

SPIEKER

LANDESKUNDLICHE BEITRÄGE UND BERICHTE

Begründet von Wilhelm Müller-Wille und Elisabeth Bertelsmeier
Herausgegeben von der Geographischen Kommission für Westfalen durch
Alois Mayr (Vorsitzender), Klaus Temnitz (Geschäftsführer),
Heinz Heineberg, Hans-Hubert Walter, Julius Werner

32

Der Raum Dortmund

Entwicklung, Strukturen und Planung im östlichen Ruhrgebiet

Jahrestagung der Geographischen Kommission in Dortmund 1985

1988

Im Selbstverlag der Geographischen Kommission für Westfalen, Münster

Bezug: Geographische Kommission für Westfalen, Robert-Koch-Str. 26, 4400 Münster (Westf.).
Schriftleitung: Dr. Klaus Temnitz

Anschriften:

StR Dr. Heinrich Blana, Rosenstraße 29, 4600 Dortmund 41 · Prof. Dr. Hans Friedrich Gorki, Universität Dortmund, Abt. 16/Geographie, Postfach 500500, 4600 Dortmund 50 · Prof. Dr. Wilhelm Kuttler, Lehrstuhl f. Landschaftsökologie, FB 9, Universität-GHS-Essen, Postfach 103764, 4300 Essen · Prof. Dr. Alois Mayr, Vorsitzender der Geographischen Kommission für Westfalen, Robert-Koch-Straße 26, 4400 Münster · AORin Dr. Annemarie Reiche, Universität Dortmund, Abt. 16/Geographie, Postfach 500500, 4600 Dortmund 50 · Prof. Dr. Heinz-Günter Steinberg, Geographisches Institut der Universität Düsseldorf, Universitätsstraße 1, 4000 Düsseldorf · Prof. Dr. Wilfried Stichmann, Universität Dortmund, Abt. 12/Biologie, Postfach 500500, 4600 Dortmund 50

Immissionsklimatologische Probleme und Entwicklungen im Rhein-Ruhr-Gebiet

von Wilhelm Kuttler, Essen

1. Einleitung und Abgrenzung des Untersuchungsgebietes

Unter der Bezeichnung „Rhein-Ruhr-Gebiet“ wird nachfolgend derjenige Raum verstanden, wie er durch die im Bundesimmissionsschutzgesetz (§ 44 BImSchG) vom 15. März 1974 enthaltenen Luftreinhaltepläne festgelegt ist. Er umfaßt im wesentlichen das Niederrheinische Tiefland sowie das Ruhrgebiet. Eine differenzierte naturgeographische Analyse und Beschreibung hat LIEDTKE (1984) gegeben.

Die Ballungsräume an Rhein und Ruhr zwischen den Städten Köln, Duisburg und Dortmund umfassen eine Fläche von rund 3.200 km². Sie werden in den Luftreinhalteplänen in die Teilgebiete Rheinschiene-Süd und Rheinschiene-Mitte sowie Ruhrgebiet-West, Ruhrgebiet-Mitte und Ruhrgebiet-Ost aufgliedert (vgl. Abb. 1).

Das Belastungsgebiet **Rheinschiene-Süd** mit einer Größe von 649 km² wird landschaftlich geprägt durch die Niederrheinische Tiefebene mit dem Eifelabfall als südwestlicher und dem Bergischen Land als östlicher Begrenzung. Im Vergleich zu den anderen Belastungsgebieten herrschen hier – durch das Relief des Rheintales bedingt – ungünstigere Austauschbedingungen für die bodennahen Luftschichten vor. Das sich nördlich anschließende Belastungsgebiet **Rheinschiene-Mitte** liegt beiderseits der Auenlandschaft des Rheins zwischen Köln, Duisburg und Krefeld und nimmt eine Fläche von 356 km² ein. Naturräumlich zählt es zum Niederrheinischen Tiefland: das Stadtgebiet von Düsseldorf bestimmt einen großen Teil dieses Belastungsraumes.

Ebenfalls zum Niederrheinischen Tiefland zählt der nördlich anschließende Verdichtungsraum **Ruhrgebiet-West**, der eine Größe von 711 km² aufweist. Östlich folgt der zwischen Ruhr und Lippe gelegene Ballungsraum **Ruhrgebiet-Mitte**, der mit 765 km² Fläche als größtes Belastungsgebiet ausgewiesen ist. Das östliche Ruhrgebiet schließlich wird im Rahmen der Luftreinhaltepläne durch das **Ruhrgebiet-Ost** erfaßt, das südlicher Teil der Westfälischen Bucht ist und eine Fläche von 712 km² besitzt. Dieser Raum, in dem die Großstadt Dortmund liegt, wird morphographisch begrenzt durch die Ruhr im Süden und die Lippe im Norden.

Die Lage und die durch die Luftreinhaltepläne festgelegte Abgrenzung der fünf Belastungsgebiete ist in Abbildung 1 dargestellt; die dort eingezeichneten Standorte des Luftqualitätsüberwachungssystems der Landesanstalt für Immissionsschutz beziehen sich auf die in Kapitel 4 erfolgte Auswertung.

2. Zusammensetzung der Emissionsstruktur

In den fünf Belastungsräumen des Rhein-Ruhr-Gebietes werden pro Jahr insgesamt 3,5 Mio. t Emissionen als Gase und Aerosole freigesetzt, wobei erstgenannte Schadstoffe den überwiegenden Anteil ausmachen.

Tabelle 1 enthält in einem Überblick sowohl die Angaben zur Gesamtemission wie auch die prozentualen Anteile der Verursachergruppen Industrie, Hausbrand und Straßenverkehr am Verschmutzungsprozeß. Die absolut größten Emissionsmassenströme

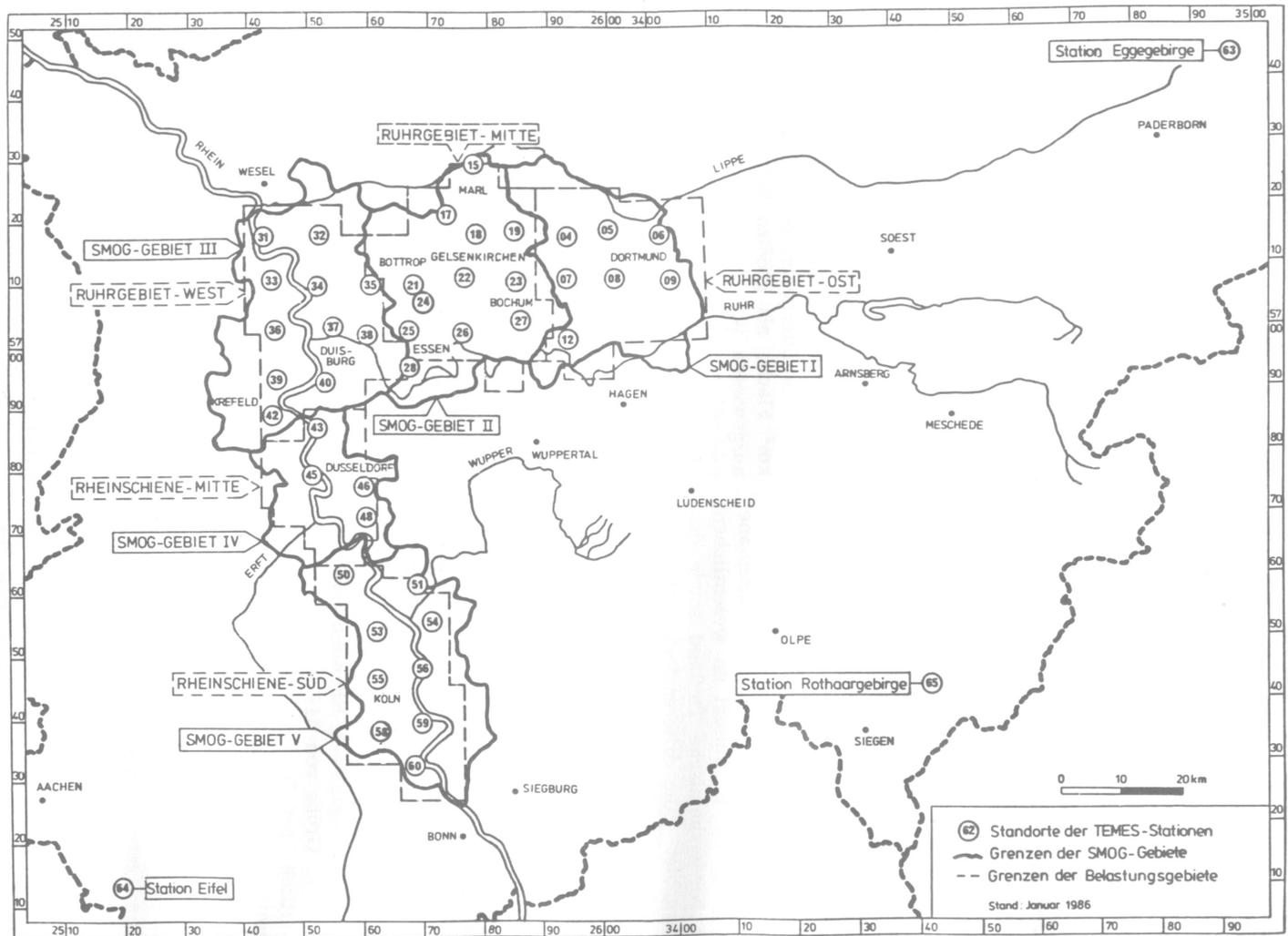


Abb. 1: Lage der Untersuchungsgebiete und Standorte der TEMES-Stationen
(nach LIS 1986)

entfallen auf die Gebiete Ruhrgebiet-West und Ruhrgebiet-Mitte. Zwei Drittel aller im Rhein-Ruhr-Raum produzierten Emissionen gelangen hier in die Atmosphäre.

Für die mengenmäßig geringste Verschmutzung sorgt der Bereich Rheinschiene-Mitte mit einem Emissionsanteil von nur 6 %. Bezogen auf eine Fläche von 1 km² wird z. B. in diesem Gebiet pro Jahr nur rund ein Drittel der im Bereich Ruhrgebiet-West produzierten Schadstoffe freigesetzt.

Ein Blick auf die Anteile der Verursachergruppen zeigt, daß im Gebietsmittel des Rhein-Ruhr-Raumes die Industrie zu 58 %, der Kraftfahrzeugverkehr zu 23 % und der Hausbrand zu 19 % an der Gesamtemission beteiligt sind. Regional ergeben sich z. T. jedoch erhebliche Unterschiede. So weisen die Gebiete Rheinschiene-Süd und Rheinschiene-Mitte mit Werten von 30 % und 40 % sehr hohe Anteile der Verkehrsemissionen auf. Im Gebiet Rheinschiene-Mitte stellt der Kfz-Verkehr mit 40,4 % sogar die stärkste Emittentengruppe dar. Erst an zweiter Stelle folgen hier die Industrieemissionen mit rund 34 %. Die Hausbrandabgase erreichen einen im Vergleich zu den anderen Belastungsgebieten hohen Anteil von 26 %. Die Emissionsstruktur der Ruhrgebiets-Belastungsräume wird hingegen eindeutig durch das Überwiegen von Industrieabgasen bestimmt, die z. B. im Bereich Ruhrgebiet-West einen Anteil von über 80 % erreichen. Die Verkehrsemissionen

treten in diesen Gebieten deutlich hinter die Hausbrandemissionen zurück, die dort zwischen 20 % und 24 % der Gesamtemission ausmachen.

Aus der Kenntnis des Datenmaterials zur Emissionsmenge der einzelnen Verursachergruppen kann jedoch nicht ohne weiteres auf deren Anteil an den Immissionskonzentrationen geschlossen werden, da hierfür auch die atmosphärische Verweilzeit eines Spurenstoffes von Bedeutung ist. Diese wird bestimmt durch die effektive Quellhöhe des Emittenten, durch die Schnelligkeit der chemischen Stoffumwandlungen – das ist insbesondere für sekundäre Luftverunreinigungen wichtig –, durch die Stärke des bodennahen Austausches sowie durch die Beschaffenheit der Akzeptorflächen und deren Affinität gegenüber dem Spurenstoff am Erdboden (KUTTLER 1986; JAKOBSEN et al. 1982).

Ein gut untersuchtes Beispiel, das für das Gebiet Rheinschiene-Mitte die Diskrepanz zwischen Emissions- und Immissionsanteil aufzeigt, bietet das Schwefeldioxid. Von seiten der Emission werden dort z. B. 84 % durch die Industrie, 15 % durch den Hausbrand und das Kleingewerbe und nur 1 % durch den Kraftfahrzeugverkehr freigesetzt. Analysiert man hingegen die Belastung durch SO₂ im Lebensraum des Menschen, mithin die Immissionskonzentrationen, so entfallen hierbei nur noch 55 % auf die Industrie (wegen der hohen effektiven

Tabelle 1 Emissionsstruktur im Rhein-Ruhr-Gebiet
(Daten der Luftreinhaltepläne Rheinschiene-Süd und Rheinschiene-Mitte, Ruhrgebiet-West, Ruhrgebiet-Mitte, Ruhrgebiet-Ost; hg. von MAGS, NRW)

Emission	Rheinschiene		West	Ruhrgebiet		Σ bzw. \bar{x}
	Süd	Mitte		Mitte	Ost	
Fläche (km ²)	649	356	711	765	712	3193
Gesamtemission (t/a)	439 616	200 626	1 196 150	1 072 159	580 141	3 488 692
Mittlere Emissionsdichte (t/km ² /a)	677	564	1682	1402	815	1093
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

Quellniveaus der Schornsteine), 40 % jedoch auf den Hausbrand und das Kleingewerbe (wegen der niedriggelegenen Flächenquellen) und 5 % auf den Verursacher Kraftfahrzeugverkehr (nach MAGS 1982). Ergänzend ist darauf hinzuweisen, daß sich die unterschiedliche Höhe der Kaminmündungen bei austauscharmen Wetterlagen besonders stark auf die bodennahen Spurenstoffkonzentrationen auswirkt.

3. Meßnetz zur Luftgüteüberwachung

Die Luftgüteüberwachung in den Ballungsräumen von Nordrhein-Westfalen obliegt laut Landesauftrag in erster Linie der Landesanstalt für Immissionsschutz (LIS) mit Sitz in Essen. Seit der zuletzt im Jahr 1986 vorgenommenen Erweiterung des Meßnetzes verfügt die LIS im Rahmen des sog. TEMES-Systems (= Telemetrisches-Echtzeit-Mehrkomponenten-Erfassungssystem) im Rhein-Ruhr-Raum über nunmehr 45 Meßstationen, von denen die Mehrzahl fortlaufend die Spurenstoffe SO₂, NO, NO₂, CO, Schwebstäube sowie ab April 1982 auch Ozon erfassen (Lage der Stationen vgl. Abb. 1). Zusätzlich werden an 18 der 45 Meßstellen die meteorologischen Parameter Windrichtung und Windgeschwindigkeit gemessen, an 10 Stationen Messungen zur Strahlungsbilanz und zum Niederschlag vorgenommen. Das anfallende Datenmaterial wird seit Oktober 1977 in den „Berichten über die Luftqualität in Nordrhein-Westfalen“ („TEMES-Monatsberichte“) und in den „Monatsberichten über die Luftqualität an Rhein und Ruhr“ von der Landesanstalt für Immissionsschutz des Landes NRW als kostenlos erhältliche Broschüre veröffentlicht.

4. Immissionsituation im Rhein-Ruhr-Gebiet

Zur Einschätzung der Immissionsituation des Rhein-Ruhr-Gebietes soll hier mit Hilfe des ubiquitär auftretenden und üblicherweise gemessenen Spurenstoffes SO₂ ein Vergleich mit anderen Ballungsräumen vorgenommen werden.

Die in Tabelle 2 zusammengestellten Durchschnittswerte für Schwefeldioxid, die mit Ausnahme des Berliner Meßnetzes dem Erhebungsjahr 1983 entstammen, charakterisieren das Rhein-Ruhr-Gebiet als einen Verdichtungsraum, in dem eine mittlere SO₂-Belastung mit in etwa gleichhohen Werten, wie sie für Hamburg und Frankfurt/M. berechnet wurden, vorherrscht. Etwas unter den Ruhrgebietswerten sind die Spurenstoffkonzentrationen für Hannover und Stuttgart angesiedelt, deutlich niedrigere Mittelwerte weist das Münchener Meßnetz auf.

Da die Emissionsbelastung im Ruhrgebiet höher ist als in den anderen genannten Ballungsräumen, die Immissionskonzentrationen jedoch – wie aus Tabelle 2 zu entnehmen – im vergleichbaren Rahmen der aufgeführten Gebiete liegen, müssen im Rhein-Ruhr-Raum allgemein gute Austauschverhältnisse vorherrschen. Zurückzuführen ist das auf das nur gering reliefierte Gelände, das den bodennahen Austausch fördert und ihn nicht etwa, wie z. B. in Stuttgart, durch eine ungünstige Kessellage behindert. Darüber hinaus sorgen auch die insbesondere in den letzten Jahrzehnten zunehmend höher gebauten Schornsteine dafür, daß sich die lokale Konzentration der Schadstoffe verringert, was jedoch die ökologischen Probleme im überregionalen Bereich nicht löst.

Tabelle 2 Jahresmittelwerte der SO₂-Immissionskonzentrationen des Rhein-Ruhr-Gebietes im Vergleich zu anderen Ballungsräumen der Bundesrepublik Deutschland 1983 (nach Daten der einzelnen Landesämter)

	Ruhr- gebiet	Rhein-Ruhr- Gebiet	Frank- furt/M.	Stuttgart	München	Hamburg	Berlin (1978)	Hannover
\bar{x}_{SO_2} ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	60	50	58	45	27	50	142	40

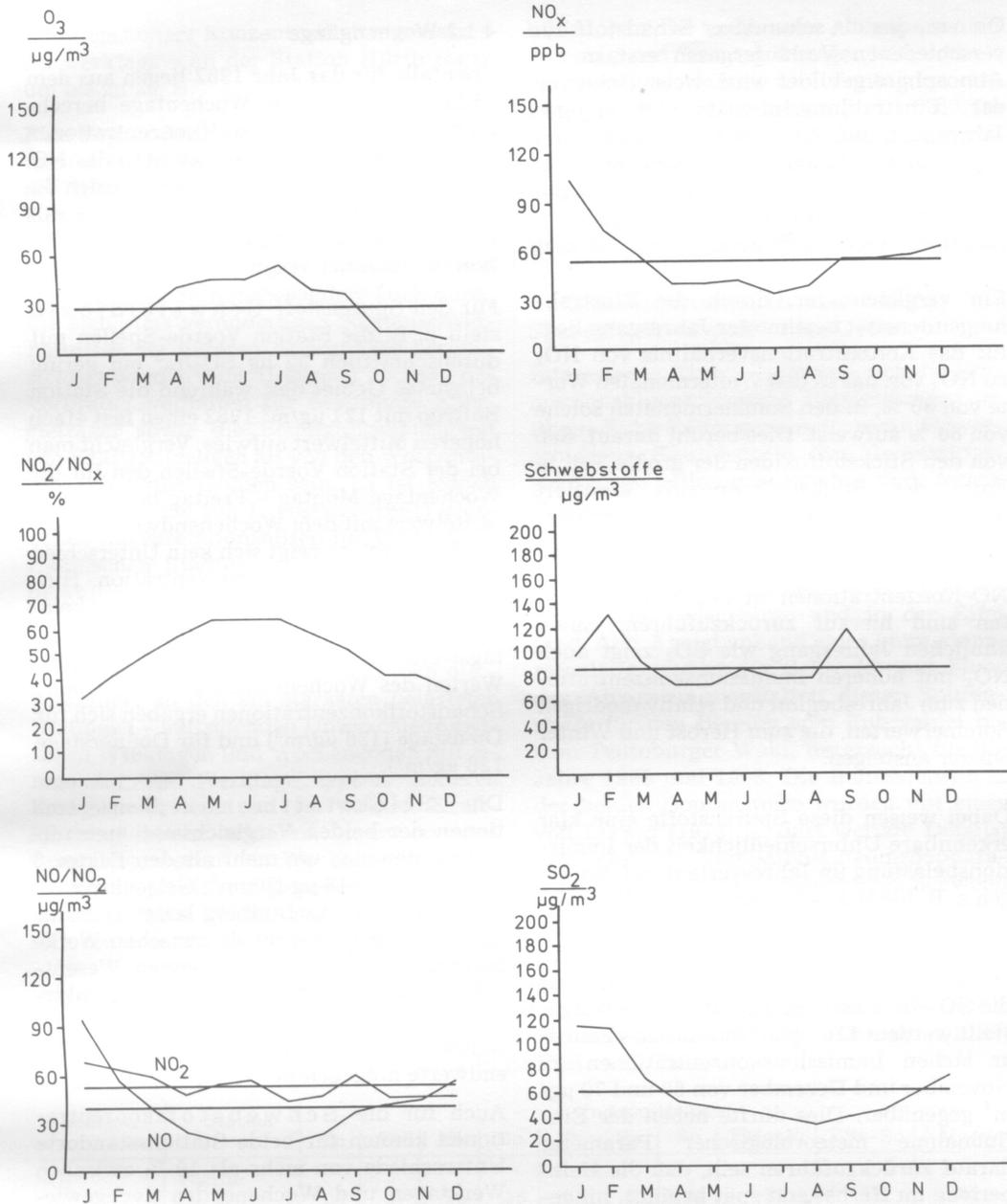


Abb. 2: Jahresgänge verschiedener Spurenstoffe im Rhein-Ruhr-Gebiet 1982
(nach PFEFFER et al. 1985)

4.1 Zeitlich abhängige Immissionsstruktur

4.1.1 Jahresgänge

Gas- und partikelförmige Spurenstoffe weisen zum Teil charakteristische, durch die

Zeit bestimmte Immissionsverläufe auf. Abb. 2 zeigt anhand einiger Beispiele Monatsmittelwerte für 1982. Die dargestellten Sachverhalte ergeben folgendes Bild:

Ozon, das als sekundärer Schadstoff aus verschiedenen Vorläufergasen erst in der Atmosphäre gebildet wird, weist einen von der Einstrahlungsintensität abhängigen Jahresgang auf. Es zeigen sich hohe Sommerkonzentrationen in den sonnenscheinreichen Monaten, während im Winter – der geringeren Einstrahlung entsprechend – niedrigere Werte auftreten.

Ein vergleichbarer, durch die Einstrahlungsintensität bestimmter Jahresgang liegt für das Konzentrationsverhältnis von NO_2 zu NO_x vor, das in den Wintermonaten Werte von 30 %, in den Sommermonaten solche von 60 % aufweist. Dies beruht darauf, daß von den Stickstoffoxiden der größte Teil in Form des Stickstoffmonoxids emittiert wird, das in der Atmosphäre unter geeigneten Strahlungsbedingungen erst zu Stickstoffdioxid oxidiert wird. Die höheren NO -Konzentrationen in den Wintermonaten sind hierauf zurückzuführen. Einen ähnlichen Jahresgang wie SO_2 zeigt auch NO_x mit höheren Immissionskonzentrationen zum Jahresbeginn und relativ niedrigen Sommerwerten, die zum Herbst und Winter wieder ansteigen.

Dabei weisen diese Spurenstoffe eine klar erkennbare Unterschiedlichkeit der Immissionsbelastung im Jahresverlauf auf. So liegen z. B. für NO_x am Jahresbeginn die Werte zwischen 70 und 100 ppb, während am Jahresende (November, Dezember) nur um 60 ppb erreicht werden. Ähnliches kann für die SO_2 -Immissionskonzentrationen festgestellt werden: 110 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ im Januar – Februar stehen Immissionskonzentrationen im November und Dezember von 60 und 70 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ gegenüber. Dies dürfte neben der Einflußnahme meteorologischer Parameter darauf zurückzuführen sein, daß die Heizperiode im Herbst erst spät beginnt, hingegen im Frühjahr weit in den Jahresverlauf hineinreicht.

Für die Schwefelstoffimmissionen kann kein ausgeprägter Jahresgang festgestellt werden. Die hier zugrundeliegenden Meßwerte des Jahres 1982 weisen höchste Konzentrationen im Februar (mit etwa 130 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) und im September (mit etwa 120 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) auf.

4.1.2 Wochengänge

Ebenfalls für das Jahr 1982 liegen aus dem TEMES-Meßnetz für Wochentage berechnete mittlere Spurenstoffkonzentrationen vor (Tab. 3). Am Beispiel des SO_2 , des NO , der Schwebstoffe und des Ozons werden die Werte aus dem Rhein-Ruhr-Raum jeweils für eine hoch und eine gering belastete Station miteinander verglichen.

Für den Spurenstoff Schwefeldioxid stellt z. B. die Station Voerde-Spellen mit durchschnittlich 32 $\mu\text{g SO}_2/\text{m}^3$ ein gering belastetes Gebiet dar, während die Station Bottrop mit 121 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 1982 einen fast 4fach höheren Mittelwert aufwies. Vergleicht man bei der Station Voerde-Spellen den für die Wochentage Montag – Freitag berechneten Mittelwert mit dem Wochenendwert (Samstag/Sonntag), so zeigt sich kein Unterschied in der SO_2 -Immissionskonzentration. Hingegen liegen an der wesentlich stärker belasteten Station Bottrop die mittleren Werktagswerte um rund 13 $\mu\text{g SO}_2/\text{m}^3$ über den Werten des Wochenendes. Besonders hohe Schadstoffkonzentrationen ergaben sich für Dienstage (136 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) und für Donnerstag (128 $\mu\text{g}/\text{m}^3$).

Die Stickstoffmonoxidkonzentrationen der beiden Vergleichsstationen unterscheiden sich um mehr als den Faktor 3 (Budberg: $x = 18 \mu\text{g NO}/\text{m}^3$; Gelsenkirchen: $x = 66 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Für Budberg lassen sich nur geringfügige Unterschiede zwischen Werktagen und Wochenenden erkennen. Wesentlich deutlicher treten diese in Gelsenkirchen auf, wo die mittleren Werktagskonzentrationen bei 73 $\mu\text{g NO}/\text{m}^3$, die Wochenendwerte hingegen bei 47 $\mu\text{g NO}/\text{m}^3$ liegen.

Auch für die Schwebstoffkonzentrationen 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 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, Leverkusen: 71 $\mu\text{g}/\text{m}^3$).

Während an den vorgenannten Meßstellen im Vergleich zum Wochenende überwiegend wochentags höhere Konzentrationen auftraten, ergeben sich für den Spurenstoff Ozon entgegengesetzte Verhältnisse. Bei diesem Gas wurden nämlich samstags und

sonntags höhere Konzentrationen gemessen als werktags – an der Station Hürth sogar um bis zu 20 %.

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 Verkehr, Hausbrand und Industrie, sondern insbesondere auch durch die sich stets verändernden Austauschverhältnisse der unteren Atmosphäre berücksichtigt werden muß. Ursachen könnten das Verbrauchsverhalten für bestimmte Energieträger sowie die Benutzungshäufigkeit von Kraftfahrzeugen als von den Wochentagen abhängige Größen sein. Es ist jedoch fraglich, ob die von LANDSBERG (1981) gegebenen Interpretationshilfen für die in amerikanischen Städten gefundenen Lufttemperaturunterschiede zwischen Werktagen und Wochenenden auf die hier dargestellten Verläufe der Spurenstoffkonzentrationen übertragen werden können. Will man die – zumindest an den am stärksten belasteten Stationen – auftretenden Unterschiede zwischen Werktagen und Wochenenden mit einem für die Werktage typisch höheren Energieverbrauch und verstärkten Kraftfahrzeugverkehr erklären, dann erstaunt zumindest, warum am Wochenende höhere Ozonkonzentrationen gemessen werden 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 & LANGENSIEPEN 1981).

4.2 Immissionsverhalten ausgewählter Spurenstoffe in quellfernen Gebieten

Interessante Einblicke lassen sich für immissionsklimatologische Betrachtungen im Rhein-Ruhr-Raum gewinnen, wenn für verschiedene Spurenstoffe ihre Immissionsstruktur in ballungsraumnahen und -fernen Gebieten miteinander verglichen wird. Hierzu werden Ergebnisse herangezogen, die PFEFFER (1985) anhand von Datenauswertungen zahlreicher Meßstellen im Ruhrgebiet, im Eggegebirge und in der Eifel fand. Abb. 3 zeigt anhand eines Immissionsratenlängsprofils für Schwefel und Fluor das Ablagerungsverhalten dieser Spurenstoffe für den Bereich vom Ruhrgebiet bis zum Teutoburger Wald, untersucht für die Jahre 1982 und 1983. Die Immissionsraten der beiden Spurenstoffe wurden mit einer von LUCKAT (1972) (s. dort weitere Details) entwickelten Immissionsratenmeßapparatur (IRMA) ermittelt. Sowohl für Schwefel als auch für Fluor zeigt der Immissionsratenverlauf zunächst eine Abnahme der

Tabelle 3 Tagesmittelwerte verschiedener Schadstoffbelastungen (in $\mu\text{g}/\text{m}^3$) für höchst und niedrigst belastete Stationen im TEMES-Meßnetz der LIS (Januar – Dezember 1982) (Daten nach PFEFFER et al. 1985)

Schadstoff	Station	Tagesmittelwert									
		Mo	Di	Mi	Do	Fr	Sa	So	$\bar{X}_{\text{Mo-Fr}}$	$\bar{X}_{\text{Sa-So}}$	$\bar{X}_{\text{Mo-So}}$
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
	Gelsenkirch.	67	71	72	80	73	52	42	73	47	66
Schwebstoffe	Leverkusen	63	67	69	71	67	64	56	67	60	65
	Meiderich	93	105	104	120	109	100	85	106	93	103
Ozon	Ickern	22	22	24	22	22	26	25	22	26	23
	Hürth	32	31	32	31	31	34	39	31	37	33

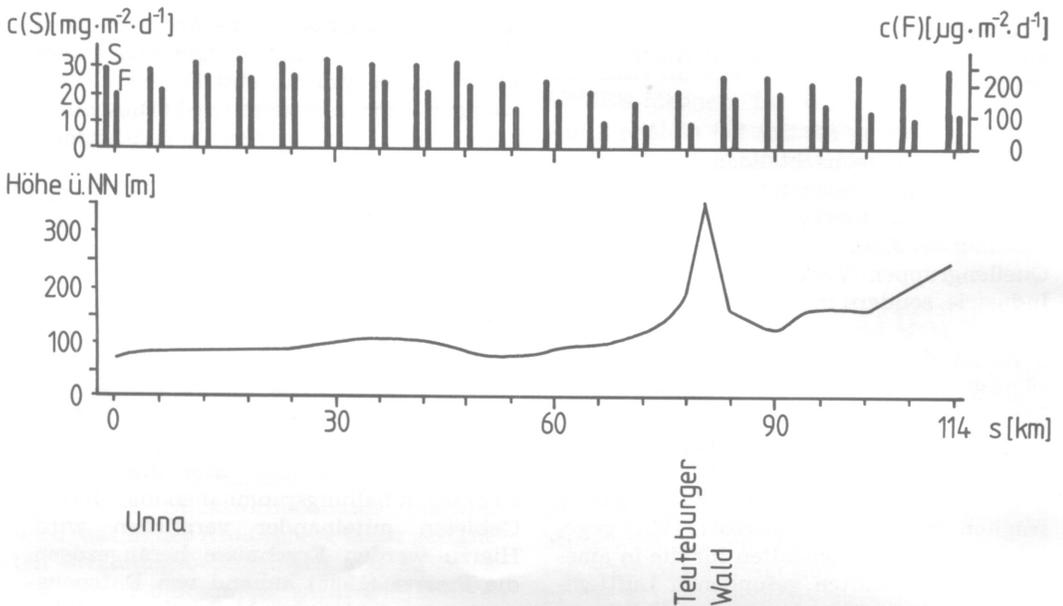


Abb. 3: Jahresmittelwerte der S- und F-Immissionsraten in Abhängigkeit von der Entfernung vom Ballungsgebiet und der Höhenlage über NN 1982/83
(nach SCHWELA u. RADERMACHER 1985)

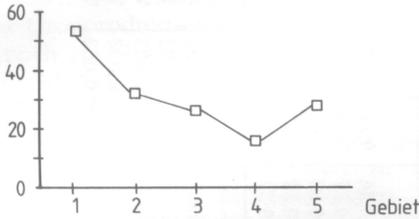
Meßwerte mit zunehmender Entfernung vom Ballungsraum Ruhrgebiet. Am Fuß des Teutoburger Waldes steigen allerdings die Meßwerte an. Besonders deutlich zeigt dies der Spurenstoff Fluor, der an den luvseitig gelegenen Meßstellen des Teutoburger Waldes Werte von etwa $50 \mu\text{g}/\text{m}^2\cdot\text{d}$ aufweist, auf den Höhenlagen und vor allem im Lee zur vorherrschenden westlichen/südwestlichen Windrichtung ein Ansteigen der Immissionsraten auf über $100 \mu\text{g}/\text{m}^2\cdot\text{d}$, d. h., hier werden Werte erreicht, die etwa gleichhoch sind wie die im Belastungsgebiet. Da örtliche Verschmutzungsquellen im Raum Teutoburger Wald/Weserbergland auszuschließen sind, dürfte die Ursache für die hier erreichten höheren Schwefel- und Fluorimmissionsraten in einer durch das ansteigende Relief bedingten höheren Windgeschwindigkeit liegen, die eine größere Ablagerung der Spurenstoffe im Meßsystem herbeiführt. Andererseits darf ein Transport von Spurenstoffen in diese Gebiete aus der DDR als nicht gering eingeschätzt werden (KUTTLER 1986).

Bezieht man Meßergebnisse von Stationen aus dem westlichen und mittleren Ruhrgebiet mit ein, so läßt sich eine weitergehende räumlich differenzierte Betrachtung über

das Immissionsverhalten längs eines Profils von Duisburg bis zum Teutoburger Wald vornehmen. Abbildung 4 verdeutlicht nicht nur Immissionsunterschiede zwischen Belastungsraum und quellfernem Gebiet, sondern auch eine deutliche lufthygienische Verschiedenheit zwischen Ruhrgebiet-West und Ruhrgebiet-Mitte. Während in Duisburg z. B. die Immissionsraten für SO_2 bei über $50 \text{ mg}/\text{m}^2\cdot\text{d}$ liegen, kann für den Raum Essen-Bochum nur mehr ein Wert von $30 \text{ mg}/\text{m}^2\cdot\text{d}$ nachgewiesen werden; im Gebiet Unna-Rhynern fällt die Immissionsrate sogar auf einen Wert von $25 \text{ mg}/\text{m}^2\cdot\text{d}$. Bei Rietberg/Schloß Holte wird dann der niedrigste Wert dieses Meßprofils erreicht; er liegt bei unter $20 \text{ mg}/\text{m}^2\cdot\text{d}$. Die Immissionsraten im Meßgebiet Teutoburger Wald sind hingegen fast so hoch wie im Belastungsgebiet Essen-Bochum.

Dieses Datenmaterial läßt erkennen, wie wenig sinnvoll es ist, diese quellfernen Räume im lufthygienischen Sinne weiterhin mit dem Begriff Reinluftgebiete zu belegen. Die zum Teil höhere Belastung der als Reinluftgebiete eingestuft industriiefernen Gebiete ist vor allem auch mit Hilfe des Spurenstoffs Ozon, dem im Zusammenhang mit dem Waldsterben große Beachtung ge-

$c(S) [mg \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}]$



1 Duisburg, 2 Essen-Bochum, 3 Raum Unna-Rhynern, 4 Raum Rietberg/Schloß Holte, 5 Teutoburger Wald-Eggegebirge

Abb. 4: Mittelwerte der S-Immissionsrate 1983 für die einzelnen als Gebiete definierten Kollektive (nach SCHWELA u. RADERMACHER 1985)

$c(O_3) [\mu g \cdot m^{-3}]$

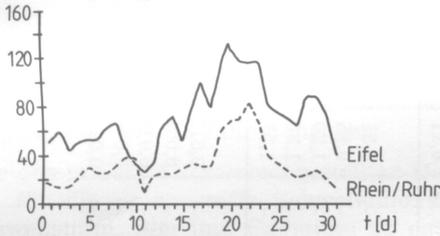


Abb. 5: Tagesmittelwerte der Ozonkonzentration für die Station Eifel im Vergleich zum Rhein-Ruhr-Gebiet (August 1984, nach PFEFFER 1985)

$c(O_3) [\mu g \cdot m^{-3}]$

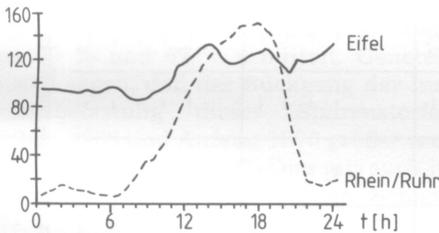


Abb. 6: Typische Tagesgänge für Ozon an einem strahlungsreichen Tag (Station Eifel und Rhein-Ruhr-Gebiet, Halbstundenmittelwerte des 19. 8. 1984; nach PFEFFER 1985)

schenkt wird, nachzuweisen. Wie dem Verlauf von Ozonkonzentrationen in den Abb. 5 und 6 entnommen werden kann, hat dieser sekundäre Luftschadstoff in der Eifel höhere, zeitweise sogar erheblich höhere Konzentrationen als im Rhein-Ruhr-Raum.

Der in Abb. 5 für einen Sommermonat dargestellte Konzentrationsverlauf weist für beide Meßstellen von Tag zu Tag unterschiedlich hohe Werte auf; die absoluten Konzentrationen erreichen auch ungleich hohe Niveaus. Doch ist ihr weitgehend gleichmäßiger, von der Einstrahlungsintensität abhängiger Verlauf unverkennbar. Wie eng die Produktionsrate von Ozon an die Intensität des solaren Strahlungstromes und an die notwendigen Vorläuferkonzentrationen geknüpft ist, belegen z. B. auch Untersuchungen, die in den Niederlanden durchgeführt wurden (GUICHERT & van DOP 1977).

Ein weiterer interessanter Aspekt der Bildungs- und Verteilungsmechanismen von Ozon läßt sich Abb. 6 entnehmen. Zwei Dinge sind hier bemerkenswert: einerseits der auf einem hohen Niveau nur geringen Schwankungen ausgesetzte Verlauf der Ozonbelastung an der Meßstelle in der Eifel, andererseits die sehr stark von der Tageszeit abhängige Schwankung der Ozonkonzentration im Rhein-Ruhr-Gebiet, wo die Nachtwerte auf $5 \mu g/m^3$ absinken, die Spätnachmittags- bzw. Fröhabendwerte gegen 19.00 Uhr jedoch $150 \mu g/m^3$ erreichen. Für den größten Teil der Tagesstunden hingegen liegen die Ozonwerte im Ballungsraum deutlich unter denjenigen der Eifelstation. Nur zwischen 15.00 Uhr und 20.00 Uhr werden im Ballungsraum höhere Werte ($20-30 \mu g/m^3$) gemessen als am Eifelstandort. Im Durchschnitt liegen die Ozonkonzentrationen in der Eifel um den Faktor 2,0 – 2,4 über denen, die mit $21 \mu g/m^3$ im Industriegebiet ermittelt werden.

Worauf ist diese höhere Belastung im „Reinluftgebiet“ zurückzuführen? Wie Untersuchungen auch aus anderen Mittelgebirgen zeigen, handelt es sich dabei nicht um einen Einzelfall. So wies FRICKE (1980) z. B. nach, daß im Vertikalprofil von einer Zunahme der Ozonkonzentrationen mit der Höhe auszugehen ist; die höchsten O_3 -Werte werden in den oberen Lagen der Mittel-

Tabelle 4 Jahresmittelwerte der Immissionsbelastung durch Schwefeldioxid (in mg/m^3), Schwebstoffe (in mg/m^3) sowie Blei und Cadmium in Schwebstoffen (in $\mu\text{g}/\text{m}^3$) in Belastungsräumen des Rhein-Ruhr-Gebietes (nach BUCK et al. 1982; LIS 1984)

Spurenstoff Gebiet	Meßzeitraum																		A ¹⁾ (%)
	1966	1967	1968	1969	1970	1971	1972	1973	1974	1975	1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982	1983	
Schwefeldioxid																			
Rheinschiene-Süd	0,08	0,07	0,07	0,08	0,08	0,09	0,07	0,07	0,06	0,06	0,08	0,06	0,07	0,08	0,07	0,06	0,06	0,06	25
Rheinschiene-Mitte	0,09	0,07	0,08	0,09	0,08	0,08	0,07	0,06	0,05	0,05	0,07	0,06	0,06	0,08	—	—	0,05	0,05	44
Ruhrgebiet-West	0,13	0,11	0,12	0,13	0,11	0,12	0,12	0,12	0,10	0,10	0,10	0,08	0,09	0,08	0,07	0,06	0,07	0,07	62
Ruhrgebiet-Mitte	0,15	0,13	0,13	0,13	0,11	0,11	0,11	0,10	0,09	0,09	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08	0,07	0,06	60
Ruhrgebiet-Ost	0,15	0,12	0,10	0,11	0,10	0,10	0,08	0,09	0,07	0,07	0,06	0,05	0,07	—	—	—	0,06	0,05	67
Schwebstoffe																			
Rheinschiene-Süd	—	—	—	0,13	0,13	0,12	0,12	0,11	0,08	0,09	0,09	0,09	0,08	0,08	0,07	0,07	0,07	0,06	54
Rheinschiene-Mitte	—	—	—	—	—	0,13	0,11	0,11	0,09	0,09	0,10	0,10	0,09	0,08	0,07	0,07	0,08	0,07	46
Ruhrgebiet-West	—	—	—	0,23	0,21	0,14	0,13	0,12	0,10	0,10	0,12	0,11	0,10	0,09	0,08	0,08	0,09	0,08	65
Ruhrgebiet-Mitte	—	—	0,20	0,20	0,19	0,15	0,15	0,14	0,11	0,12	0,12	0,12	0,11	0,09	0,09	0,08	0,09	0,07	54
Ruhrgebiet-Ost	—	—	0,20	0,19	0,18	0,16	0,16	0,14	0,11	0,11	0,11	0,11	0,10	0,10	0,09	0,08	0,08	0,07	54
Blei																			
Rheinschiene-Süd	—	—	—	—	—	—	—	—	0,81	0,72	0,59	0,54	0,36	0,37	0,28	0,24	0,26	0,22	73
Rheinschiene-Mitte	—	—	—	—	—	—	—	—	0,96	0,90	0,66	0,60	0,42	0,41	0,33	0,27	0,25	0,27	72
Ruhrgebiet-West	—	—	—	—	—	—	—	—	1,20	1,06	0,94	0,88	0,54	0,52	0,42	0,33	0,42	0,32	73
Ruhrgebiet-Mitte	—	—	—	—	—	—	—	—	1,30	1,00	0,84	0,77	0,53	0,47	0,37	0,32	0,31	0,27	79
Ruhrgebiet-Ost	—	—	—	—	—	—	—	—	1,37	1,11	0,96	0,87	0,56	0,47	0,38	0,32	0,28	0,26	81
Cadmium																			
Rheinschiene-Süd	—	—	—	—	—	—	—	—	0,012	0,009	0,007	0,005	0,005	0,004	0,003	0,003	0,002	0,002	83
Rheinschiene-Mitte	—	—	—	—	—	—	—	—	0,009	0,006	0,005	0,004	0,004	0,004	0,003	0,003	0,002	0,002	78
Ruhrgebiet-West	—	—	—	—	—	—	—	—	0,010	0,008	0,007	0,006	0,006	0,005	0,004	0,004	0,003	0,003	70
Ruhrgebiet-Mitte	—	—	—	—	—	—	—	—	0,010	0,007	0,007	0,006	0,006	0,005	0,004	0,004	0,003	0,003	73
Ruhrgebiet-Ost	—	—	—	—	—	—	—	—	0,012	0,009	0,008	0,008	0,007	0,006	0,005	0,004	0,004	0,003	75

A¹⁾ = Abnahme zwischen Ausgangs- und Endwert, bezogen auf den Ausgangswert

gebirge erreicht. Begründet wird dies damit, daß in den Ballungsräumen nach beendeter Ozonproduktion am späten Nachmittag noch ein Überschuß an Stickstoffmonoxid vorhanden ist, das in den Nachtstunden Ozon abbaut; daraus resultieren die in Abb. 6 dargestellten relativ niedrigeren Konzentrationsniveaus an Ozon in den Nacht- und frühen Morgenstunden. Da Stickstoffmonoxid in den Waldgebieten in solchen Konzentrationen fehlt, die zu einem meßbaren Abbau des Ozons führen könnten, verbleiben die Ozonkonzentrationen dort deshalb auf relativ hohem Niveau und unterliegen nur relativ geringen Schwankungen im Tagesverlauf.

4.3 Veränderung der Immissionsstruktur seit Aufnahme der Messungen

Da Datenmaterial des Immissionsmeßnetzes im Rhein-Ruhr-Raum für einen vergleichsweise recht langen Zeitraum vorliegt, lassen sich signifikante Aussagen zur Veränderung der Immissionsstruktur in den vergangenen 15 – 18 Jahren machen.

Wie den in Tab. 4 zusammengestellten Daten für die Spurenstoffe Schwefeldioxid, Schwebstoffe, Blei und Cadmium zu entnehmen ist, lassen sich für alle Spurenstoffe und für jedes Belastungsgebiet Abnahmen der Immissionskonzentrationen erkennen – im Einzelfall bis zu 83 %. Für Schwefeldioxid konnte im ohnehin schon gering belasteten Gebiet Rheinschiene-Süd eine weitere Abnahme um 25 % festgestellt werden. In den – bezogen auf den Ausgangswert von 1966 – durch höhere Immissionskonzentrationen charakterisierten Ruhrgebietsbelastungsräumen wurden Reduktionen zwischen 60 % und 67 % ermittelt. Generell läßt sich sagen, daß der Rückgang der Immissionsbelastung dieses Spurenstoffes zwischen 1966 und Anfang 1970 größer war als im Zeitraum nach 1975. Dies gilt auch in etwa für die anderen genannten Schadstoffe.

Die größten prozentualen Abnahmen zwischen den entsprechenden Ausgangs- und Endwerten ergaben sich für Cadmium mit Werten zwischen 70 % und 83 % und für Blei mit Werten von 72 % und 81 %. Nach den von BUCK et al. (1982) durchgeführten Berechnungen beruhen die Trends nicht auf

einer Veränderung der meteorologischen Parameter, wie z. B. der Windgeschwindigkeit oder der Windrichtung, sondern auf einer Abnahme der Emissionen.

Für Schwefeldioxid, das durch die Industrie, den Hausbrand und in vernachlässigbarem Maße auch durch den Kfz-Verkehr freigesetzt wird, wurden Detailuntersuchungen mit dem Ziel durchgeführt, festzustellen, welcher der zwei Hauptemittenten zu einer Reduzierung der Belastung geführt hat. Es zeigte sich, daß eine Abnahme sowohl im Sommer als auch im Winter zu beobachten ist, wobei allerdings die Reduktion in der kalten Jahreszeit wesentlich höher ausfällt als in der warmen Jahreszeit. Da im Sommer wegen des fehlenden Hausbrandes fast ausschließlich Industrieemissionen in die bodennahe Atmosphäre eingeleitet werden, im Winter dagegen etwa je zur Hälfte Industrie- und Hausbrandemissionen das SO₂-Budget bestimmen, dürfte die Abnahme jedenfalls auf eine Verringerung der Hausbrandemissionen und auch der Industrieemissionen zurückgeführt werden. Da jedoch im Winter eine stärkere Reduktion beobachtet wurde als im Sommer, kann daraus auch geschlossen werden, daß die in den sechziger Jahren noch weit verbreiteten 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 ü. NN relativ niedrig gelegenen Obergrenzen der Mischungsschicht ausbreiten können und somit einer bodennahen Belastung entzogen werden (vgl. hierzu BUCK et al. 1982; KUTTLER 1979).

Um einen direkten Vergleich der Immissionsituation zwischen den fünf Belastungsgebieten durchführen zu können, wurden für die Spurenstoffe SO₂ und Schwebstoffe die Jahresmittelwerte der Belastungsgebiete mit Rangziffern von 1-5 belegt. Rangziffer 1 wurde jeweils der höchste, Rangziffer 5 der niedrigste Wert zugeordnet.

Abbildung 7 zeigt das über die Zeitachse (1966 – 83) aufgetragene Ergebnis. Die berechneten arithmetischen Mittelwerte der Rangziffern für SO₂ und Schwebstoffe (Abb. 7, rechte Spalte) weisen darauf hin,

Rangfolge

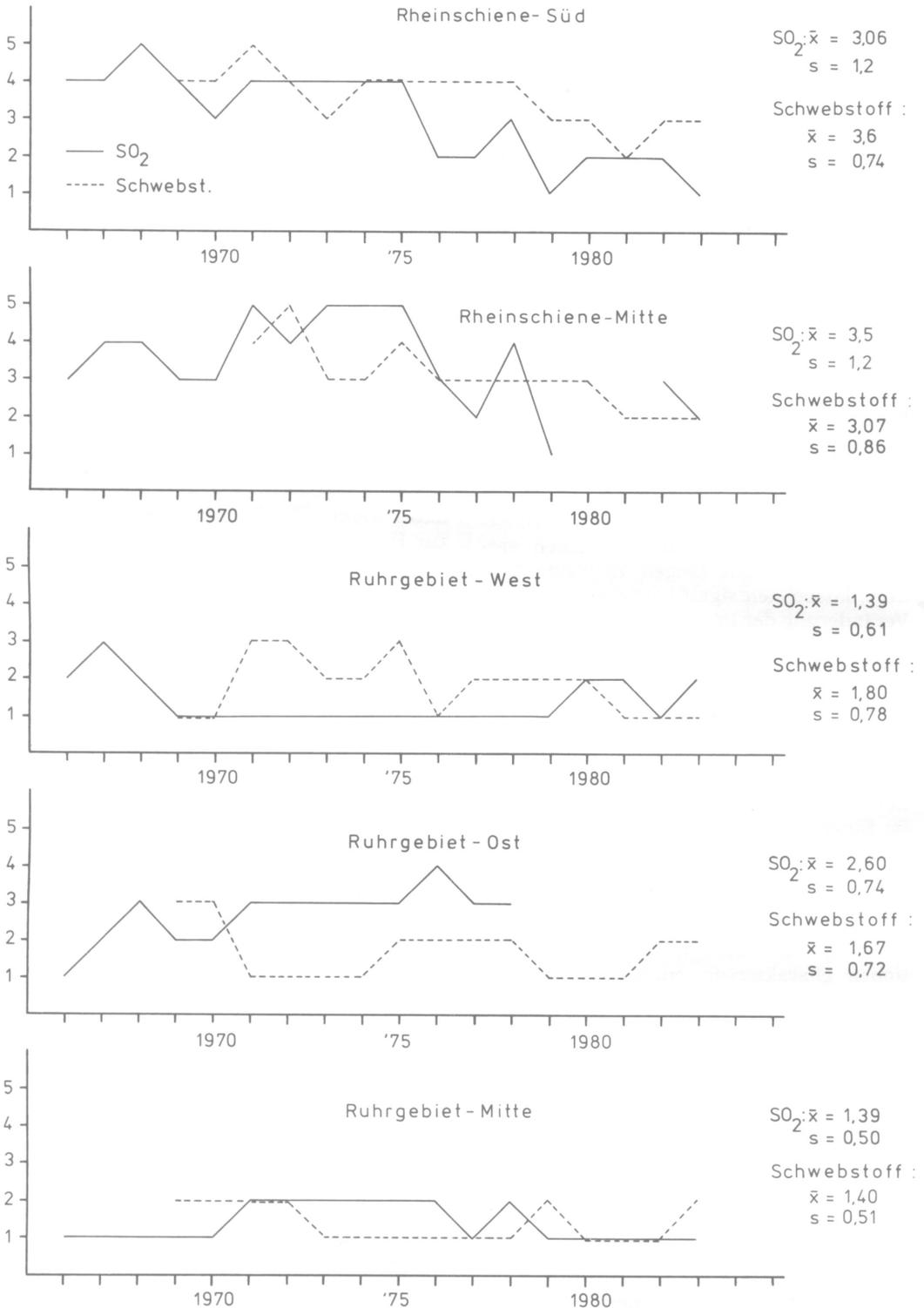


Abb. 7: Rangfolgen der Jahresmittelwerte an Schwefeldioxid- und Schwebstoffmissionen in den Belastungsgebieten Rhein-Ruhr

daß SO_2 für die Gebiete der Rheinschiene im Vergleich zu anderen Ballungsräumen eine wesentlich geringere Rolle spielt; denn die Gebiete der Rheinschiene besitzen im Durchschnitt Rangziffern von über 3, diejenigen der Ruhrbelastungsräume hingegen solche von unter 2,6. Für die Schwebstoffe lassen sich dem SO_2 vergleichbare Aussagen treffen. Die Mittelwerte weisen unterschiedlich hohe Standardabweichungen auf, für die im wesentlichen interannuelle Ereignisse verantwortlich sind. So zeigt z. B. die zeitliche Entwicklung der Rangfolgen im Gebiet Rheinschiene-Süd eine Abnahme von Rangziffer 4 und z. T. sogar 5 in den Jahren 1967 und 1968 auf Rangziffer 1 im Jahre 1983. Das bedeutet, daß sich – relativ zu den anderen Belastungsgebieten – die SO_2 -Immissionsstruktur verschlechtert hat, obwohl die Gesamtsituation – wie oben gezeigt – wesentlich besser geworden ist. Die SO_2 -Immissionsstruktur im Ruhrgebiet-West und im Ruhrgebiet-Mitte belegt – von wenigen Ausnahmen abgesehen – über den gesamten Meßzeitraum Rangfolgen mit den Ziffern 1 und 2. Das heißt, daß diese Räume von den Untersuchungsgebieten – trotz absoluter Abnahme der Immissionskonzentrationen – durchweg mit SO_2 am höchsten belastet sind. Auf die Situation der Schwebstoffe soll an dieser Stelle aus Platz-

gründen nicht näher eingegangen werden. Sie entspricht zum großen Teil derjenigen für SO_2 und ist ebenfalls Abb. 7 zu entnehmen.

5. Schluß

Die Ergebnisse der vorliegenden Auswertung von Datenmaterial über die Luftqualität der Verdichtungsräume an Rhein und Ruhr zeigen, daß die Verteilung der dort gemessenen Spurenstoffe ein sehr differenziertes räumliches Muster aufweist. Wichtige Hinweise können im Hinblick auf das sich über Jahre verändernde Immissionsverhalten gegeben werden. Für alle untersuchten Spurenstoffe konnte eine mehr oder weniger starke Abnahme der bodennahen Belastung nachgewiesen werden. Dies ist – vergleichbar den Verhältnissen in den anderen westeuropäischen Staaten (KNOEPPFEL & WEIDNER 1985) – einerseits auf verändertes Emissionsverhalten zurückzuführen, andererseits aber auch Ergebnis des Einbaus von Filtern und der in den 70er Jahren propagierten Hochschornsteinpolitik, die zwar zu einer Entlastung der Ballungsräume an Rhein und Ruhr führte, dafür aber aufgrund der weitgestreuten Flächenwirkung in quellfernen Gebieten für neue ökologische Probleme sorgt.

Literatur

- Bruckmann, P., M. Buck u. P. Eynck** (1980): Modelluntersuchungen über den Zusammenhang zwischen Vorläufer und Photooxidantienkonzentrationen. In: Staub – Reinhalt. Luft 40, S. 412 – 417
- Bruckmann, P. u. E. W. Langensiepen** (1981): Untersuchungen über Zusammenhänge zwischen Ozonkonzentration und meteorologischen Parametern im Rhein-Ruhr-Gebiet. In: Staub – Reinhalt. Luft 41, S. 79 – 85
- Buck, M., H. Ixfeld u. K. Ellermann** (1982): Die Veränderung der Immissionsbelastung in den letzten 15 Jahren im Rhein-Ruhr-Gebiet. In: Staub – Reinhalt. Luft 42, S. 51 – 58
- Fricke, W.** (1980): Die Bildung und Verteilung von anthropogenem Ozon in der unteren Troposphäre. In: Berichte des Inst. f. Meteorol. u. Geophysik der Univ. Frankfurt/M., Nr. 44
- Guicherit, R. u. H. van Dop** (1977): Photochemical production of ozone in western Europe (1971 – 1975) and its relation to meteorology. In: *Atm. Environm.* 11, pp. 145 – 155
- Jacobsen, J., E. Müller, M. Heese u. M. Betz** (1982): Untersuchungen zur großräumigen Ausbreitung von Luftbeimengungen. In: Umweltforschungsplan des Bundesministers des Innern, Luftreinhaltung, Forschungsprojekt 10404105, Dt. Wetterdienst, Abt. Forschung
- Knoepfel, P. u. H. Weidner** (1985): Luftreinhaltspolitik (stationäre Quellen) im internationalen Vergleich. Bd. 1-6. Berlin
- Kuttler, W.** (1979): Einflußgrößen gesundheitsgefährdender Wetterlagen und deren bioklimatische Auswirkungen auf potentielle Erholungsgebiete. Bochumer Geogr. Arbeiten, Bd. 36
- Kuttler, W.** (1986): Raum-zeitliche Analyse atmosphärischer Spurenstoffeinträge in Mitteleuropa. Habil.-Schrift. Bochumer Geogr. Arbeiten Bd. 47
- Landsberg, H. E.** (1981): The urban climate. International Series, Vol. 28. New York
- Liedtke, H.** (1984): Namen und Abgrenzungen von Landschaften in der Bundesrepublik Deutschland gemäß der amtlichen Übersichtskarte 1:500.000 (ÜK 500). Forsch. z. Deutschen Landeskunde, Bd. 222
- LIS** (Landesanstalt für Immissionsschutz) (Hg.) (1984): Fortschreibung des LIS-Berichtes Nr. 18 (1982) „Die Entwicklung der Immissionsbelastung in den letzten 15 Jahren in der Rhein-Ruhr-Region“. In: Schriftenreihe d. Landesanstalt f. Immissionsschutz d. Landes NRW, H. 61, S. 109, 110, 113, 116, 117. Essen
- LIS** (Hg.) (1986): Berichte über Luftqualität in Nordrhein-Westfalen: TEMES Monatsbericht Juli 1986. Essen

Luckat, S. (1972): Ein Verfahren zur Bestimmung der Immissionsrate gasförmiger Komponenten. In: Staub - Reinhalt. Luft 32, S. 484 - 486

MAGS (Ministerium f. Arbeit, Gesundheit u. Soziales) (1980): Luftreinhalteplan Ruhrgebiet-Mitte 1980 - 1984. Düsseldorf

MAGS (1982): Luftreinhalteplan Rheinschiene-Mitte 1982 - 1986. Düsseldorf

Pfeffer, H.-U. (1985): Immissionserhebungen in quellfernen Gebieten Nordrhein-Westfalens. In: Staub - Reinhalt. Luft, 45, S. 287 - 293

Pfeffer, H.-U., S. Külske u. R. Beier (1985): TEMES Jahresbericht 1982. Ergebnisse aus Telemetrischen Immissionsmeßnetz TEMES in Nordrhein-Westfalen. In: Berichte über die Luftqualität in Nordrhein-Westfalen, LIS. Essen

Schwela, D. u. L. Radermacher (1985): Untersuchungen zur Belastung durch Luftverunreinigungen in quellenfernen Gebieten mittels Bioindikatoren, IRMA- und Staubniederschlagsmessungen. In: Staub - Reinhalt. Luft, 45, S. 284 - 287