die für Stickstoff zwischen 0,5 und 1,0 mg/m² d und die für Chlorid zwischen 0,5 und 1,8 mg/m² d.

Die Darstellung zeigt, daß innerhalb des hier stellvertretend für eine Großstadt im Rhein-Ruhr-Raum betrachteten Stadtgebietes von Bochum erhebliche Unterschiede hinsichtlich der räumlichen Immissionsratenstruktur bei allen drei gemessenen Spurenstoffen nachgewiesen werden konnten. In der Regel wurden im Gegensatz zu den locker bebauten Bereichen und den Randgebieten wesentlich höhere Werte in den industriell beeinflussten (Ruhrtal, Station 15; Bochum-Hofstede, Station 2) beziehungsweise in dicht bebauten Gebieten (Innenstadtbereich, Stationen 8 und 6) gemessen. Dabei konnte generell festgestellt werden, daß die Immissionsraten der nördlichen und östlichen Stadtrandbereiche gegenüber

denjenigen Werten der südlichen Stadtteile höher waren.

Die auffälligsten Inhomogenitäten wurden bei der Chlorid-Immissionsrate beobachtet. Auch wiesen die Chloridwerte eine gegenüber Schwefel und Stickstoff andere geographische Verteilung auf.

Die teilweise kleinräumig beeinflusste Spurenstoffmodifikation konnte innerhalb des Untersuchungsgebietes an mehreren Beispielen für alle drei gemessenen Spurenstoffe belegt werden. So wurde z. B. für den Stadtparkstandort (Station 4) ein erheblicher Spurenstoffaufnahmeverlust gegenüber dem übrigen Innenstadtbereich registriert. Dieses Ergebnis könnte auf die Filterwirkung der dort vorhandenen Vegetation (Laubbäume) zurückzuführen sein. Für die überwiegend landwirtschaftlich genutzten Areale in Wattenscheid-Sevinghausen (Station 10) wurden mittelhohe Spurenstoffwerte registriert. Aufgrund der Freiflächen und der damit verbundenen geringen Oberflächenrauigkeit ist dort von höheren Windgeschwindigkeiten auszugehen, was sich auf die Höhe der Immissionsraten auswirken kann.

Wochengänge der Immissionskonzentrationen

Neben den meteorologisch beeinflussten Abhängigkeiten können für einige hochbelastete städtische Standorte auch solche Einflußfaktoren nachgewiesen werden, die nicht nur durch die Austauschbedingungen bedingt sind, wie zum Beispiel Wochengänge der Immissionskonzentrationen. Diese lassen sich allein auf das Verbrauchsverhalten verschiedener Energieträger zurückführen (vgl. Tab. 3).

Für den Spurenstoff Schwefeldioxid stellt z. B. die Station Voerde-Spellen mit durchschnittlich 32 µg SO₂/m³ ein gering belastetes Gebiet dar, während die Station Bottrop mit 121 µg/m³ einen fast 4fach höheren Mittelwert aufwies. Vergleicht man bei der Station Voerde-Spellen den für die Wochentage Montag bis Freitag berechneten Mittelwert mit dem Wochenendwert (Samstag/Sonntag), so zeigt sich kein Unterschied in der SO₂-Immissionskonzentration. Hingegen liegen an der wesentlich stärker belasteten Station Bottrop die mittleren Werktagswerte um rund 13 µg SO₂/m³ über den Werten des Wochenendes. Besonders hohe Schadstoffkonzentrationen ergaben sich für Dienstage (136 µg/m³) und für Donnerstag (128 µg/m³).

Die Stickstoffmonoxid-Konzentrationen der beiden Vergleichsstationen unterscheiden sich um mehr als den Faktor 3 (Budberg: 18 µg NO/m³; Gelsenkirchen: 66 µg/m³). Für Budberg lassen sich nur geringfügige Unterschiede zwischen Werktagen und Wochenenden erkennen. Wesentlich deutlicher treten diese in Gel-

senkirchen auf, wo die mittleren Werktagskonzentrationen bei 73 µg NO/m³, die Wochenendwerte hingegen bei 47 µg NO/m³ liegen.

Auch für die Schwefelstoff-Konzentrationen können für beide Stationsstandorte Unterschiede von mehr als 10% zwischen Werktagen und Wochenenden nachgewiesen werden. Im Verlauf der Woche wurden an beiden Meßstellen die höchsten Werte für die Donnerstag ermittelt (Meiderich: 120 µg/m³; Leverkusen: 71 µg/m³).

Während an den vorgenannten Meßstellen im Vergleich zum Wochenende überwiegend werktags höhere Konzentrationen auftraten, ergaben sich für den Spurenstoff Ozon entgegengesetzte Verhältnisse. Bei diesem Gas wurden samstags und sonntags höhere Konzentrationen gemessen - an der Station Hürth sogar um bis zu 20%.

Mögliche Ursachen der Immissions-schwankungen

Eine Begründung für den bei einigen Spurenstoffen zu beobachtenden Wochengang der Immissionskonzentrationen zu geben, fällt schwer, da hierzu nicht nur eine Beeinflussung des Emissionsverhaltens durch die Quellengruppen Industrie, Hausbrand und Verkehr, sondern insbesondere auch durch die sich stets verändernden Austauschverhältnisse der unteren Atmosphäre berücksichtigt werden muß. Ursachen könnten das Verbraucherverhalten für bestimmte Energieträger sowie die Benutzungshäufigkeit von Kraftfahrzeugen als von den Wochentagen abhängige Größen sein.

Will man die - zumindest an den am stärksten belasteten Stationen - auftretenden Unterschiede zwischen Werktagen und Wochenenden mit einem für Werktage typisch höheren Energieverbrauch und verstärktem Kraftfahrzeugverkehr erklären, dann erstaunt zumindest, warum an Wochenenden höhere Ozonkonzentrationen gemessen wurden als werktags. Man könnte argumentieren, daß sich die höheren Wochenendwerte deshalb bilden, weil die bodennahe Atmosphäre am Samstag und Sonntag weniger NO_x enthält als zwischen Montag und Freitag, so daß weniger Ozon reduziert wird. Dies dürfte aber allenfalls eine Plausibilitätsbetrachtung sein, wenn man berücksichtigt, wie vielschichtig die Prozesse des Ozonauf- und -abbaus sind (Bruckmann et al. 1980; Bruckmann und Langensiepen 1981).

Abnahme der Immissionskonzentrationen Langjährige Meßreihen in verschiedenen Belastungsgebieten weisen für einige Spurenstoffe in der Luft einen unterschiedlichen Trend auf: während die CO-Belastung nur sehr langsam abnimmt (Deimel 1982), steigen die NO_x-Werte, insbeson-

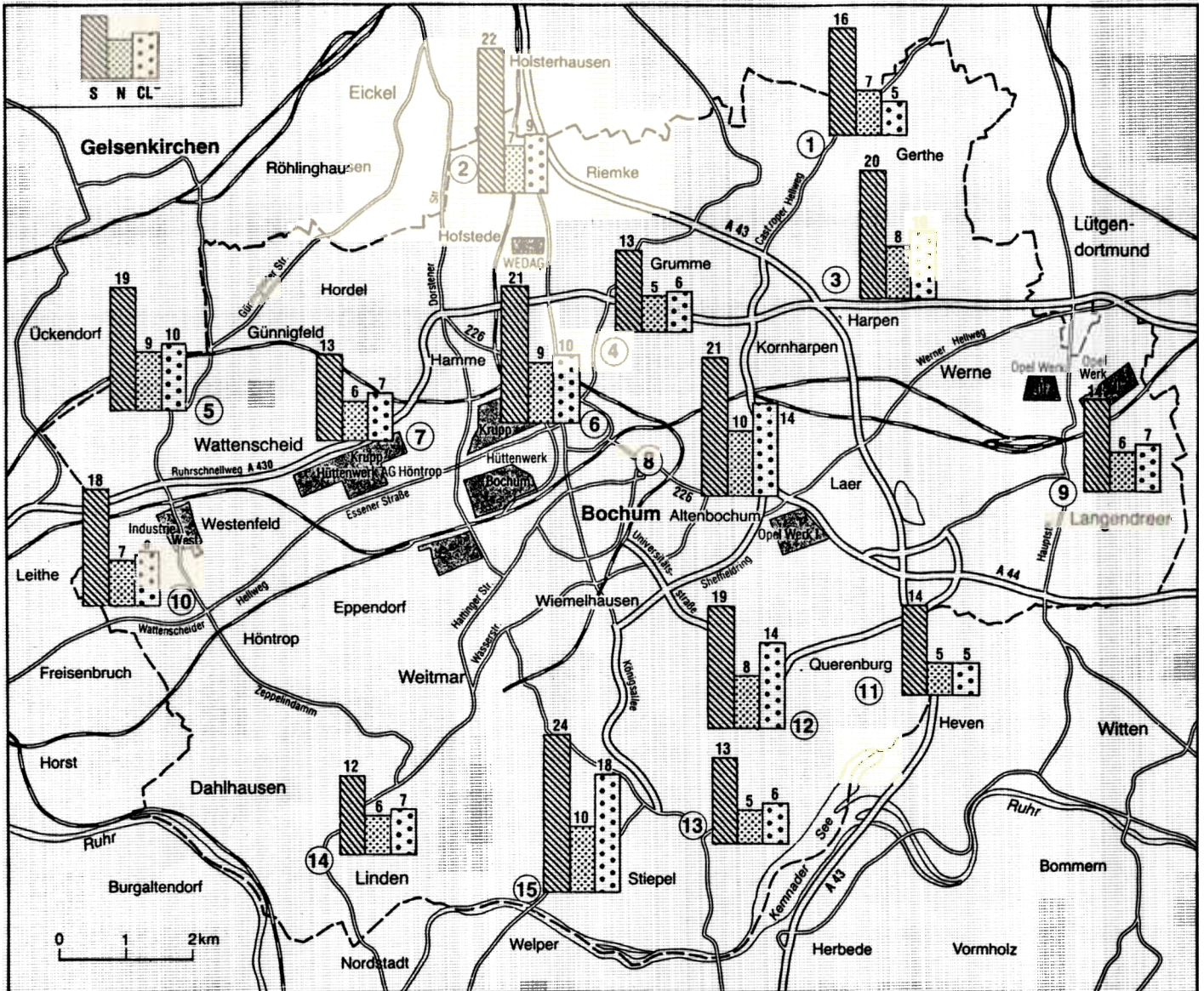


Abb. 3: Räumliche Verteilung gerundeter Jahresmittelwerte von Immissionsraten an Schwefel (S), Stickstoff (N) und Chlorid (Cl⁻) im Stadtgebiet von Bochum während des Meßzeitraumes 9/86 bis 8/87 (N- und Cl⁻-Werte um den Faktor 10 erhöht dargestellt; Angaben in mg/m² d)
Quelle: nach Kuttler und Barlag 1987

dere seit Beginn der 80er Jahre, an. Für SO₂ SST und für B(a)P (Benzpyrene) im Schwebstaub (Heinrich 1982) sowie – seit Greifen des Benzin-Blei-Gesetzes 1972/1976 – auch für Blei werden Abnahmen der Immissionskonzentrationen dieser Stoffe beobachtet.

Für München wurde z. B. eine Reduktion der SO₂-Immissionskonzentration von über 80% für die Zeit zwischen 1966 und 1984 nachgewiesen (Noack et al. 1986).

Abb. 4 enthält zwei Beispiele aus dem Rhein-Ruhr-Gebiet, wonach für die Zeit zwischen 1966 und 1984 Schwefeldioxid- und Schwebstaubkonzentrationen um 50% bzw. 78% abnahmen. Für SO₂, das dort zu über 90% durch Hausbrand und Industrie emittiert wird, zeigte sich, daß ein Rückgang sowohl im Sommer als auch im Winter zu beobachten ist, wobei allerdings die Reduktion in der kalten Jahreszeit wesentlich höher ausfällt als in

Abb. 4: Jahresmittelwerte der SO₂- und Schwebstoffkonzentrationen (SST) im Rhein-Ruhr-Gebiet
Quelle: Daten nach Buck et al. 1982 und LIS 1982

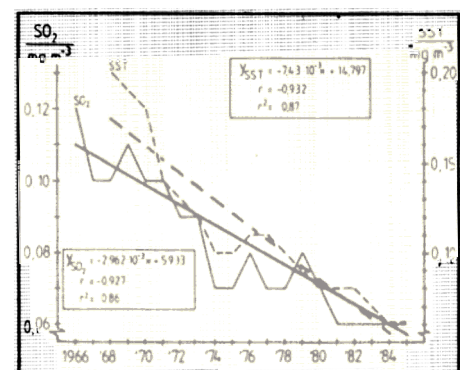
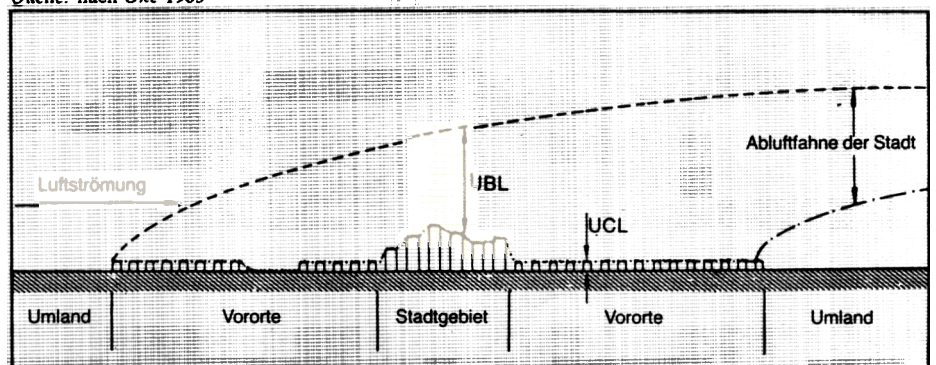


Abb. 5: Einteilung der Stadtatmosphäre in „Urban Canopy Layer“ (UCL) und „Urban Boundary Layer“ (UBL)
Quelle: nach Oke 1983



der warmen Jahreszeit. Da im Sommer wegen des fehlenden Hausbrands fast ausschließlich Industrieemissionen in die bodennahe Atmosphäre eingeleitet werden, im Winter dagegen etwa je zur Hälfte Industrie- und Hausbrandemissionen die SO_2 -Konzentration bestimmen, dürfte die Abnahme sowohl auf einer Verringerung der Hausbrand- als auch der Industrieemissionen beruhen. Die stärkere Reduktion der SO_2 -Immissionen im Winter kann auch damit begründet werden, daß die in den sechziger Jahren noch weitverbreiteten niedrigen Schornsteine im Laufe der Zeit durch höhere ersetzt wurden. Dies hat den Effekt, daß sich die nunmehr durch höhere Schornsteine emittierten Spurenstoffe auch oberhalb der im Winter mit 400 m bis 600 m über NN relativ niedrig gelegenen Obergrenze der Mischungsschicht ausbreiten können und somit der lokalen bodennahen Atmosphäre entzogen werden (vgl. hierzu Buck et al. 1982; Kuttler 1979).

In den fünf Belastungsgebieten des Rhein-Ruhr-Raumes hat sich – bezogen auf die vorab geschilderten Immissionsverhältnisse – die lufthygienische Situation eindeutig verbessert. Es ist jedoch mit Dreyhaupt (1987) darauf hinzuweisen, daß dieser positiven Entwicklung Hinweise gegenüberstehen, wonach z. B. im Rhein-Ruhr-Raum vereinzelt hohe Konzentrationen an *polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen* sowie an *polychlorierten Dibenzodioxinen (PCDD)* und *Dibenzofuranen (PCDF)* – letztere bekannt unter dem Namen *Dioxin* – gemessen wurden. Auch auf diese Stoffe muß der Immissionsschutz in Zukunft sein ganz besonderes Augenmerk richten.

Austauschverhältnisse im urbanen Siedlungsraum

Die in den Ballungsräumen bodennah und über hohe Schornsteine emittierten Spurenstoffe unterliegen gerade in diesen Gebieten wegen der dort vorherrschenden größeren Oberflächenrauigkeit besonders ungünstigen Austauschbedingungen.

Zur Betrachtung der Luftbewegung in Städten bietet es sich deshalb an, die Stadtatmosphäre schematisch in verschiedene Kompartimente aufzugliedern. Oke (1983) hat in diesem Zusammenhang vorgeschlagen, von einer „Urban Canopy Layer (UCL)“ und einer „Urban Boundary Layer (UBL)“ zu sprechen.

Die UCL bildet sich zwischen Bodenoberfläche und dem Dachniveau der Gebäude aus; sie wird in erster Linie durch die Oberflächenvergrößerung und die Rauigkeitshöhe bestimmt. Das Windfeld der sich nach oben anschließenden UBL unterliegt thermisch und mechanisch noch dem Einfluß des Stadtkörpers

(vgl. Abb. 5). In einigen hundert Metern Höhe geht diese Schicht dann in die nicht mehr durch die Stadtoberfläche beeinflusste freie Atmosphäre über, deren Windfeld überwiegend durch den Luftdruckgradienten und die Coriolisbeschleunigung bestimmt wird. Die im Bereich stadtklimatischer Untersuchungen durchgeführten Messungen beschreiben im wesentlichen die Eigenschaften der „Urban Canopy Layer“; von der klimatischen Größenordnung her betrachtet, handelt es sich hierbei um eine Art „Beiton-Bestandsklimaerhebung“ (Schreiber 1982).

Stadtgebiete sind wegen ihrer beträchtlichen Strömungswiderstände hinsichtlich der Durchlüftung im Vergleich zum unbebauten Umland bei jeder Wetterlage benachteiligt, wie dies Abb. 6 am Beispiel von Untersuchungen für das Stadtgebiet von Dortmund zeigt. Im Vergleich zum Freilandstandort, an dem 50% der Summenhäufigkeit der Windgeschwindigkeiten zwischen 3 und 3,5 m/s beträgt, werden z. B. im dicht bebauten Stadtgebiet nur Werte von weniger als 2 m/s erreicht.

Die Kenntnis der Strömungsverhältnisse – insbesondere im Bereich der UBL – ist deshalb für die mesoklimatische Bewertung des Stadtklimas sehr wichtig. In den letzten Jahren wurden für die Analyse gerade der Vertikalstruktur der bodennahen Atmosphäre neue Meßgeräte entwickelt (vgl. Abb. 1).

Abb. 7 zeigt für einen Standort in Essen die Verteilung der Vertikalwindgeschwindigkeit über der Innenstadt im Verlauf eines Strahlungstages, so wie sie mit einem SODAR-Gerät analysiert wurde. Die Messung erfolgte bis in eine Höhe von etwas über 200 m ü. Gr. Während in den Frühmorgen- und Abendstunden durch die fehlende bzw. zu schwache Sonneneinstrahlung eher leicht abwärts gerichtete Luftbewegungen nachgewiesen wurden, stiegen im Tagesverlauf die Vertikalwindgeschwindigkeiten auf über 0,75 m/s an. Auch zeigte sich, daß Gebiete höherer Windbewegung von Gebieten niedrigerer Strömungsgeschwindigkeit abgelöst werden. Ab etwa 15 Uhr stagniert die Konvektion, und es setzen sich bis zum frühen Abend eher abwärts gerichtete Luftbewegungen geringer Geschwindigkeit durch.

Eine Analyse der in der UCL und UBL auftretenden Lufttemperaturverhältnisse zeigt Abb. 8. Grundlage der in dieser Darstellung enthaltenen Tautochronen der Lufttemperatur bilden Sondierungen mit dem Fesselballon für eine windschwache Strahlungswetterlage in der Zeit vom 12. 3. 1987, 13 Uhr, bis zum 13. 3. 1987, 11 Uhr für die Schicht 0 bis 240 m ü. Gr. Dieser Abbildung sind die relativ stark wechselnden Temperaturschichtungsverhältnisse zu entnehmen,

die z. B. morgens (7-Uhr-Termin) zu ausgeprägten Bodeninversionen führen, in den Mittags- und Nachmittagsstunden hingegen auf labile atmosphärische Verhältnisse hinweisen. Schon um 18 Uhr läßt sich jedoch eine Abnahme des vertikalen Austausches bei einsetzendem Aufbau einer Bodeninversion beobachten, wodurch die Austauschverhältnisse wieder gehemmt werden. Diese Untersuchungen sind deshalb so wichtig, weil sie in Zusammenhang mit Horizontalwindmessungen während gradientschwacher Strahlungswetterlagen Auskunft geben über das dann entstehende autochthone städtische Belüftungssystem.

Frischlufzufuhr ins Stadtzentrum durch Flurwinde

Allgemein ist ein auf dem thermischen Ungleichgewicht zwischen Stadt und Umland beruhender Luftaustausch als *Flurwind* bekannt (Kuttler 1987). Ein solcher Flurwind ist im Idealfall eine stadteinwärts gerichtete intermittierende Luftbewegung, die oberflächennah verläuft und Geschwindigkeiten von etwa 2 m/s erreicht (Kiese und Otto 1986). Dabei ist das sporadische Auftreten dieser Ausgleichsströmung ein besonderes Charakteristikum (Bartels et al. 1977).

Bei Windmessungen an mehreren Standorten in Dortmund konnten Flurwinde nachgewiesen werden. Für die Flurwindhäufigkeit ließ sich sogar ein Tagesgang feststellen, mit maximalem Auftreten morgens gegen 5 Uhr und minimaler Ausprägung um die Mittagszeit. Es zeigte sich ein erwarteter Anstieg der Regressionsgeraden, das heißt eine Zunahme der Flurwindstunden mit der Intensivierung der Überwärmung (Kuttler 1985).

Das Auftreten und die Intensität von Flurwinden ist an Ventilationsbahnen gebunden, über die dem Stadtzentrum dann Frischluft zugeführt wird, wenn nicht Emittenten bereits zu einer Vorbelastung der vom Umland zuströmenden kühleren Frischluft gesorgt haben.

Planungsorientierte Stadtklimakarten

Die Ergebnisse, die aus den lufthygienischen und stadtklimatischen Untersuchungen resultieren, müssen letztendlich so aufbereitet werden, daß eine flächendeckende Beschreibung und eine kartentmäßige Erfassung zur weiteren planungsorientierten Anwendung vorgelegt werden können.

Das Beispiel Dortmund

In letzter Zeit findet für solche Übersichtsdarstellungen immer häufiger eine sog. „synthetische Klimafunktionskarte“ (Stock et al. 1986) Verwendung, in die neben einer Beschreibung der flächenmä-

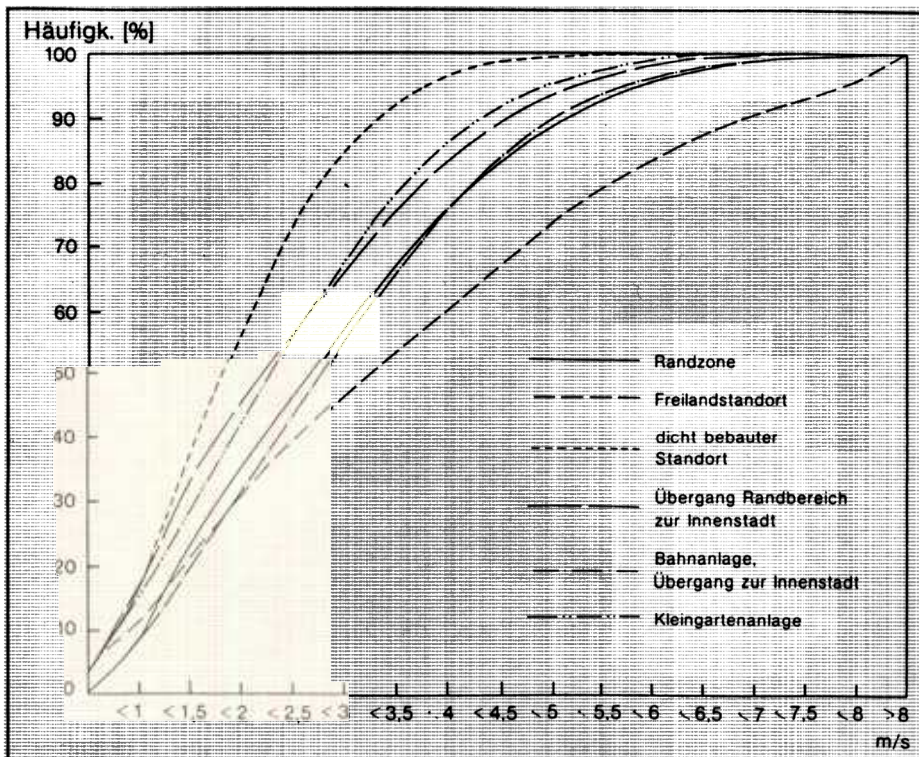


Abb. 6: Windgeschwindigkeitsverteilung nach Klassen für verschiedene Standorte im Stadtgebiet von Dortmund

Quelle: nach Stock et al. 1986

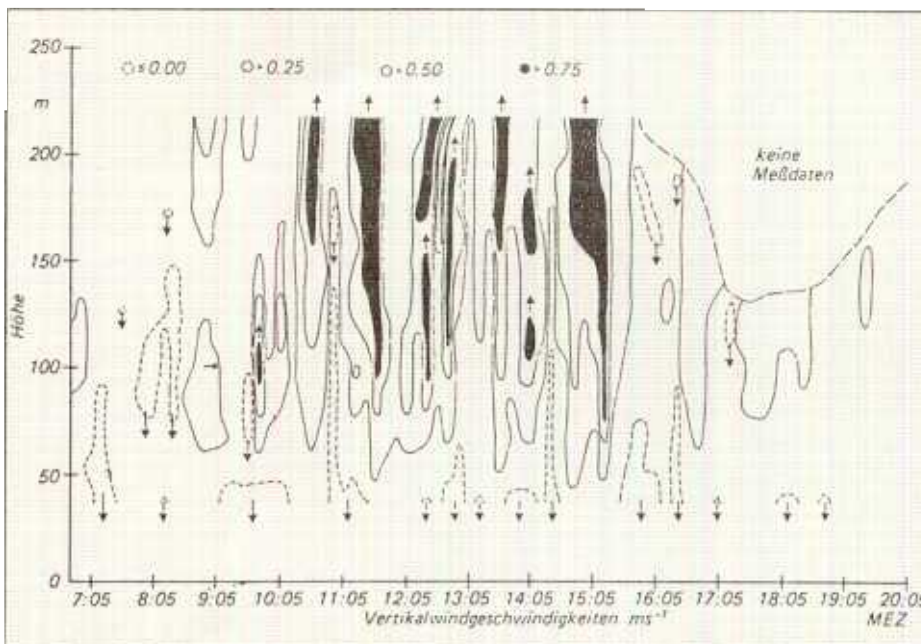


Abb. 7: Vertikalwindgeschwindigkeiten über der Essener Innenstadt am 27. 9. 1983

Quelle: nach Beckröge und Frank 1986

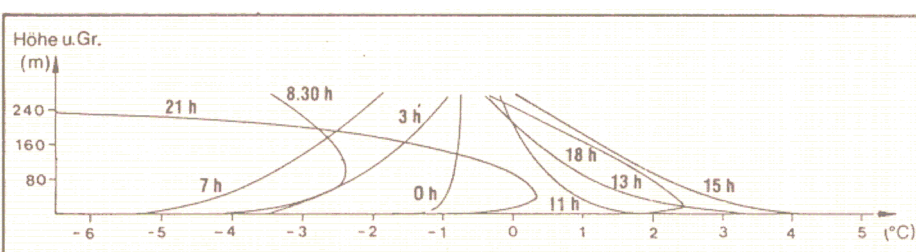


Abb. 8: Tautochronen der Lufttemperaturen am 12./13. 3. 1987 über dem Stadtgebiet von Bottrop

Bigen Ausprägung der klimarelevanten Parameter nebst deren Ursachen auch eine differenzierte Auflistung der einzelnen klimatischen Effekte tritt (vgl. die synthetische Klimafunktionskarte für das Innenstadtdgebiet von Dortmund im beigelegtem Atlas).

Das zur Anfertigung dieser Karte notwendige Datenmaterial basiert auf der Einrichtung von Sondermeßnetzen, mit denen über einen mehrjährigen Zeitraum kontinuierlich die Klimaelemente Lufttemperatur, Luftfeuchtigkeit, Windrichtung und -geschwindigkeit aufgezeichnet wurden. Ergänzend zu den stationär erhobenen Klimadaten wurden diskontinuierlich

- *Meßfahrten* im Stadtgebiet während autochthoner Wetterlagen durchgeführt
- *Vertikalsondierungen* mit Hilfe von Fesselballonen vorgenommen, um Aufschluß über die vertikale Struktur der bodennahen Atmosphäre zu erhalten und
- *Thermalluftbilder* dieses Gebietes analysiert, die über die Strahlungsäquivalenttemperatur der meist komplexen und damit kleinklimatisch in unterschiedlicher Weise reagierenden Oberflächen des Stadtgebietes Auskunft geben.

Durch diese Meßkampagnen und unter Zuhilfenahme der Auswertung von Karten zur Flächennutzung und Morphographie ist es möglich, für eine autochthone Strahlungswetterlage kleinklimatisch ähnlich reagierende Flächen als *Klimatope* zusammenzufassen.

Karteninhalte

Die Karteninhalte lassen sich gliedern in

- Klimate der unbebauten Flächen
- Klimate der bebauten Flächen
- Flächen mit speziellen Klimateigenschaften
- Flächen mit speziellen Klimafunktionen

Zum Bereich der *Klimate der unbebauten Flächen* zählt das hier ausgegliederte Wald- und Parkklima, das sich im Vergleich zum Freiland durch eine Dämpfung aller Klimaelemente als Folge einer geringeren täglichen Einstrahlung in den Stammraum und einer reduzierten Ausstrahlung durch das Kronendach ebenso auszeichnet wie durch eine Verkürzung des Zeitraums der Frostgefährdung. Ferner kann hier von einer erhöhten Evapotranspiration und Luftfeuchtigkeit sowie von einer hohen Filtrationsrate gegenüber Luftverunreinigungen ausgegangen werden. Das in bioklimatischem Sinne als günstig zu bezeichnende Bestandsklima weist allerdings nur eine geringe Fernwirkung im Hinblick auf die geschlossene Besiedlung auf (Horbert et al. 1986).

Die *Klimate der bebauten Flächen* sind durch einen hohen Versiegelungsgrad mit geringem Vegetationsanteil charakterisiert; sie werden klimatisch repräsentiert durch das Stadtrand-, Stadt-, Innenstadt-,

City-, Industrie- und Gewerbeklima. Vom Stadtrand zur Innenstadt läßt sich insbesondere bei sonnenscheinreichen windschwachen Wetterlagen ein Anstieg der Lufttemperaturen beobachten. Die hohe Baubestandsdichte sorgt darüber hinaus des Nachts in den Straßenschluchten für eine nur geringe Abkühlung. Mit Annäherung an den Stadtkern nehmen in der Regel auch die Lärmbelastungen durch den Kraftfahrzeugverkehr und die Luftverschmutzung zu; ferner ändert sich das Windfeld in seiner Geschwindigkeit und Richtung aufgrund des durch die Zunahme der Bebauungsdichte ansteigenden Rauheitsgrades.

Während am Stadtrand noch ein deutlicher Einfluß der Freilandumgebung zu spüren ist, hat dieser bis zum Stadtkern wegen des zurückgedrängten Vegetationsanteils gänzlich abgenommen. In bioklimatischem Sinne unterliegt der Mensch vornehmlich in den Stadtkernbereichen bei austauscharmen Wetterlagen Streßsituationen, die durch Hitze, Lärm und Luftverschmutzung hervorgerufen werden.

Unter dem Aspekt *spezifische Klimateigenschaften* wurden diejenigen Gebiete zusammengefaßt, die aufgrund ihrer Geländestruktur eine besondere mesoklimatische „Fernwirkung“ erwarten lassen. Hierzu zählen z. B. Kaltluftentstehungsgebiete, aus denen bei entsprechender Geländeneigung Kaltluft abfließen und – falls diese nicht durch Bauwerke, dichte Vegetation oder Geländeerhebungen gestaut wird – in tieferliegende Bereiche vordringen kann.

Halden als morphographische Vollformen führen einerseits zu einer Veränderung des bodennahen Windfeldes, andererseits aber auch bei fehlendem Gradientwind zur Produktion von Kaltluft, die – sofern der Haldenkörper an seinen Flanken nicht mit Sträuchern oder Bäumen bepflanzt ist – hangabwärts gleitet und für deutlich niedrigere Lufttemperaturen in der Umgebung der Halde sorgt. Haldenfußbereiche können so sehr schnell bei windarmer ausstrahlungssensiver Witterung zu „Immissionsfallen“ werden, wenn stark befahrene Straßen in ihrer Nähe verlaufen.

Gleisanlagen und Hauptverkehrsstraßen können bei geeigneter Geländeneigung als Luftleitbahnen wirken. Allerdings ist nur dann von einer Frischluftzufuhr für dichter besiedelte Bereiche auszugehen, wenn die meist linear verlaufenden Verkehrsbänder in die dicht besiedelten Gebiete mit ausreichendem Gefälle führen und nur eine geringe Verkehrsfrequenz vorliegt (z. B. nachts).

Als spezielle *Klimafunktionen* werden Beeinflussungen positiver oder negativer bioklimatischer Art verstanden, die mit Hilfe verschiedener Symbole verdeutlicht wurden, wie z. B.:

- Windfeldveränderungen, hervorgerufen durch eine Erhöhung der Bodenrauhigkeit
- Filterfunktionen des Waldes, die sich aus der Tatsache ergeben, daß aufgrund großer Belaubungsdichte der Bäume Luftverunreinigungen verstärkt ausgefiltert werden
- klimaausgleichende Wirkungen durch Grünflächen, die zu einer Dämpfung der Klimatelemente führen und
- Abwärmeemissionen, womit Gebiete bezeichnet werden, in denen es durch Industrie oder Gewerbe zu einem Anstieg der sensiblen oder latenten Wärmeströme in die Atmosphäre kommt.

Fazit

Die für das vorliegende Beispiel gezeigten mikro- und mesoklimatischen Einflußgrößen spielen für die ökologische Planung in Verdichtungsräumen eine große Rolle. Einschränkend muß allerdings hinzugefügt werden, daß kleinräumig zu berücksichtigende Planungsbelange – wie z. B. die Auffüllung von Baulücken – häufig nicht mit Hilfe einer solchen doch stärker generalisierten flächenhaften Darstellung gelöst werden können.

Erschwerend tritt hinzu, daß von den Planungsbehörden meist ein Zeitrahmen vorgegeben wird, der es nicht erlaubt, Messungen durchzuführen, die – wie es notwendig wäre – mehr als ein Jahr in Anspruch nehmen.

Ein Ausweg bietet sich in der Anwendung von Windkanaluntersuchungen und der Ausbreitungsrechnung an, um bei Flächenumwidmungen innerhalb des städtischen Siedlungskörpers planungsorientierte, kurzfristig zur Verfügung stehende Basisdaten zu liefern. ●

Literatur

- Bartels, H., B. Rudolf, H. J. Swantes und V. Vent-Schmidt: Klima als Faktor der Regionalplanung. In: Lufthygienisch-meteorologische Modelluntersuchung in der Region Untermain. Abschlußbericht. Frankfurt/M. 1977.
- Beckröge, W. und J. Frank: Einsatz von SODAR-Geräten bei Messungen in der städtischen Grenzschicht. Staub-Reinh. Luft 46 (1986), S. 523–527.
- Bruckmann, P., M. Buck und P. Eyneck: Modelluntersuchungen über den Zusammenhang zwischen Vorläufer- und Photooxidantienkonzentrationen. Staub-Reinh. Luft 40 (1980), S. 412–417.
- Bruckmann, P. und E. W. Langensiepen: Untersuchungen über Zusammenhänge zwischen Ozonkonzentration und meteorologischen Parametern im Rhein-Ruhr-Gebiet. Staub-Reinh. Luft 41 (1981), S. 79–85.
- Buck, M., H. Ixfeld und K. Ellermann: Die Veränderung der Immissionsbelastung in den letzten 15 Jahren im Rhein-Ruhr-Gebiet. Staub-Reinh. Luft 42 (1982), S. 52–58.
- Deimel, M.: Kfz-Abgasbelastungen in Straßen und Unterführungen im Vergleich zur Allgemeinimmission. In: TÜV-Rheinland (Hrsg.): Abgasbelastungen durch den Kraftfahrzeugverkehr im Nahbereich verkehrsreicher Straßen. 1982, S. 115–142.
- Dreyhaupt, E. J.: Probleme der Luftreinhaltung in Nordrhein-Westfalen. Mitteilungen der Deutschen Meteorologischen Gesellschaft (1987) H. 4, S. 12–17.

Fukui, K.: Die alkalische Filterpapiermethode für die Bestimmung der Schwefeloxide, Stickstoffoxide und Chloride in der Luft. In: Proc. of Int. Clean Air Congress. London 4–7. Oct. 1966.

Heinrich, U.: Tierexperimentelle Befunde zur Wirkung von polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAH) unter besonderer Berücksichtigung des Kfz-Abgases. In: TÜV-Rheinland (Hrsg.): Abgasbelastungen durch den Kraftfahrzeugverkehr im Nahbereich verkehrsreicher Straßen. 1982, S. 315–327.

Horbert, M., A. Kirchgorg und A. v. Stülpnagel: Klimaforschung in Ballungsgebieten, dargestellt am Beispiel von Berlin. GR 38 (1986) H. 2, S. 71–80.

Kiese, O. und G. Otto: Windanalyse der Stadt Dortmund. (Endbericht für den Kommunalverband Ruhrgebiet, Essen, unveröff. Manuskript) 1986.

Kuttler, W.: Einflußgrößen gesundheitsgefährdender Wetterlagen und deren bioklimatische Auswirkungen auf potentielle Erholungsgebiete. (Bochumer Geogr. Arbeiten, 36) 1979.

Ders.: Stadtklima. Struktur und Möglichkeiten zu seiner Verbesserung. GR 37 (1985) H. 5, S. 226–233.

Ders.: Raum-zeitliche Analyse atmosphärischer Spurenstoffeinträge in Mitteleuropa. (Bochumer Geographische Arbeiten, 47) 1986.

Ders.: Das Stadtklima und seine raumzeitliche Struktur. In: Ökologische Probleme in Verdichtungsgebieten. (Hohenheimer Umwelttagung vom 23. 1. 1987) 1987, S. 10–30.

Kuttler, W. und A. B. Barlag: Lufthygienische Messungen im Stadtgebiet von Bochum. (Abschlußbericht zu einem lufthygienischen Meßprojekt in Bochum für den Zeitraum September 1986 bis August 1987, durchgeführt im Auftrag des KVR, 119 S., unveröffentl.) Essen 1987.

LIS (Landesanstalt für Immissionsschutz) (Hrsg.): Fortschreibung des LIS-Berichtes Nr. 18 (1982) „Die Entwicklung der Immissionsbelastung in den letzten 15 Jahren in der Rhein-Ruhr-Region. (Schriftenreihe der Landesanstalt für Immissionsschutz des Landes NRW H. 61, S. 109, 110, 113, 116, 117) Essen 1984. Dies. (Hrsg.): Berichte über Luftqualität in Nordrhein-Westfalen. TEMES Jahresbericht 1985. Ergebnisse aus dem Telemetrischen Immissionsmeßnetz TEMES in Nordrhein-Westfalen. Essen 1987.

MAGS/MURL (Ministerium für Arbeit, Gesundheit und Soziales des Landes NRW; Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft NRW): Luftreinhaltungspläne des Landes NRW, z. T. in zweiter Fortschreibung.

MAGS (Ministerium f. Arbeit, Gesundheit u. Soziales) (1982): Luftreinhaltungsplan Rheinschiene-Mitte 1982–1986. Düsseldorf.

Noack, E. M., H. Mayer und A. Baumgartner: Quantifizierung der Einflüsse von Bebauung und Bewuchs auf das Klima in der urbanen Biosphäre. (Abschlußbericht Nationales Klimaforschungsprogramm der Bundesrepublik Deutschland) 1986.

Oke, T. R.: Boundary Layer Climates. London, New York 1983.

Pfeffer, H.-U., S. Künske und R. Beier: TEMES-Jahresbericht 1982. Ergebnisse aus dem Telemetrischen Immissionsmeßnetz TEMES in NRW. (Bericht über die Luftqualität in NRW, LIS) Essen 1985.

Schreiber, D.: Meteorologie-Klimatologie. 3. verb. Auflage, Bochum 1982.

Stock, P., W. Beckröge, O. Kiese, W. Kuttler und H. Löffner: Klimaanalyse Stadt Dortmund (Planungshäfte Ruhrgebiet, PO 18, Kommunalverband Ruhrgebiet) Essen 1986.

VDI-Richtlinie 3794, Bl. 1: Bestimmung der Immissionsrate mit Hilfe des IRMA-Verfahrens, Düsseldorf 1982.

Autor:

Prof. Dr. Wilhelm Kuttler, geb. 1949.
Universität – Gesamthochschule – Essen, FB 9,
Landschaftsökologie, Postfach 103764, 4300
Essen 1.
Arbeitsgebiete/Forschungsschwerpunkte:
Stadtklimatologie, Stadtökologie, Landschafts-
ökologie, Immissionsklimatologie, Ökosystem-
forschung.