

BERICHTE UND MITTEILUNGEN

ATMOSPHÄRISCHE TRANSPORTE UND RAUMZEITLICHE VERTEILUNG
VON MIKROSCHADSTOFFEN (SPURENMETALLE, ORGANOCHLORPESTIZIDE,
POLYZYKLISCHE AROMATISCHE KOHLENWASSERSTOFFE) IN NORDOSTBAYERN

Mit 12 Abbildungen und 4 Tabellen

REIMER HERRMANN

Summary: Atmospheric transport and regional and temporal distribution of micropollutants (trace metals, organo-chlorine pesticides and PAH) in NE-Bavaria

The combination of predominant westerly winds with north-south running mountain barriers causes an increase of micropollutant immission with increasing height and luff-lee effect. It can be shown that long distance transport contributes a great deal to the overall pollution. Turbulent transport near the ground causes a regional distribution characterized by a decrease of micropollutant immissions within a short distance from the emission source. This pollution pattern is overlaid by a pattern originating from the long distance transport. Therefore, trace metals and PAH (polycyclic aromatic hydrocarbons) show similar distribution patterns with high concentrations in densely populated areas and increasing concentrations along the mountain ridges. Singular emission sources (e. g. for lead) can easily be detected. In comparison to the two former groups of micropollutants, organo-chlorine pesticides show a less distinct distribution pattern which can be explained by their diffuse emission sources.

Since the beginning of industrialization trace metal pollution in NE-Bavaria has increased considerably: the amount of zinc has multiplied by two and that of lead and cadmium even by four. Seasonal variations of weather conditions and emissions of micropollutants result in a different seasonal immission pattern: trace metals and PAH show a distinct maximum in winter, the organo-chlorine pesticides in summer.

Seit 1976 wurde am Lehrstuhl für Hydrologie der Universität Bayreuth eine Reihe von Untersuchungen über den Transport und die räumliche Verbreitung von Mikroschadstoffen in Nordostbayern durchgeführt. In diesem Aufsatz versuche ich, diese verstreut veröffentlichten Arbeiten zusammenzufassen, und zwar unter dem besonderen Gesichtswinkel der Herkunft dieser Schadstoffe, ihrer räumlichen Verbreitung in Nordostbayern und ihrer lang- und kurzzeitigen Veränderung. Dabei ist mir bewußt, daß diese Darstellung lückenhaft bleiben muß, um so mehr als die Arbeiten ursprünglich mit der anderen Zielsetzung durchgeführt wurden, die atmosphärische Eingabe der Mikroschadstoffe in Flußeinzugsgebiete zu bestimmen.

Aus der Fülle der organischen und anorganischen Mikroschadstoffe, die durch menschliches Wirtschaften in die Atmosphäre gelangen, habe ich aus den drei wichtigen Gruppen der Spurenmetalle, der polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PCA) und der Organochlorverbindungen wichtige Vertreter ausgewählt. Auf die Unter-

suchungen des „Makroschadstoffs“ SO₂, die nicht an meinem Lehrstuhl durchgeführt werden und vom Bayerischen Landesamt für Umweltschutz veröffentlicht werden, gehe ich nicht ein. Im Sonderheft „Baumsterben in Bayern“ (Bayerische Staatsforstverwaltung 1982) werden der Einfluß und die Verbreitung von SO₂ auch in Nordostbayern überaus gründlich diskutiert.

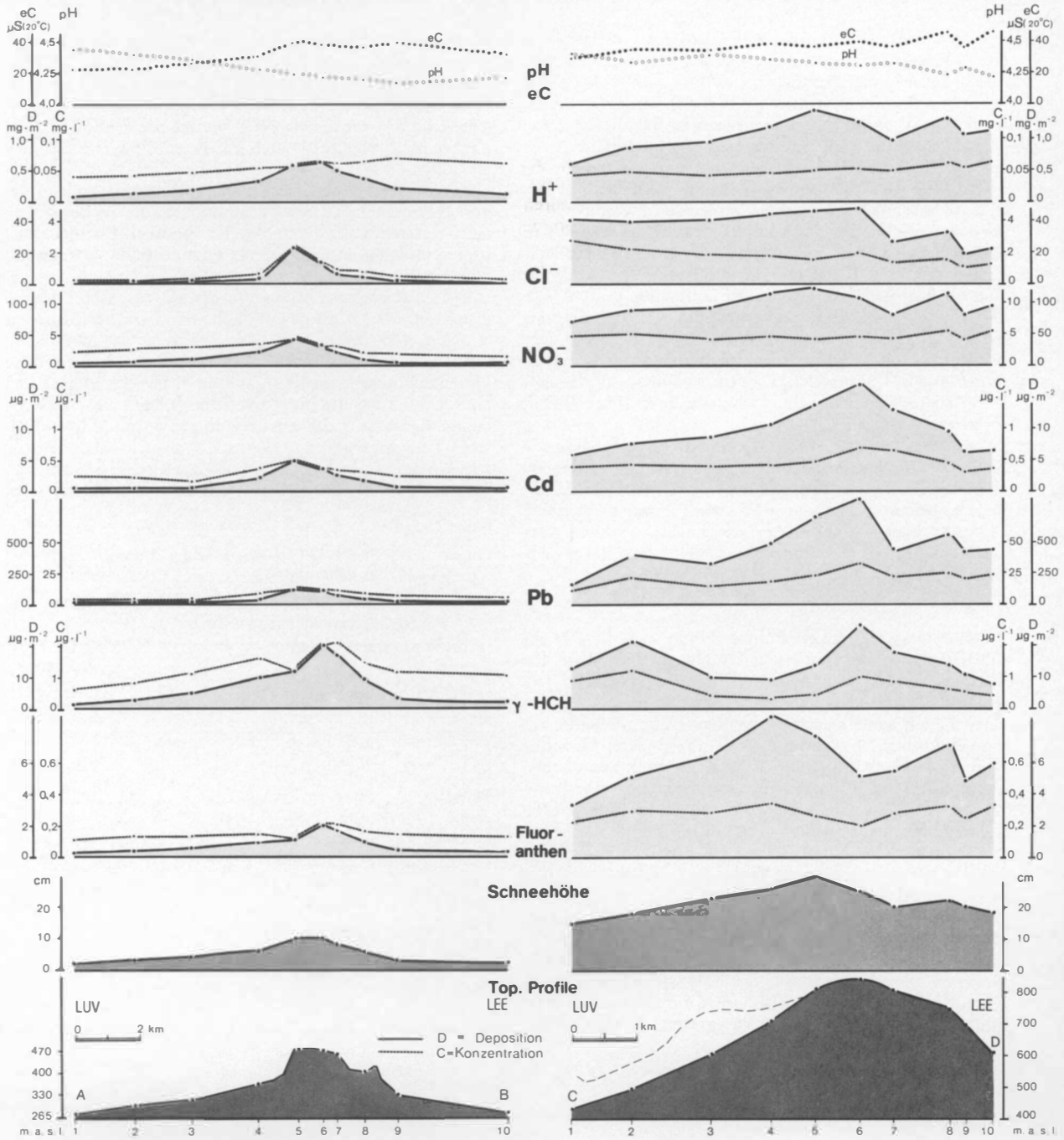
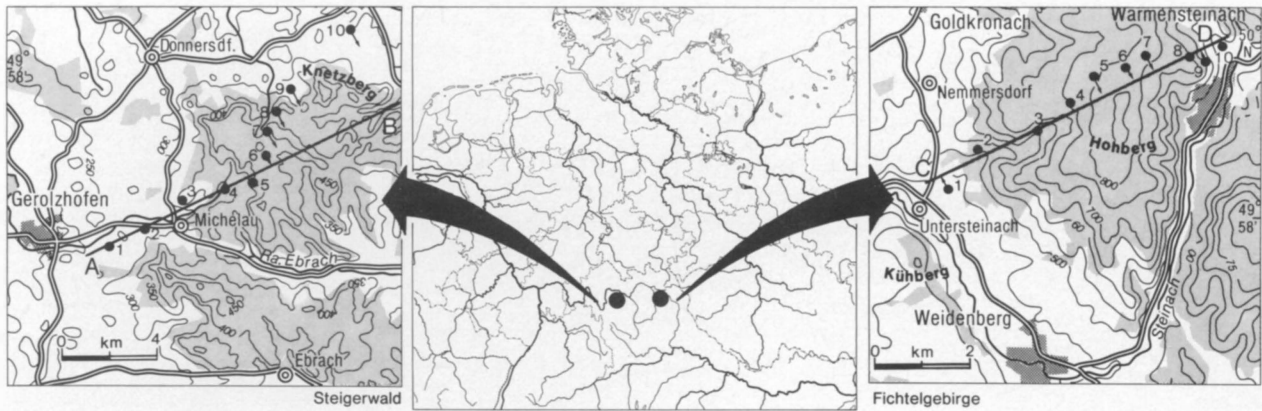
Ebenso werde ich nichts über gasförmige Immissionen von organischen Schwefelverbindungen, die die Bewohner des Grenzraumes in Form des „Katzendreckgestanks“ belästigen, aussagen, weil über deren raumzeitliche Verbreitung bisher keine Messungen vorliegen.

In Nordostbayern können ferner austauscharme Hochdruckwetterlagen, die gewöhnlich mit schwachen östlichen Winden verbunden sind, dazu führen, daß verstärkte trockene Deposition erfolgt. Noch nicht ausgewertete Untersuchungen von THOMAS und KORFF (mündl. Mitt.) am Ochsenkopf und im Universitätsgelände von Bayreuth deuten darauf hin, daß die Belastungen durch Mikroschadstoffe bei solchen Wetterlagen auf dem Ochsenkopf höher sein können als am Stadtrand von Bayreuth. Das räumliche Verteilungsmuster hängt dabei von der Höhenlage der In-

Tabelle 1: Mittelwerte der Schadstoffeinträge 9. bis 17. 1. 1979 im Steigerwald (S) und Fichtelgebirge (F) (nach KORFF et al. 1980)

Means of desposition of pollutants from January, 9th to 17th, 1979 in the Steigerwald (S) and Fichtelgebirge (F)

Schadstoff		Einträge		gerundetes
		S	F	Verhältnis F:S
Chlorid	(mg · m ⁻²)	6	36	6
Nitrat	(mg · m ⁻²)	17	94	6
Phosphat	(mg · m ⁻²)	0.6	2.3	4
Zink	(µg · m ⁻²)	111	791	7
Cadmium	(µg · m ⁻²)	1.8	9.9	6
Blei	(µg · m ⁻²)	49	477	10
Kupfer	(µg · m ⁻²)	38	101	3
α-HCH	(µg · m ⁻²)	0.42	0.92	2
γ-HCH	(µg · m ⁻²)	8.1	14.6	2
Fluoranthen	(µg · m ⁻²)	0.8	6.4	8
Indenopyren + Benzo-(ghi)- perylen	(µg · m ⁻²)	0.47	3.9	8



version ab. Wegen fehlender räumlich verteilter Messungen bei diesen Wetterlagen, bei denen kein Niederschlag fällt und wegen der Kürze der Andauer Moose als Sammler nicht geeignet sind, kann über die räumliche Ausbreitung nur spekuliert werden.

Der Ferntransport

Im Verlaufe einer Untersuchung über die räumliche Verbreitung von PCA im Schnee Nordostbayerns (HERRMANN 1978) fand ich, daß an der Stirnseite der Fränkischen Alb und des Fichtelgebirges trotz geringer Emissionen dieser Stoffe in der Nachbarschaft vergleichsweise hohe Konzentrationen im Schnee vorkommen. Diese Anreicherung von Mikroschadstoffen aus der Gruppe der PCA konnte dann von SCHRIMPF (1980a) auch für Spurenmetalle für den Hohenberg im Fichtelgebirge in gleicher Weise nachgewiesen werden. Ausgehend von der Hypothese, daß die Oberflächengestalt von Franken mit seinen von Nord nach Süd verlaufenden Höhenrücken bei vornehmlich Westwetterlagen dazu führt, daß in exponierten Gebirgslagen mehr Mikroschadstoffe abgelagert werden, wurden von KORFF, SCHRIMPF, BRANDNER u. JANOCHA (1980) vor allem die Transportmechanismen, die zur Verfrachtung und Ablagerung der Schadstoffe führen, untersucht. Die Autoren zeigen für ein Profil im Steigerwald und Fichtelgebirge (s. Abb. 1, Tab. 1), daß im Fichtelgebirge die Einträge der Schadstoffe erheblich höher sind als im Steigerwald. Das gilt besonders für die Schwermetalle (z. B. Pb 10-fach) und die PCA. Die vergleichsweise emissionsarme Industrie des Bayerreuther Beckens kann nicht die Hauptursache für diese Belastung sein, vielmehr zeigen KORFF et al. (1980), daß die Schadstoffe aus der Ferne herantransportiert werden: Die Trajektorien (Bahnen der transportierten Teilchen) sind wegen der geringeren Windgeschwindigkeit am Boden etwas geneigt. Daraus folgt, daß auf der Luvseite die Partikeldichte höher ist als im Lee. Bei trockenem Ausfall wird wegen der Aufwinde kurz unter dem Gipfel ein Minimum der Einträge gemessen. Bei nassem Ausfall im Verein mit Schnee oder Regen kann wegen der zumeist höheren Einträge in den Gipfellen das kleine Minimum des trockenen Ausfalls verdeckt werden.

Aus Abb. 1 kann deutlich die Höhenabhängigkeit der Schadstoffkonzentrationen und Einträge abgelesen werden; mit Ausnahme der durch trockenen Ausfall geprägten Profile von γ -HCH und Fluoranthen im Steigerwald mit einem kleinen Minimum am Gipfel zeigen alle anderen Profile höchste Konzentrationen und Einträge der Schadstoffe in den Gipfellen.

Die geringeren Konzentrationen (mit Ausnahme von γ -HCH) und Frachten der Schadstoffe im Steigerwald im Vergleich zum Fichtelgebirge legen den Schluß nahe, daß bodennaher Transport bei diesen Westwetterlagen nur eine untergeordnete Rolle spielt. Der Transport muß in höheren Schichten der Atmosphäre erfolgen, weil nur so die geringe Verdünnung erklärt werden kann. Luftverunreinigungen aus Verbrennungsprozessen (PCA, Spurenmetalle) können bei windschwachem Wetter in einer warmen Luftblase aufsteigen, bis sie durch Abkühlung in einer stabilen Schicht

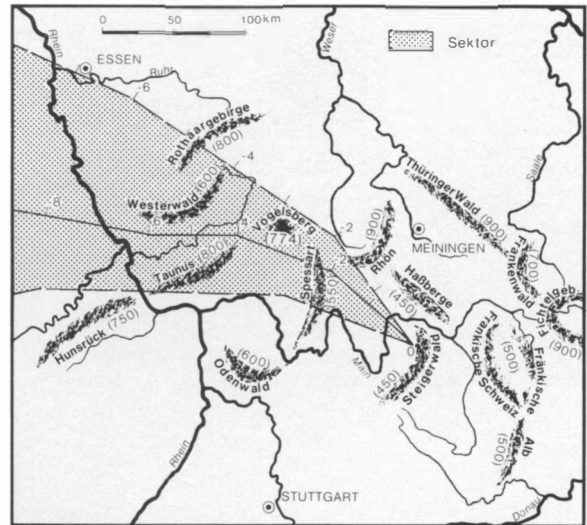


Abb. 2: Gebiete, aus denen die am 10. 1. 1979 am Steigerwald ausgefallenen Schadstoffe stammen können, wenn sie im Niveau der 280 °K-Isentropen transportiert wurden. Zahlen an der Sektorengrenze: Immissionszeit in h vor dem Ausfall

Quelle: KORFF et al. 1980

Possible source areas of pollutants deposited in the Steigerwald if transported along the 280 °K-isentropes. Numbers at the sectors: time of immission in h before deposition

ihre Gleichgewichtshöhe erreicht haben. Von hier verdriften sie dann auf Isentropen mit dem Wind. KORFF et al. berechneten unter der Annahme, daß die Trajektorien den Isentropen entsprechen, für den 10. 01. 1979 die Herkunft der Schadstoffe, die im Steigerwald niedergingen (s. Abb. 2). Deutlich ist zu erkennen, daß die Schadstoffe aus dem Rhein-Ruhrgebiet stammen. Der Befund, daß höhere Schadstoffeinträge Gebirge, die weit entfernt von Emissionsquellen liegen, häufig kaum verdünnt über den Ferntransport erreichen, erklärt, warum in Nordostbayern auch industrieferne Räume durch Schadstoffe belastet sind.

Der Nahtransport

Transporte von Schadstoffen in der bodennahen Schicht nehmen von der Quelle her stark ab. In einer Untersuchung über das Verhalten von PCA im Einzugsgebiet des Sendelbaches (Abb. 3) habe ich gezeigt, daß vom Stadtzentrum, dem Hauptemissionsgebiet für die PCA, die Konzentration für 3,4-Benzopyren, einer Verbindung aus dieser Substanzgruppe, zum Stadtrand und in den angrenzenden ländlichen Raum hinein stark abnimmt (HERRMANN 1981).

Die räumliche Verteilung der Mikroschadstoffe in Nordostbayern setzt sich daher zusammen aus überlagernden Mustern, die aus Nahtransporten und aus den oben geschilderten Ferntransporten gebildet werden.

Abb. 1: Beziehung zwischen Relief und Ablagerung von Schadstoffen im Schnee

Quelle: SCHRIMPF 1980b

Relationship between relief and deposition of pollutants in snow

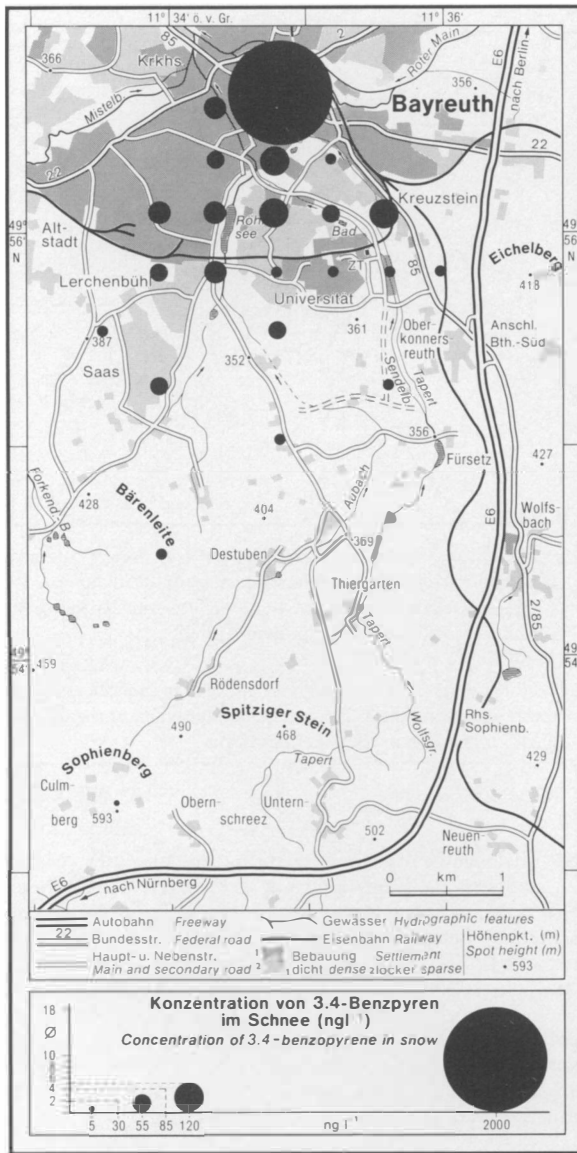


Abb. 3: Konzentration von 3,4-Benzopyren im Schnee im südlichen Bayreuth und dem angrenzenden ländlichen Raum
Quelle: HERRMANN 1981

Concentration of 3,4-benzopyrene in snow, southern Bayreuth and adjacent rural areas

Die räumliche Verteilung

Auf der Grundlage von drei Arbeiten über die räumliche Verteilung der Mikroschadstoffe im Schnee (SCHRIMPF u. HERRMANN 1978, HERRMANN 1978, SCHRIMPF, THOMAS a. HERRMANN 1979) und zwei Arbeiten über den Gehalt dieser Schadstoffe in epiphytischen Moosen, wobei auch punkthaft die Konzentrationen im Regen, in der Luft und im Flugstaub gemessen wurden (THOMAS 1981, THOMAS, RIESS a. HERRMANN 1983), möchte ich auf einige typische Verbrei-

Tabelle 2: Hauptkomponentenanalyse*) ausgewählter Mikroschadstoffe im Schnee Nordostbayerns

Principal component analysis of selected micropollutants in snow, northeast Bavaria

Variable	Hauptkomponente		
	1	2	3
3,4-Benzopyren	9		
Fluoranthen	9		
1,12-Benzoperylen	9		
3,4-(O-phenylen)-pyren	8		
α -HCH		8	
γ -HCH		6	
Aldrin		8	
Dieldrin		7	
Spez. Leitfähigkeit	8		
Zink	7		
Cadmium	8		
Blei			6
Kupfer	7		
Varianz (%)	47	20	9

*) Alle Ladungen wurden mit 10 multipliziert, Ladungen < 15,51 wurden fortgelassen

Quelle: SCHRIMPF, THOMAS a. HERRMANN 1979

tungsmuster von Mikroschadstoffen in Nordostbayern hinweisen. Die Beschreibung werde ich am Beispiel ausgewählter Karten aus den obengenannten Arbeiten vornehmen.

Mit Hilfe der Hauptkomponentenanalyse möchte ich zuvor die Beziehung der gemessenen Schadstoffe untereinander besprechen.

Die Hauptkomponentenmatrix (s. Tab. 2) wird wie folgt gelesen: Alle Schadstoffe, die eine Hauptkomponente hoch laden (Ladungen größer etwa 6) zeigen ein ähnliches räumliches Verhalten und Verbreitungsmuster. Die untersuchten Spurenmetalle Zink, Cadmium und Kupfer sowie die PCA laden die erste Hauptkomponente hoch. Obgleich für PCA nach hinreichender Durchmischung immer ähnliche Verbreitungsmuster gefunden werden, da sie aus unvollständiger Verbrennung meist fossiler Brennstoffe stammen, gilt diese Annahme für die Spurenmetalle nicht. Zum Beispiel hat Blei zwei unterschiedliche Emissionsquellen, nämlich den Verkehr und bestimmte Industrien (z. B. Bleiglasfertigung). Die Pestizide laden die zweite Hauptkomponente und zeigen damit verständlicherweise ein anderes räumliches Verteilungsmuster, welches mit der räumlich unregelmäßigen Anwendung in der Land- und Forstwirtschaft erklärt werden kann.

Als Beispiele für die räumliche Verbreitung im Schnee habe ich folgende Variable ausgewählt: 3,4-Benzopyren (Abb. 4) als hochladende Variable aus der Hauptkomponenten 1, Zink als ein im räumlichen Muster den PCA ähnliches Spurenmetall (Abb. 5), Blei aus der Hauptkomponenten 3, weil es durch lokale Emissionen von diesen Mustern abweicht (Abb. 6), und zuletzt Dieldrin, weil dieses Organochlorpestizid offensichtlich nur außerhalb der Grenzen angewandt wurde (Abb. 7).

Das räumliche Muster der PCA-Konzentrationen kann wie folgt erklärt werden: über den verstärkten Räumen

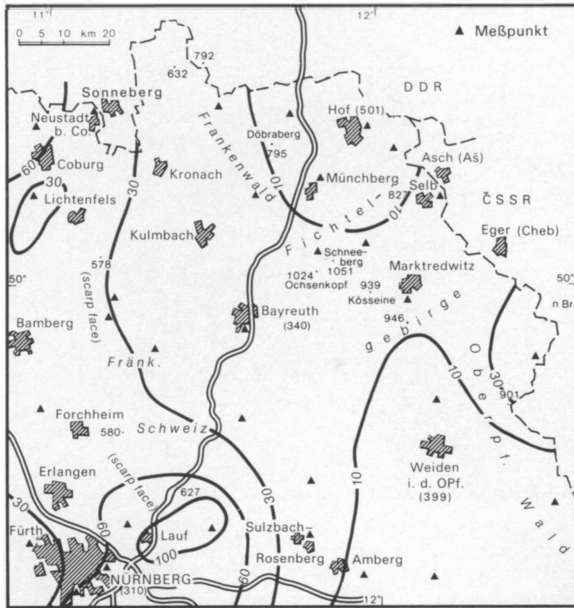


Abb. 4: Konzentration von 3,4-Benzopyren im Schnee ($\text{ng} \cdot \text{l}^{-1}$)
 Quelle: HERRMANN 1978
 Concentration of 3,4-benzopyrene in snow ($\text{ng} \cdot \text{l}^{-1}$)

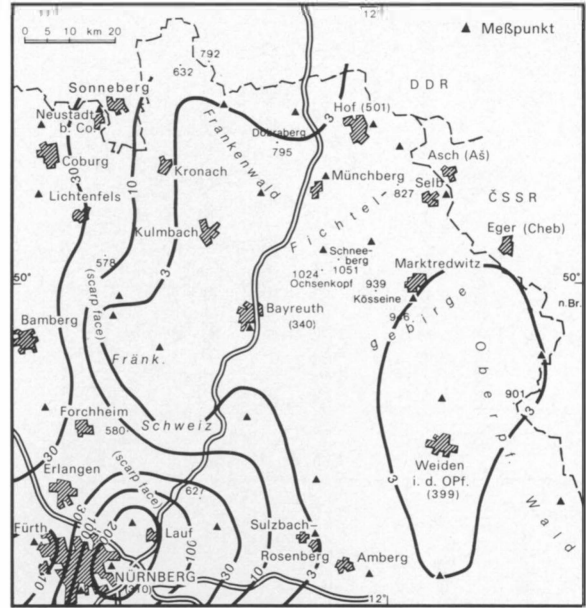


Abb. 5: Konzentration von Zink im Schnee ($\mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$)
 Quelle: SCHRIMPF, THOMAS a. HERRMANN 1979
 Concentration of Zn in snow ($\mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$)

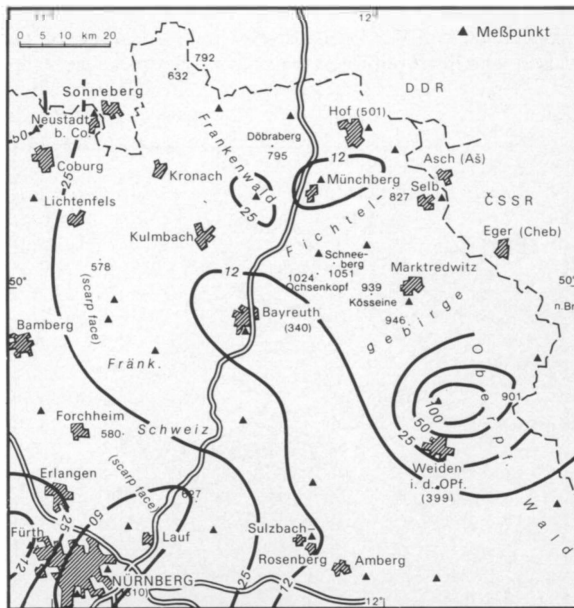


Abb. 6: Konzentration von Blei im Schnee ($\mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$)
 Quelle: SCHRIMPF, THOMAS a. HERRMANN 1979
 Concentration of Pb in snow ($\mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$)

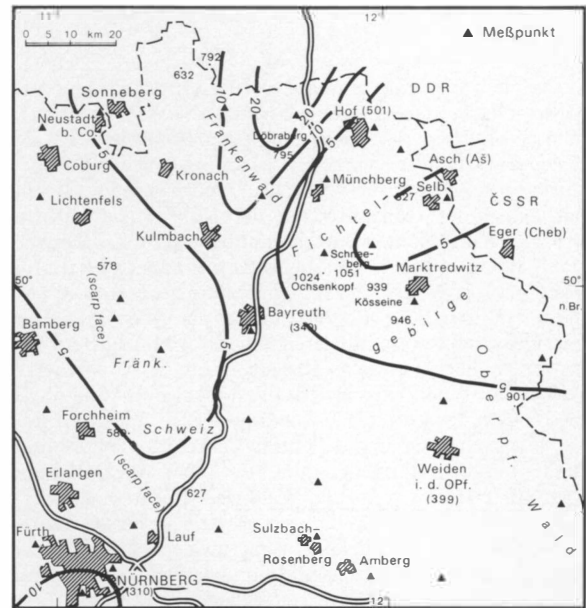


Abb. 7: Konzentration von Dieldrin im Schnee ($\text{ng} \cdot \text{l}^{-1}$)
 Quelle: SCHRIMPF, THOMAS a. HERRMANN 1979
 Concentration of Dieldrin in snow ($\text{ng} \cdot \text{l}^{-1}$)

und im Bereich aufsteigender Luft an Gebirgszügen werden PCA verstärkt ausgewaschen. Die Spurenmetalle zeigen ähnliche Verteilungsmuster auf, weil sie vermutlich durch ähnliche Prozesse verteilt werden. Blei macht nur deshalb eine Ausnahme, weil durch örtlich beschränkte industrielle

Emission regional eine Abweichung vorkommt. Dagegen kann ich das diffuse durch sehr geringe Konzentrationen im Winter bestimmte Verteilungsmuster der Organochlorpestizide nur im Ausnahmefall des Dieldrin auf örtlich festgelegte Emittenten beziehen.

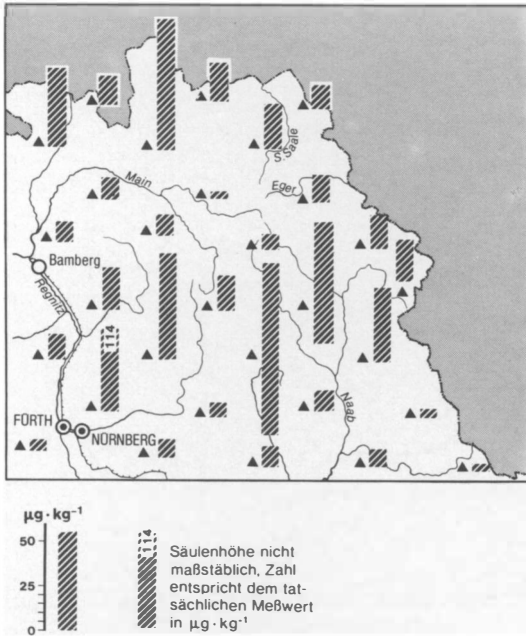


Abb. 8: Konzentration von 3,4-Benzopyren in *Hypnum cupressiforme*
 Quelle: THOMAS 1981
 Concentration of 3,4-benzopyrene in *Hypnum cupressiforme*

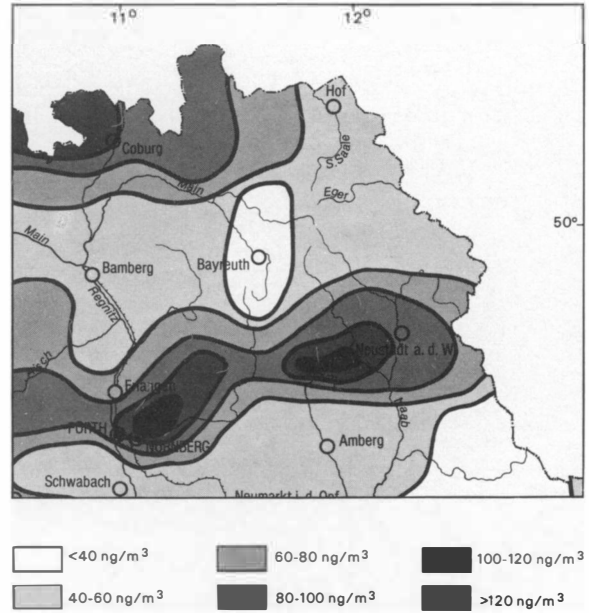


Abb. 9: Vorhersagekarte der mittleren Pb-Konzentrationen im atmosphärischen Schwebstaub
 Quelle: THOMAS 1981
 Predicted concentrations of mean Pb-concentrations in atmospheric suspended particulates

Die oben geschilderten Muster der Konzentrationen von Mikroschadstoffen im Schnee findet THOMAS (1981) auch in dem epiphytischen Moos *Hypnum cupressiforme* L. ssp. *filiforme* Brid. (fädiges Zypressenschlafmoos) wieder. Am Beispiel von 3,4-Benzopyren wird das in Abb. 8 gezeigt. THOMAS hat neben der Konzentration der Mikroschadstoffe im Moos auch ihre Konzentration im atmosphärischen Schwebstaub an einer Reihe von Meßstellen in Bayern bestimmt. Für die beiden Mikroschadstoffe Blei und Fluoranthen seien die mittels multipler Regressionsrechnung erstellten Vorhersagekarten für die mittleren Schadstoffkonzentrationen im atmosphärischen Schwebstaub (Abb. 9, 10) wiedergegeben. Aus ihnen wird jeweils die höhere Belastung durch diese Form der Luftverschmutzung in den industriell stärker besetzten Räumen mit dichtem Verkehr und Hausbrand um Coburg (einschließlich dem Einfluß aus der DDR) und von Nürnberg bis Neustadt/Waldnaab deutlich.

Im Winter 1982/83 wurden mittels dreier Grunow-Nebelfänger im nördlichen Frankenwald bei Bad Steben kontinuierlich Nebelwasser und Nebel eis aufgefangan (SCHRIMPF et al. 1983). Im Vergleich zum Regen oder Schnee sind die Schadstoffgehalte im Nebel durchweg höher: Das gilt besonders für Ostwetterlagen (Proben 3 und 4, s. Tab. 3). Die Schadstoffkonzentrationen im Nebel in den ersten Märzwochen überstiegen um das 10- bis 100fache die Schadstoffkonzentrationen in gewöhnlichen Niederschlägen. Die sehr niedrigen pH-Werte, vereint mit sehr hohen Aziditäten, können möglicherweise die Blattorgane direkt schädigen.

Wenn ein Raum in bezug auf seine Belastung durch Mikroschadstoffe isoliert betrachtet wird, entsteht leicht der Eindruck, daß die höher belasteten Gebiete in diesem

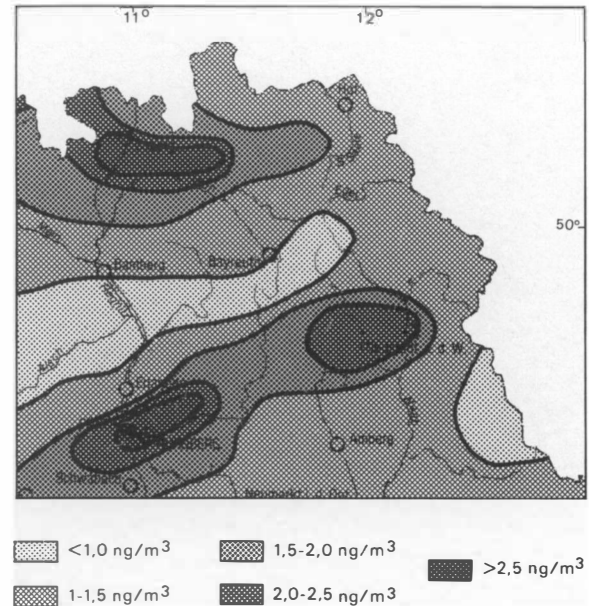


Abb. 10: Vorhersagekarte der mittleren Fluoranthen-Konzentrationen im atmosphärischen Schwebstaub
 Quelle: THOMAS 1981
 Predicted concentrations of mean fluoranthene-concentrations in atmospheric suspended particulates

Tabelle 3: Regen- und Nebelwasserproben im nördlichen Frankenvwald
Analyses of rainfall (R) and fog (N), northern Frankenwald

Probe	Zeitraum	Ni l/m ²	κ μS/cm [20°]	pH	Azi	Cl ⁻ mval/l	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	Zn	Cd	Pb	Cu	Hg	FA	3,4-B ng/l
1 R	26. 1. bis 2. 2. 83	59	29	4,4	0,10	0,04	0,38	<0,01	51	0,4	14	2	<0,4	194	27
2 N	26. 1. bis 2. 2. 83	54	77	4,0	0,18	0,13	0,17	0,02	100	0,8	72	5	2,4	361	261
3 N	2. 3. bis 9. 3. 83	11	1180	2,5	2,24	0,89	2,60	0,26	1150	13,0	770	110	3,3	1478	126
4 N	9. 3. bis 16. 3. 83	8	1230	2,6	1,78	1,51	3,00	—	1180	36,0	1090	31	—	3800	880

R=Regenwasserprobe, N=Nebelwasserprobe, Ni=Niederschlagsmenge, PCA=Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe, FA=Fluoranthen, 3,4-B=3,4-Benzpyren, Azi=Azidität, κ =el. Leitfähigkeit

Raum ‚unvergleichlich‘ hoch belastet sind, die niedriger belasteten gelten dagegen als sehr wenig belastet. Um einen Vergleich zum übrigen Mitteleuropa ziehen zu können, wurde die Untersuchung der Mikroschadstoffe auch in *Hypnum cupressiforme* in einem Profil von den Alpen durch das Rhein-Main- und das Rhein-Ruhr-Gebiet bis an die holländische Nordseeküste von THOMAS u. HERRMANN (1980) durchgeführt. Daraus kann folgender Vergleich zwischen Nordostbayern und dem mitteleuropäischen Raum gezogen werden:

PCA: Nordostbayern ist durch diese Schadstoffe durchschnittlich bis unterdurchschnittlich belastet.

Spurenmetalle: Mit Ausnahme des Cadmium, das den Raum überdurchschnittlich belastet, belasten die übrigen Metalle den Raum durchschnittlich bis unterdurchschnittlich.

Organochlorpestizide: Die Organochlorpestizide belasten den Raum unterdurchschnittlich.

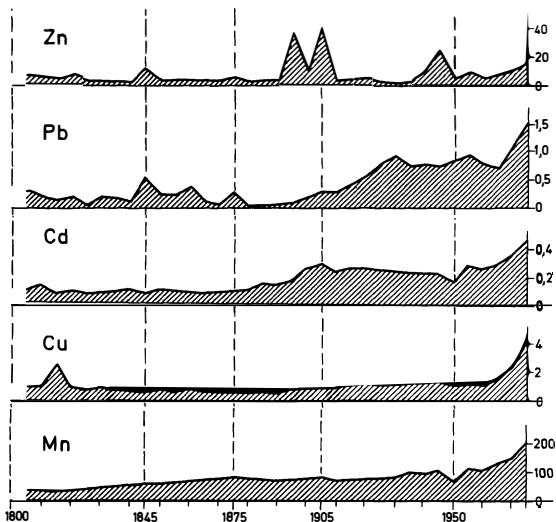


Abb. 11: Spurenmittelverteilung in den Jahresringen einer Tanne (*Abies alba Mill.*) aus dem Fichtelgebirge bei Warmensteinach
Quelle: SCHRIMPF 1980a

Distribution of trace metals within tree-rings of a fir-tree (*Abies alba Mill.*), Fichtelgebirge near Warmensteinach

Die zeitliche Verteilung

Als ein allgemeiner Ausdruck der Umweltbelastung kann der Eintrag an Spurenmitteln angesehen werden. Dieser Eintrag kann in seiner zeitlichen Auflösung aus den Gehalten der Metalle in den Jahresringen von Bäumen bestimmt werden. SCHRIMPF (1980a) zeigt mit Hilfe der Spurenmittelbestimmung in den Baumringen einer Tanne bei Warmensteinach, daß vor 1840 die Umweltbelastung durch Metalle noch sehr gering war (Abb. 11). Erst um die Jahrhundertwende stiegen die Einträge stärker an, besonders die von Blei, Cadmium und Zink. Nach 1950 setzt dann erneut ein deutlicher Zuwachs des Eintrages an Schwermetallen ein. Die Industrieentwicklung des Steinachtals kann für diesen zeitlichen Gang kaum verantwortlich gemacht werden. Hier ist möglicherweise der sich verstärkende Einfluß des Ferntransportes zu erkennen. Diese Hypothese kann ich unterstützen mit dem Nachweis, daß im Industrieraum der Kölner Bucht, welcher als Quellgebiet der Metalle auch in Frage kommt, ein ähnlicher Anstieg der Spurenmittelbelastung nach 1950 beginnt (HERRMANN, NEULAND u. BUSS 1978). Der Anstieg der Metallbelastung von den sechziger Jahren des vorigen zu denen dieses Jahrhunderts wird aus der Tab. 4 deutlich, in der ich das Verhältnis der Metallkonzentrationen in den Jahresringen dieser beiden Zeiträume in der Tanne bei Warmensteinach und in einer Eiche des Eschweiler Waldes (Aachener Revier) vergleiche: Ich möchte darauf hinweisen, daß trotz der frühen Industrieentwicklung

Tabelle 4: Verhältnis der Schwermetallkonzentrationen in den Jahresringen der Sechziger Jahre dieses zu denen des vorigen Jahrhunderts für eine Tanne bei Warmensteinach und eine Eiche im Eschweiler Wald (Aachener Revier)

Relationship between the trace metal concentrations in tree rings of the 1960s and those of the 1860s for a fir-tree at Warmensteinach and an oak-tree in the Eschweiler Forest (mining district of Aachen)

Metall	Eschweiler Wald	Warmensteinach
Zink	8	2
Blei	10	4
Cadmium	n.b.	4
Kupfer	4	3
Mangan	4	3

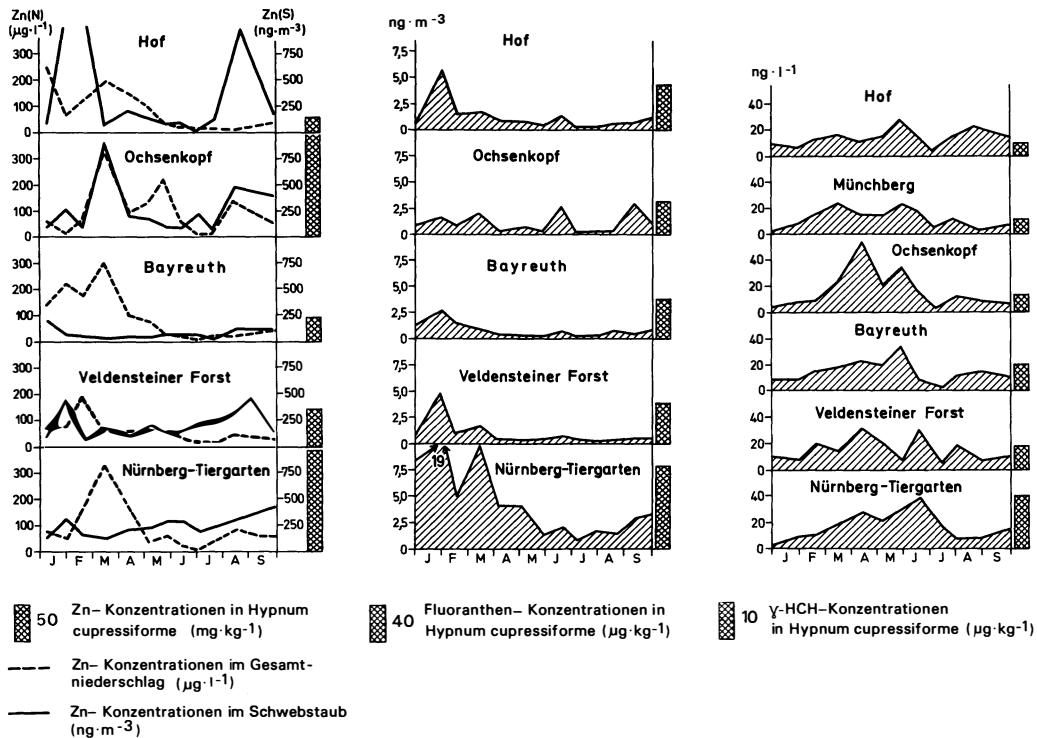


Abb. 12: Zeitliche Änderung der Zink-Gehalte im Gesamtniederschlag ($\mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$) und Schwebstaub ($\text{ng} \cdot \text{m}^{-3}$), der Fluoranthengehalte im Schwebstaub ($\text{ng} \cdot \text{m}^{-3}$) und γ -HCH-Gehalte im Gesamtniederschlag ($\text{ng} \cdot \text{l}^{-1}$)

Quelle: THOMAS 1981

Temporal variation of Zn-concentration in total precipitation ($\mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$) and atmospheric suspended particulates ($\text{ng} \cdot \text{m}^{-3}$), γ -BHC-concentrations in total precipitation ($\text{ng} \cdot \text{l}^{-1}$), and fluoranthene-concentrations in atmospheric suspended particulates

lung und somit hohen Einträge im Eschweiler/Aachener Raum dort der Anstieg immer noch relativ stärker ist als im Fichtelgebirge.

Neben den deutlich zu erkennenden Trend einer langfristigen Erhöhung der Einträge von Mikroschadstoffen tritt ferner eine witterungs- und emissionsbedingte jahreszeitliche Änderung der Einträge (Abb. 12). Für einige Meßstationen (aus THOMAS 1981) in Nordostbayern seien deshalb die Änderungen der Zink-Konzentrationen im Schwebstaub und Niederschlag, die Änderung der Fluoranthenkonzentrationen im Schwebstaub und die Änderung von

γ -HCH im Gesamtniederschlag aufgezeichnet. Dabei wird die winterliche Erhöhung der Einträge von Zink und Fluoranthenen (Beispiele für die Metalle und PCA) deutlich. Diese Erhöhung kann mit stärkeren Emissionen und geringerem Austausch für diese Schadstoffgruppen erklärt werden. Umgekehrt hat THOMAS (1981) für das Organochlorpestizid γ -HCH im Sommerhalbjahr höhere Konzentrationen im Gesamtniederschlag gemessen. Diese sommerliche Erhöhung kann durch vermehrte Emission im Sommer und höhere Mobilität, bedingt durch höheren Dampfdruck, erklärt werden.

Literatur

- Bayerisches Landesamt für Umweltschutz: Lufthygienischer Monatsbericht. München (fortlaufende Hefte).
- Bayerische Staatsforstverwaltung: Baumsterben in Bayern. Sonderheft, Information 3, 1982.
- HERRMANN, R.: Regional patterns of polycyclic aromatic hydrocarbons in NE-Bavarian snow and their relationships to anthropogenic influence and air flow. In: Catena 5, 1978, 165–175.
- : Transport of polycyclic aromatic hydrocarbons through a

- partly urbanized river basin. In: Water, Air and Soil Pollution 16, 1981, 445–467.
- HERRMANN, R., NEULAND, H. u. BUSS, G.: Zur Geschichte der Spurenmetallverunreinigung der Luft: Eine Zeitreihenanalyse der Metallgehalte in Baumringen. In: Staub – Reinhaltung der Luft 38, 1978, 366–369.
- KORFF, H. C., SCHRIMPF, E., BRANDNER, I. u. JANOCHA, F.: Einfluss der Orographie auf die räumliche Verteilung von Schadstoffen

- im Steigerwald und Fichtelgebirge. In: Bayreuther Geowissenschaftliche Arbeiten 1, 1980, 39–56.
- SCHRIMPF, E.: Zur zeitlichen und räumlichen Belastung des Fichtelgebirges mit Spurenmetallen: Analysen von Baumringen und Schnee. In: Natur und Landschaft 55, 1980 (a), 460–462.
- : The relationship between relief and deposition of some organic and inorganic contaminants in snow of northern Bavaria, F.R. G. Proc., Int. conf. ecol. impact acid precip., Norway, 1980 (b), SNSF project, 130–131.
- SCHRIMPF, E. et al.: Waldsterben infolge hoher Schadstoffkonzentrationen im Nebel? In: Staub – Reinhaltung der Luft 43, 1983, 240.
- SCHRIMPF, E. u. HERRMANN, R.: Spurenmetalle im Schnee Nordostbayerns. In: Gesundheits-Ingenieur 99, 1978, 70–74.
- SCHRIMPF, E., THOMAS, W. a. HERRMANN, R.: Regional patterns of contaminants (PAH, pesticides and trace metals) in snow of northeast Bavaria and their relationship to human influence and orographic effects. In: Water, Air and Soil Pollution 11, 1979, 481–497.
- THOMAS, W.: Entwicklung eines Immissionsmeßsystems für PCA, Chlorkohlenwasserstoffe und Spurenmetalle mittels epiphytischer Moose – angewandt auf den Raum Bayern. Bayreuther Geowiss. Arbeiten 3, 1981.
- THOMAS, W. u. HERRMANN, R.: Nachweis von Chlorpestiziden, PCB, PCA und Schwermetallen mittels epiphytischer Moose als Biofilter entlang eines Profils durch Mitteleuropa. In: Staub – Reinhaltung der Luft 40, 1980, 440–444.
- THOMAS, W., RIESS, W. a. HERRMANN, R.: Processes and rates of deposition of air pollutants in different ecosystems. In: ULRICH (Ed.): Workshop on the effects of accumulation of air pollutants in forest ecosystems, Göttingen May 17–18, 1982. Dordrecht 1983 (in print).

PROBLEME DER VERGLEICHENDEN KULTURGEOGRAPHIE VON HOCHGEBIRGEN

Bericht über ein internationales Symposium an der Katholischen Universität Eichstätt vom 5.–10. Mai 1983

HANS GEBHARDT

Vom 5.–7. Mai 1983 fand an der jungen Universität Eichstätt auf Einladung des Geographischen Instituts ein Symposium zum Thema „Probleme der vergleichenden Kulturgeographie von Hochgebirgen“ statt. Die Tagung wurde von E. GRÖTZBACH und G. RINSCHÉDE (Eichstätt) sowie G. SCHWEIZER (Köln) vorbereitet und geleitet. Eine an das Tagungsprogramm anschließende dreitägige Exkursion behandelte unter Führung von E. GRÖTZBACH, H. PENZ (Innsbruck) und H. GEBHARDT (Köln) kulturgeographische Fragen in Nordtirol.

Das Symposium hatte zum Ziel, übergreifende Probleme einer vergleichenden Kulturgeographie der Hochgebirge zu diskutieren und damit Anschluß zu finden an die allein geführte, eng mit CARL TROLL und seinen Schülern verknüpfte ökologische und physisch-geographische Hochgebirgsforschung. Im Gegensatz zu vorangegangenen Tagungen mit auch kulturgeographischer Thematik (Fachsitzung zur kulturgeographischen Hochgebirgsforschung auf dem Geographentag in Innsbruck 1975, DFG-Rundgespräch „Höhengrenzen in Hochgebirgen“ in Saarbrücken 1979, Symposium „Raumentwicklung in außereuropäischen Hochgebirgen“ in Frankfurt 1980) standen methodische Fragen und Vergleiche von verschiedenen Hochgebirgsräumen im Mittelpunkt.

Unter den 24 Teilnehmern der Tagung waren neben Geographen verschiedener deutscher Universitäten Fachkollegen aus Indien (T. V. SINGH, Srinagar/Garwhal), den USA (N. J. R. ALLAN, Baton Rouge), Kanada (H. KARIEL, Calgary;

C. STADEL, Brandon) und Frankreich (C. JEST, Paris; J. RADVANYI, Paris) vertreten.

1. Methodische Fragen einer vergleichenden Kulturgeographie der Hochgebirge der Erde

In seinem Einleitungsreferat setzte sich G. SCHWEIZER (Köln) mit Problemen der „Definition und Typisierung von Hochgebirgen aus der Sicht der Kulturgeographie“ auseinander. Ansätze hierzu liegen bisher kaum vor. Die wenigen Arbeiten (u. a. GRÖTZBACH 1980, 1981) versuchen über ausgewählte Kriterien mit Indikatorfunktion (z. B. Nutzungsform und -intensität der Hochweidestufe) zu einer (vorläufigen) Typenbildung zu gelangen. Beim derzeitigen Forschungsstand erscheint es daher naheliegend, sich zunächst über denkbare und sinnvolle Kriterien einer Typisierung zu unterhalten. Hierzu legte SCHWEIZER einen zusammenfassenden Katalog vor, der Aspekte der großräumigen Lage der Gebirge, innere Gliederung und Außenbeziehungen sowie verschiedene Aspekte der Höhenstufung (relative Bedeutung der einzelnen Stufen, innere und äußere Verflechtungen) einbezieht.

Die folgenden Vorträge beschäftigten sich mit Aspekten einer übergreifenden Hochgebirgskultur, mit Fragen der Anwendbarkeit wirtschaftsgeographischer Raummodelle auf die Hochgebirgsforschung und mit Problemen der Dar-