ABHANDLUNGEN

aus dem Landesmuseum für Naturkunde
zu Münster in Westfalen.
– Landschaftsverband Westfalen-Lippe –

herausgegeben von

Prof. Dr. L. FRANZISKET
Direktor des Landesmuseums für Naturkunde, Münster (Westf.)

36. JAHRGANG 1974, HEFT 2

Aspekte von Schwermetallbelastungen in Westfalen

Wilfried Ernst, Amsterdam, Werner Mathys, Josef Salaske
und Peter Janiesch, Münster

Münster/Westf. · August 1974

INHALTSVERZEICHNIS

Seite

Zusammenfassung 3

I. Einleitung 3

II. Material und Methode 4

III. Ergebnisse 5

1. Unbelastete Standorte 5

Böden 5

Pflanzen 5

Tiere 8

2. Semibelastete Standorte 8

3. Schwermetallbelastete Standorte 9

a) Belastung durch den Erzbergbau 9

Halden 9

Pochsande 10

b) Belastung durch Emissionen von Schwermetall-Hütten . . 15

Immissionsschäden an der Vegetation 15

Kontamination des Bodens 19

Einfluß von Zink und Kadmium auf das Wachstum von *Hordeum distichon*-Kulturen 20

c) Belastungen durch Hochspannungsleitungen 22

d) Belastung durch bleihaltige Aerosole 23

e) Belastung durch Abwässer und Klärschlamm 25

IV. Literatur 27

Aspekte von Schwermetallbelastungen in Westfalen

WILFRIED ERNST, Amsterdam, WERNER MATHYS, JOSEF SALASKE und PETER JANIESCH, Münster

„Jährlich gehen also bey nur einer einzigen Bergstadt in Deutschland 40000 Centner Minerale verlohren, wie unbegreiflich groß wird dieser Verlust, wenn man den Überschlag im ganzen macht! Wie erstaunlich muß die Atmosphäre mit solchen mineralischen Theilen angefüllet seyn."
E. A. W. ZIMMERMANN *(1775) über die Emissionen der Oker-Hüttenwerke im Harz.*

Zusammenfassung

Es wird die Schwermetallbelastung in Westfalen untersucht. Dabei werden folgende Quellen der Kontamination analysiert:

1. Der Erzbergbau hat neben der Schaffung lokal begrenzter schwermetallreicher Halden vor allem zu einer hohen Schwermetallanreicherung in den Sedimenten der Flußläufe und Flußauen des südlichen Westfalens geführt.
2. Die durch Schwermetallhütten verursachten Kontaminationen werden am Beispiel einer Zinkhütte untersucht. Neben einer hohen Belastung der Vegetation mit Zink und Kadmium kommt es vor allem in den oberen Bodenhorizonten zu extrem großen Belastungen. Die maximalen Werte erreichten 85 mg Kadmium, 168 mg Kupfer und 12000 mg Zink je kg Boden.
3. Hochspannungsleitungen tragen zu einer spürbaren Erhöhung der Kupfergehalte in darunterliegenden Pflanzen und Böden bei.
4. Die Bleibelastung der Vegetation und Böden in der Nähe von Verkehrswegen ist von der Verkehrsdichte und der Entfernung abhängig. Durch die Analyse eines Torfprofiles im Venner Moor werden Hinweise für großräumige Bleibelastungen und für deren historischen Verlauf erhalten.
5. Abwässer und Klärschlämme tragen zur Belastung der Umwelt mit Zink, Kupfer, Blei und Kadmium bei. Besonders stark ist der Unterlauf der Lippe belastet.

In Kulturversuchen wird der Einfluß gestaffelter Kadmiumgaben bei variierender Zinkkonzentration des Nährmediums auf die Stoffproduktion und die Schwermetallaufnahme von *Hordeum distichon* ermittelt. Außerdem wird die Empfindlichkeit der Nitrat-Reduktase gegenüber Schwermetallen geprüft. Die Sensitivität fällt in der Reihenfolge Cu > Cd > Zn > Ni > Pb.

I. Einleitung

Die „Belastung der Umwelt", die gegenwärtig zu großer Beunruhigung führt, findet eigentlich schon seit dem Zeitpunkt statt, wo der Mensch mit der Erschließung der Erde begann. So definiert auch ELLENBERG (1973) die Umweltbelastung als „eine vom Menschen verursachte Störung von Ökosystemen, die zu Abweichungen von deren Normalverhalten führt". Diese Störungen können vielfältiger Natur sein. Eine Faktorengruppe bilden dabei die Schwermetalle, die wegen ihrer niedrigen Toleranzgrenzen oft schon in kleinen Mengen toxisch wirken können.

Die seit Jahrhunderten immer intensiver werdende Industrialisierung, die vielseitige Verwendung von Schwermetallen und die Bildung großer Ballungszentren haben zu drastischen Anstiegen des Bleigehaltes in der Atmosphäre geführt (CHOW & EARL 1972), die sich bis auf die Polkappen der Erde nachweisen lassen (MUROZUMI et al. 1969). Aber auch die Konzentration anderer Schwermetalle hat sich in der Ökosphäre erhöht. So ist in den letzten Jahren über zunehmende Gehalte der Umwelt an Kadmium (YAMAGATA & SHIGEMATSU 1970), Zink (ATHANASSIADIS 1969), Nickel (RÜHLING & TYLER 1970) und Quecksilber (WOOD 1971)

sowie über toxische Wirkungen dieser Elemente berichtet worden. Viel gravierender als die nur selten vorkommenden akuten Vergiftungsfälle kann aber die chronische Toxizität durch die Aufnahme unphysiologischer Schwermetallmengen aufgrund ökologischer Umweltbelastungen über längere Zeit sein.

Alle Schwermetalle kommen in allen Ökosystemen von Natur aus vor, allerdings z. T. in äußerst geringen Konzentrationen. Davon werden für den Stoffwechsel bei weitem nicht alle Schwermetalle benötigt, wie z. B. Kadmium, Blei und Quecksilber, jedoch hat die Klassifizierung eines Schwermetalls als biologisch essentiell oder toxisch in den letzten 50 Jahren eine Reihe von Modifikationen erfahren. So konnte durch die Entdeckung des bis dahin biologisch nicht essentiellen Kobalts im Vitamin B_{12} die biochemische Basis für die Behebung des Kobaltmangels bei Pflanzen und Wiederkäuern sowie der perniziösen Anämie beim Menschen gelegt werden (SMITH 1960). Doch hat die nicht sachgemäße Verwendung dieses Schwermetalles als Therapeutikum bzw. als Antischaummittel bei der Bierherstellung zu myocardialen Schäden geführt (SULLIVAN et al. 1968). Denn für die biologisch essentiellen Schwermetalle liegen die Grenzen von der Unterversorgung bis zur Toxizität oft weniger als zwei Zehnerpotenzen auseinander. Zusätzlich wird die biologische Aktion dieser Elemente, sowohl essentieller als auch toxischer, noch vom Ionenantagonismus geprägt, indem eine Metallkonzentration eine biologische Wirkung verursacht, die den Bedarf oder die Aufnahme eines anderen Elementes verändert (Übersicht bei ULMER & VALLEE 1969).

In der vorliegenden Arbeit soll versucht werden, einige Aspekte der Schwermetallbelastung innerhalb Westfalens aus biologischer Sicht zu erfassen.

Der größte Teil der Untersuchungen wurde im Institut für Angewandte Botanik der Universität Münster, der kleinere Teil im Biologisch Laboratorium, Afd. Oecologie, der Freien Universität zu Amsterdam/NL durchgeführt. Die Arbeit wurde partiell vom Landesamt für Forschung des Landes NRW gefördert, wofür wir verbindlichst danken. Unser Dank gilt ferner dem Landkreis Büren und dem Regierungspräsidenten in Detmold für die Genehmigung der Materialentnahme im NSG „Bleikuhlen" in Blankenrode sowie einer großen Zahl von Grundstückseigentümern für die Erlaubnis der Probenentnahme. Frau T. F. Lugtenborg und Herrn H. J. M. Nelissen sei für sorgfältige technische Assistenz gedankt.

II. Material und Methode

Material: Aus dem Freiland stammende Pflanzen und Tiere wurden — falls nicht anders vermerkt — vor der Analyse gründlich gereinigt. Bodenproben wurden entweder horizontweise oder in jeweils 5 cm hohen Säulen bis zur gewünschten Tiefe entnommen.

Methoden: Pflanzen und Tierproben wurden bei 105° C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet bzw. erst tiefgefroren und dann getrocknet. Anschließend erfolgte feuchte Veraschung (HNO_3 : $HClO_4$ 7 : 1). Bodenproben (= 2 mm) und Gewässersedimente (= 1 mm) wurden nach Trocknung bei 105° C für die Ermittlung der Gesamtmenge der Schwermetalle mit Königswasser, der Erfassung der austauschbaren Elemente mit 1 mol Ammoniumacetat-Lösung (10 : 1) und zur Bestimmung der wasserlöslichen Schwermetalle mit aqua dest. (10 : 1) extrahiert. Organisch gebundene wasserlösliche Elemente wurden durch Zusatz von Aktivkohle abgetrennt. Wasser aus den Flüssen wurde zur Zerstörung organischer Substanz 3 ml HNO_3 und 1 ml konz. $HClO_4$ zugefügt und je nach Schwermetallgehalt auf 1 : 10 bis 1 : 25 eingeengt. Die Bestimmung der Schwermetalle erfolgte atomabsorptionsspektrophotometrisch mit dem AAS Unicam SP 90.

Kulturmethoden: Junge Pflanzen von *Hordeum distichon* wurden nach 7-tägiger Anzucht in Quarzsand in Wasserkulturen überführt (Nährlösung s. ERNST 1972); eine Woche nach Kulturbeginn wurden die Schwermetallgaben verabfolgt. Der pH-Wert der Kulturlösung wurde auf 5.7 eingestellt und im Verlauf der Kultur täglich reguliert. Nach 21-tägiger Versuchsdauer wurden die Pflanzen geerntet; die Vorbereitung für die Analysen war dieselbe wie bei Freilandmaterial.

Enzymatische Aktivität: Die für diesen Versuch benötigten Pflanzen von *Silene cucubalus* wurden aus Saatgut angezogen und nach ERNST (1972) weiter kultiviert. Die Aktivität der Nitratreduktase wurde nach AUSTENFELD (1972) mit folgender Veränderung bestimmt: An Stelle von Phosphat und Cystein wurde nur reiner tris-HCl-Puffer (0.025 mM) oder tris-Acetat-Puffer (0.025 mM) bei pH 7.7 mit Zusatz von 0.02 mM KNO_3-Lösung benutzt, die die verschiedenen Mengen an $ZnSO_4$, $CuSO_4$, $CdSO_4$, $NiSO_4$, $Pb(NO_3)_2$ oder Pb-Acetat, NADH und Enzymextrakt enthielt.

III. Ergebnisse

1. Unbelastete Standorte

Um zu einer sachgerechten Beurteilung der Schwermetallbelastung zu kommen, muß zunächst festgestellt werden, in welchem Umfang die Schwermetalle in unbelasteten Böden, Pflanzen und Tieren normalerweise vorhanden sind. Als Probestellen wurden die A_1-Horizonte industrieferner Waldböden ausgewählt, die im Bodenprofil stets eine Anreicherungszone für Schwermetalle bilden (VINOGRADOV 1954, JORGENSEN & WELLS 1973, ERNST 1974). Acker- und Wiesenböden sind für die Untersuchung unbelasteter Ökosysteme schlecht geeignet, da durch Düngemaßnahmen entweder das Mikronährstoffgefüge verändert oder durch die Verwendung gewisser Phosphatdünger (SCHRÖDER & BALASSA 1963, CARO 1964, BARROWS 1966) oder mancher städtischer Klärschlamme (LE RICHE 1968, PURVES & MACKENZIE 1973) sogar eine Belastung mit Schwermetallen auftreten kann.

Böden

Wie die Analysendaten der Böden von unbelasteten Wäldern ausweisen (Tab. 1), sind die Schwermetalle in Abhängigkeit vom Muttergestein in sehr unterschiedlichen Konzentrationen vorhanden. Von den untersuchten Schwermetallen erreicht das Mangan die höchsten Konzentrationen (bis zu 2,2 mg/g Boden), gefolgt von Zink und Blei (210 resp. 218 mg/kg lufttrockener Boden), Kupfer (50 mg/kg), Nickel (40 mg/kg) und Kobalt (20 mg/kg). Das Kadmium, das bei Fragen der Umweltbelastung besondere Beachtung verdient, ist mit weniger als 3 mg/kg Boden vorhanden. Die für die Pflanzen verfügbaren Schwermetallmengen — der Ammoniumazetatauszug als obere und der Wasserauszug als untere Grenze der Pflanzenverfügbarkeit — liegen entsprechend tiefer. In dieser Fraktion erreicht das Mangan vor allem in den sauren Oberböden hohe Werte, die vielleicht als wesentlicher Faktor für das Zustandekommen der Florenunterschiede von sauren und basischen Buchenwäldern heranzuziehen sind (HACKETT 1964, 1965; OUELETTE & DESSUREAUX 1958; CLARKSON 1969; WOOLHOUSE 1970; SMALL 1972). Die für den Stoffwechsel der Organismen nicht notwendigen Schwermetalle Blei und Kadmium sind in den unbelasteten Böden Westfalens überhaupt nicht in wasserlöslicher Form anzutreffen. Die Schwermetallgehalte der unbelasteten Böden Westfalens sind mit denen anderer Regionen durchaus vergleichbar (VINOGRADOV 1954).

Pflanzen

Die Schwermetallabsorption aus dem Boden erfolgt — von Protisten und einigen Lumbriciden abgesehen — fast ausschließlich über die Pflanzen. Aufgrund der unterschiedlichen Verteilung der absorbierenden Organe im Bodenprofil und der zumindest partiell selektiven Schwermetallaufnahme sowie der Weiterleitung in den Pflanzen weisen die Arten der Laubwälder das für viele Pflanzen art- und organspezifische Schwermetallmuster auf (vgl. GUHA & MITCHEL 1966, Ernst

Tab. 1: Gesamtschwermetallgehalte (tot.), Ammoniumacetat-austauschbare (aust.) und wasserlösliche (wass.) Schwermetallmengen (mg/kg trockener Boden) im A-Horizont (A/C-Profil) unbelasteter Waldböden in Westfalen

	Teutoburger Wald Brochterbeck		Münstersche Bucht Telgte	Nienberge	Sauerland Ramsbeck	Brilon
	Gault-Sand	Cenoman-Kalk	Quatäre Sande	Turon-Kalk	Devon-Schiefer	Devon-Kalk
Zink						
tot.	210.0	167.0	80.0	180.0	180.0	170.0
aust.	4.9	10.0	3.1	17.0	13.5	18.6
wass.	0.01	0.1	0.1	0.4	0.5	1.3
Kupfer						
tot.	31.0	22.1	26.9	38.2	44.8	50.1
aust.	1.9	1.8	1.2		2.5	1.2
wass.	0.01	0.01	0.06	0.03	0.04	0.07
Blei						
tot.	218.0	104.0	36.0	120.0	12.0	150.0
aust.	9.9	12.1	2.8	7.3	0.3	4.9
wass.	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Mangan						
tot.	154.0	1800.0	50.0	2200.0	323.0	207.0
aust.	10.0	300.0	26.8	9.9	15.3	18.4
wass.	0.8	0.1	5.2	1.0	2.1	1.2
Kadmium						
tot.	1.3	2.1	0.4	1.6	1.0	2.8
aust.	0.0	1.4	0.0	0.1	0.0	0.2
wass.	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Nickel						
tot.	11.1	38.8	7.8	39.9	8.9	23.4
Kobalt						
tot.	0.9	16.1	0.8	20.2	0.3	18.5

1974). Als Beispiele sind *Vaccinium vitis idaea* aus einem Luzulo-Fagetum des Teutoburger Waldes und *Neottia nidus avis* aus einem Asperulo-Fagetum des Nienberger Waldes in Tab. 2 dargestellt. Fast alle Schwermetalle sind am stärksten in den unterirdischen Organen angereichert. Lediglich das Mangan ist in den Blättern von *Vaccinium vitis idaea* reichlicher als in allen anderen Organen dieser Pflanze vertreten, was aber ein Charakteristikum für viele Ericaceen ist (HENRICHFREISE 1973).

Um die Analyse von Belastungen einfacher handhaben zu können, werden im allgemeinen bei Pflanzen nur die Blätter herangezogen. Dabei ist aber zu berücksichtigen, daß Blei, Kadmium, Nickel, Kobalt, Mangan, Eisen und meist auch Zink sich während der Vegetationsperiode in den Blättern anreichern und deshalb die höchsten Werte stets im Herbst vorliegen, während für Kupfer die Maximalwerte stets in den jungen Organen bzw. im Frühjahr erreicht werden. Aus diesem Grund sind für die Analyse der unbelasteten Waldbestände Blätter am Ende der Vegetationsperiode berücksichtigt worden (Tab. 3). Die Kadmiumgehalte der Laubblätter lagen stets unter 0,1 mg Cd/kg Trockensubstanz. Der Bleigehalt schwankte je nach Art von 0.1 bis 11 mg Pb/kg, der Kupfergehalt von 5.0 bis 14 mg Cu/kg. Beim Zink zeigen die Laubbäume große artspezifische Unterschiede, wobei die Birken bekanntermaßen (YOUNG & GUINN 1966) dieses Element am stärksten akkumulieren (415mgZn/kg). Auch die Manganan reicherung der Buchen- und Eichenblätter (6400 mg Mn/kg) hält sich in der von anderen Autoren (DENAEYER DE SMET 1966, DUVIGNEAUD & DENAEYER DE SMET 1973, HENRICHFREISE 1973) gefundenen Größenordnung. In den meist flachwurzelnden Arten der

Krautschicht liegen die Maximalgehalte stets unter denen der Bäume. Erwähnenswert ist der relativ hohe Zinkgehalt (370 resp. 354) von *Ranunculus ficaria* und

Tab. 2: Organspezifisches Schwermetallmuster von *Vaccinium vitis idaea* (Provenienz: Brochterbeck, 24. 8. 1973) und *Neottia nidus avis* (Provenienz: Nienberge, 18. 6. 1973). Alle Werte in mg/kg Trockensubstanz.

	Fe	Mn	Zn	Cu	Pb	Cd
Vaccinium vitis idaea						
Blattknospen	72	910	42.2	12.4	>0.1	>0.01
Blätter, diesjährig	105	1850	73.0	10.3	0.3	>0.01
Blätter, letztjährig	157	2320	124.7	7.4	1.1	0.04
Sproßstiel, diesjährig	68	660	51.2	7.5	>0.1	>0.01
Sproßstiel, letztjährig	122	740	65.3	6.5	0.4	0.03
Sproßstiel, dreijährig	176	730	66.4	5.7	0.6	0.03
Rhizom	194	470	53.4	11.9	1.3	0.14
Wurzel	630	480	154.1	17.2	2.1	0.20
Neottia nidus avis						
Samenkapsel	137	9	37.0	16.5	>0.1	>0.01
Sproßstiel, oben	19	3	16.5	3.8	>0.1	>0.01
Sproßstiel, unten	43	22	18.9	13.7	>0.1	>0.01
Blätter	146	45	72.9	32.0	>0.1	>0.01
Rhizom	1600	217	223.0	26.4	0.4	3.40
Wurzel	3240	429	259.0	90.5	1.7	20.00

Tab. 3: Schwermetallgehalte der Laubblätter bzw. Pilzfruchtkörper von Arten saurer (s) und basischer (b) Wälder im Herbst 1972. Die Fundorte entsprechen denen der Tab. 1. Alle Werte in mg/kg Trockensubstanz. Cd stets >0.01.

	Provenienz	Fe	Mn	Zn	Cu	Pb
Fagus silvatica	Brochterbeck (s)	128	1270	119	7	1.4
	Brochterbeck (b)	173	815	140	9	1.9
	Ramsbeck (s)	147	1390	55	14	4.0
	Brilon (b)	190	6400	98	13	5.1
	Telgte (s)	208	2700	55	8	5.8
	Nienberge (b)	307	2100	64	11	4.7
Quercus robur	Brochterbeck (s)	173	198	76	12	1.8
	Brochterbeck (b)	195	370	63	11	3.9
	Ramsbeck (s)	170	760	74	11	8.2
	Brilon (b)	145	1450	55	10	7.0
	Telgte (s)	334	535	78	8	1.9
	Nienberge (b)	217	430	75	10	8.1
Betula pendula	Brochterbeck (s)	185	149	388	21	6.5
	Brochterbeck (b)	207	352	344	17	4.1
	Telgte (s)	215	324	415	14	2.9
Anemone nemorosa	Brochterbeck (s)	107	620	354	10	2.1
	Brochterbeck (b)	123	138	207	10	1.9
Ranunculus ficaria	Brochterbeck (b)	289	207	370	7	2.3
	Nienberge (b)	317	188	284	8	1.8
Vaccinium myrtillus	Brochterbeck (b)	205	1245	49	5	4.2
Melica uniflora	Brilon (b)	125	67	35	11	5.1
Deschampsia flexuosa	Ramsbeck (s)	56	755	71	11	1.9
Monotropa hypopitys	Brilon (b)	850	112	145	12	<0.1
Psalliota arvensis	Nienberge (b)	125	2	150	47	<0.1
Polyporus ramosissimus	Nienberge (b)	120	1	62	17	<0.1
Amanita rubescens	Nienberge (b)	596	27	18	15	<0.1
Xylaria polymorpha	Nienberge (b)	66	7	27	13	<0.1

Anemone nemorosa. Unter den C-heterotrophen Pflanzen konnte Blei und Kadmium in den oberirdischen Organen nicht nachgewiesen werden. Die Schwermetallkonzentrationen der Pilze lagen trotz der z. T. hohen Werte für Kupfer und Mangan niedriger als die wenigen aus der Literatur bekannten Beispiele (STARK 1972).

Tiere

Von den Tieren wurden nur einige Invertebraten untersucht, um Hinweise zu erhalten, inwieweit die Form der Nahrungsbeschaffung auf den Schwermetallgehalt einen Einfluß hat, zumal Mineralstoffbestimmungen von Invertebraten nur sehr spärlich vorliegen (EDWADRS et al. 1970). Dabei können nur die Depot-Schwermetalle, nicht aber der Schwermetallumsatz erfaßt werden. Von den untersuchten Arten eines Asperulo-Fagetum in Brochterbeck enthielten die von modernden Pflanzenteilen lebenden Arten *(Julus, Allobophora, Glomeris)* höhere Schwermetallmengen als die karnivoren Käfer *(Carabus, Abax, Silpha)* und die Spinne *Lycosida* (Tab. 4). Besonders hoch ist der Kupfergehalt von dem Tausendfüßler *Julus*, doch finden sich im näheren Verwandtschaftskreis mit den Isopoden die wohl kupferreichsten Tiere der Erde (WIESER 1961, 1966).

Tab. 4: Schwermetallgehalte von Invertebraten eines Asperulo-Fagetum in Brochterbeck, Herbst 1972. Alle Werte in mg/kg Trockensubstanz.

	Fe	Mn	Zn	Cu	Pb	Cd
Allobophora spec.	307	210	346	2	7.4	<0.01
Julus spec.	270	135	199	318	3.9	0.03
Trichia spec.	124	35	206	135	2.7	<0.01
Glomeris spec.	87	20	256	3	1.3	<0.01
Abax spec.	11	50	45	2	<0.1	<0.01
Carabus spec.	6	3	42	6	<0.1	<0.01
Lycosa spec.	4	5	30	2	<0.1	<0.01
Silpha spec.	3	3	60	3	<0.1	<0.01

2. Semibelastete Standorte

Den bisher behandelten unbelasteten Standorten wollen wir jene Ökosysteme gegenüberstellen, die sich über ausbeißenden Erzadern entwickelt haben. Völlig ungestört, gemäß der Definition auch unbelastete Schwermetall-Ökosysteme, die aufgrund der in Australien und Afrika durchgeführten Untersuchungen stets kleinräumig entwickelt sind (COLE et al. 1968, ERNST 1972), gibt es in Westfalen nicht mehr. Vielmehr tragen sie alle die Züge mehr oder minder starker menschlicher Eingriffe, wobei die Bleikuhlen in Blankenrode und der Jittenberg bei Marsberg der natürlichen Situation noch relativ nahekommen dürften. Hingegen sind die wohl ebenfalls ehemals natürlichen Schwermetallstandorte des Elpetales und des Littfelder Raumes weitgehend durch den Bergbau zerstört. Trotz der hohen Zink- und Bleigehalte des Bodens der Bleikuhlen sowie des hohen Kupfergehaltes des Jittenberges hat sich an diesen Stellen eine Vegetation und Fauna entwickeln können, die in einem ökologischen Gleichgewicht zu stehen scheint. Da über die Ökologie, Physiologie und Pflanzensoziologie der Arten des Violetum calaminariae westfalicum schon eine umfangreiche Literatur vorliegt (BRÖKER 1963, ERNST 1965, 1968, 1972, GRIES 1966, 1969, RÜTHER 1967, SCHILLER 1971, MATHYS 1972, 1974), werden hier nur die bisher noch nicht publizierten Daten bezüglich des Schwermetallangebotes im Boden und des dominierenden Grases *Agrostis tenuis* in Tab. 5 zusammengestellt. Aufgrund des nur geringen Ausschluß-

vermögens für Schwermetalle sind die Pflanzen von Blankenrode reich an Zink und Blei, enthalten aber kaum Kupfer und Kadmium, während dieselbe Art, allerdings mit einer anderen physiologischen Rasse, am Jittenberg überdurchschnittliche Kupferwerte aufweist. Der Kupfergehalt der Schnecke *Helicella ericetorum* vom Jittenberg ist mit 374 mg Cu/kg Trockensubstanz fast viermal höher als von derselben Art aus dem Mesobrometum aus dem benachbarten Westheim (108 mg Cu/kg). Damit liegt eine ähnliche Kupferanreicherung vor, wie sie STOLZE (1936) bei der Schwarzen Wegschnecke von Kupferberg/Erzgebirge analysierte. Offensichtlich haben Mollusken, Anneliden und Collembolen eine ähnliche Schwermetallresistenz entwickelt, wie sie von den Phanerogamen her bekannt ist.

Tab. 5: Schwermetallgehalt von *Agrostis tenuis* und Schwermetallverfügbarkeit natürlich schwermetallreicher Böden Westfalens. Alle Werte in mg/kg. Trockenmaterial.

	Boden		*Agrostis tenuis*	
	Blankenrode	Marsberg	Blankenrode	Marsberg
Zink				
total	42000.0	60.0	372—477	85—137
austauschbar	1340.0	3.6	—	—
wasserlöslich	144.0	1.9	—	—
Kupfer				
total	44.5	4800.0	13—16	37—73
austauschbar	4.1	286.0	—	—
wasserlöslich	0.6	144.0	—	—
Blei				
total	12000.0	190.0	0—73	2.0
austauschbar	370.0	12.0	—	—
wasserlöslich	0.0	0.0	—	—
Kadmium				
total	117.0	0.0	1.1	0.0
austauschbar	25.5	0.0		
wasserlöslich	0.1	0.0		
Mangan				
total	200.0	200.0	66—67	349—700
austauschbar	16.7	10.6		
wasserlöslich	1.1	5.0		
Eisen				
total	21000.0	25000.0	67—162	313—329
austauschbar	11.2	11.2		
wasserlöslich	0.2	0.3		

3. Schwermetallbelastete Standorte

Während natürlich schwermetallreiche Ökosysteme sehr geringe Ausdehnung haben, können die vom Menschen verursachten Anreicherungen der Umwelt mit Schwermetallen große Ausmaße erreichen, wobei wir nach der Genese Belastungen durch den Erzbergbau, durch die weiterverarbeitenden Industrien sowie durch die Anwendung schwermetallhaltiger Präparate unterscheiden können.

a) Belastung durch den Erzbergbau

Halden

Eine der Belastungen der Umwelt mit Schwermetallen geht auf den Abbau der Erzkörper, insbesondere auf den mittelalterlichen Erzbergbau und seine Verhüttungsmethoden zurück. Klagen über solche Schwermetallkontaminationen stammen in Westfalen auf die Mitte des 19. Jahrhunderts (STORP 1883, KÖNIG

1899). Die einfachste und räumlich sehr begrenzte Form dieser Schwermetallbelastung sind Halden mit schwermetallreichen Gesteinen, aus denen im Laufe der Zeit durch das Regenwasser so große Schwermetallmengen ausgewaschen werden, daß die umliegenden Äcker und Wiesen kontaminiert werden. Solche Bereiche finden sich in Westfalen im Raum Littfeld, im Ramsbeck-Olsberger-Briloner Erzdistrikt sowie in der Marsberg-Korbacher Kupferschieferzone. Zum Teil liegen die Halden mitten in den Äckern und bilden damit auch ein Hindernis bei der Bearbeitung der Flächen (Foto 1).

Am Beispiel der Halden der ehemaligen Zeche Victoria bei Littfeld soll dieser Vorgang der Schwermetallkontamination dargestellt werden (Tab. 6). Während die Halde aufgrund der hohen Blei, Zink-, Kupfer- und Kobaltgehalte und der ungünstigen Wasserkapazität des Haldenrohbodens vegetationsfrei ist, hat die Kontamination des der Halde vorgelagerten Bodens die Ausbildung einer Schwermetallpflanzengesellschaft ermöglicht. Etwa 11 m vom Haldenfuß entfernt geht die Schwermetallvegetation in eine immer noch stark schwermetallbelastete *Calluna*-Heide über. Der Schwermetallgehalt der Pflanzen ist so hoch, daß eine Beweidung der Haldenumgebung nicht ratsam erscheint (vgl. BALKS 1961).

Tab. 6: Schwermetallgehalt einer Halde der ehem. Zeche Victoria bei Littfeld sowie der durch Haldenauswaschung kontaminierten benachbarten Böden und Pflanzen. Alle Werte in mg/kg Trockensubstanz.

	Zn	Pb	Cu	Cd	Co	Ni
Haldenmaterial	3200	10400	620	20	600	44
Boden, 5 m vom Haldenfuß entfernt	2800	6400	480	20	370	37
Boden, 11 m vom Haldenfuß entfernt	1300	3000	217	11	245	28
Pflanzen, 5 m von der Halde entfernt (Blätter):						
Silene cucubalus	1020	162	24	4.0	28	17
Festuca ovina	514	93	17	2.4	17	11
Agrostis tenuis	470	87	17	5.4	16	13
Armeria maritima halleri	1410	163	21	4.7	23	18
Cardaminopsis halleri	1440	225	18	16.8	47	38
Pflanzen, 11 m von der Halde entfernt (Blätter):						
Calluna vulgaris	176	35	16	1.7	12	9
Agrostis tunuis	146	17	11	0.2	6	4

Pochsande

Großflächiger belastet sind im allgemeinen Gebiete unterhalb von Schwermetall-Bergwerken, da durch Gruben-Abwässer und durch das in früheren Jahrhunderten übliche Pochen der Erze eine Menge schwermetallhaltigen Materials den Bächen und Flüssen zugeführt wird. Bei Hochwasser gelangen dann die Bach- und Flußsedimente auf die Böden der Talterrassen, wo sie erhebliche Schäden im Gras- und Ackerland anrichten können (u. a. KNICKMANN 1959). Klagen über solche Belastungen datieren in Westfalen erstmals aus dem 19. Jahrhundert

(ANDRAE 1882, STORP 1883, KÖNIG 1899), und zwar aus dem Einzugsgebiet der Elpe und Hormecke/Sauerland. KÖNIG stellte 1899 fest, daß die Abwässer der Gruben Juno und Pluto 17 bis 109.5 mg Zn/l enthielten und das Wasser der Elpe nach Aufnahme dieser Abwässer und derjenigen der Pochwerke 1,6 bis 5.9 mg Zn/l enthielt. Der Boden der mit diesem Wasser überfluteten bzw. überrieselten Wiesen im unteren Elpetal wies in sog. „verdorbenen Wiesen" bis zu 7570 mg Zn/kg, das „verdorbene Gras" bis zu 1360 mg Zn/kg Trockensubstanz auf. Die Folgen waren Schäden beim Vieh.

Foto 1: Halden des mittelalterlichen Kupferbergbaus bilden auch heute noch ein Hindernis bei der Nutzung der Felder im Raum Marsberg bis Frankenberg.

Eine Überprüfung der Situation in den Jahren 1970—1973 ergab, daß neben Zink der Talboden auch noch mit Blei und partiell mit Kadmium kontaminiert war (Tab. 7). Oberhalb des Ortes Elpe weist das Wasser, das Sediment und der Talboden normale Schwermetallgehalte auf. Nach Passieren der ehemaligen Pochwerke unterhalb des Ortes erhöht sich der Zink-, Blei- und Kadmiumwert im Sediment der Elpe und im Talboden um das Vier- bis Zehnfache und verdoppelt sich fast noch einmal auf Höhe der ehemaligen Grube Juno. Hier ist auch ein erheblicher Anstieg im Zinkgehalt des Wassers zu registrieren, der auf eine noch tätige schwermetallreiche Quelle zurückgeht. Eine weitere Erhöhung der Schwermetallbelastung der Bachsedimente und des Talbodens erfolgte nach Aufnahme eines Seitenbaches, der aus dem ehemaligen Grubengebiet Aurora früher offensichtlich schwermetallreiches Material transportiert hat. Bis zur Mündung der Elpe in die Ruhr vermindert sich der Schwermetallgehalt der Sedimente und der Talaueböden um etwa 20 %. Insgesamt hat das Gebiet mit Böden, die über 500 mg Zn/kg und 400 mg Pb/kg aufweisen, eine Größe von etwa 30 ha.

Tab. 7: Schwermetallbelastung des Elpetales. Werte der Wasserproben in mg/l, der Bachsedimente und des Talbodens (jeweils 5 m vom Ufer entfernt) in mg/kg.

	Zn	Pb	Cd	Cu	Ni
Wasser:					
Quelle (Grube Juno)					
Oktober 1971	70.00	>0.01	0.09	0.020	0.02
Juni 1973	0.90	0.60	0.06	0.016	0.09
Rinnsal 5 m von der Quelle	0.76	0.04	0.06	0.010	0.05
Rinnsal 15 m von der Quelle	0.64	0.04	0.04	0.010	0.05
Elpe, oberhalb Ort Elpe	0.04	<0.02	<0.01	0.006	<0.01
Elpe, unterhalb Elpe (Pochwerk III)	0.05	<0.02	<0.01	0.006	<0.01
Elpe nach Einfluß des Rinnsales (Juno)	0.37	<0.02	<0.01	0.010	0.03
Elpe bei Gevelinghausen	0.23	<0.02	<0.01	0.007	0.03
Elpe bei Ostwig	0.20	<0.02	<0.01	0.006	0.07
Bachsediment:					
Quelle (Grube Juno)	8000	4560	33.2	34	36
Rinnsal 5 m von der Quelle	11200	690	32.0	34	58
Rinnsal 15 m von der Quelle (Fichte)	14400	9400	126.0	86	78
Elpe, oberhalb Ort Elpe	120	38	<0.1	20	45
Elpe, unterhalb Elpe	500	170	1.2	20	48
Elpe nach Einfluß des Rinnsales (Juno)	960	750	2.4	20	49
Elpe bei Gevelinghausen	1500	790	4.0	19	46
Elpe bei Ostwig	1280	620	3.2	16	46
Talboden:					
oberhalb Elpe	110	45	<0.1	17	37
unterhalb Elpe	440	200	1.2	20	36
unterhalb Grube Juno	960	570	3.2	20	48
bei Gevelinghausen	1410	830	4.1	21	43
bei Ostwig	1240	740	4.0	22	40

Tab. 8: Schwermetallgehalte (mg/kg Trockensubstanz) von Pflanzen aus dem Einzugsgebiet von schwermetallhaltigem Quellwasser unterhalb der ehem. Grube Juno.

	Zn	Pb	Cd	Cu	Ni
Philonotis fontana-Blätter	19110	101.0	12.4	21.9	32.8
Cardaminopsis halleri-Blätter	25000	33.2	56.3	7.5	58.6
Thlaspi alpestre-Blätter	15300	85.6	65.5	53.4	111.0
Agrostis tenuis-Blätter	1210	2.1	2.5	7.3	24.3
Festuca ovina-Blätter	1120	0.7	2.3	7.0	17.5
Picea abies					
Nadeln, einjährig	78.3	<0.1	1.7	4.1	3.2
Nadeln, zweijährig	124.0	<0.1	1.8	4.2	3.5
Nadeln, dreijährig	352.0	<0.1	1.9	4.3	3.5
Nadeln, vierjährig	403.0	<0.1	2.1	4.3	3.6
Borke	538.0	1245.0	4.5	85.5	18.7
Rinde	1778.0	122.0	4.7	7.6	10.9
Holz	159.0	2.3	0.0	1.6	0.4

Der Gehalt des Grases *Poa pratensis* auf einer Talwiese mit 1410 mg Zn, 830 mg Pb und 4 mg Cd/kg Boden erreichte maximal 254 mg Zn, 4.7 mg Pb und 0.7 mg Cd/kg Trockensubstanz. Wesentlich höher ist die Schwermetallbelastung unterhalb der Grube Juno, wo neben schwermetallhaltigem Wasser aus dem Haldenbereich noch die bereits erwähnte Quelle den Boden so reichlich mit Schwermetallen versorgt, daß selbst schwermetallresistente Pflanzen wie *Cardaminopsis halleri, Thlaspi alpestre, Festuca ovina* und *Agrostis tenuis* infolge hoher Schwermetalldosen chlorotisch werden (Tab. 8). Der Versuch einer forstlichen Nutzung

der Fläche ist fehlgeschlagen. Denn auch die chlorotischen Fichtennadeln sind eine Folge der Schwermetallkontamination, die mit zunehmendem Alter der Nadeln stets größer wird. Neben den Nadeln sind vor allem Borke und Rinde der Fichte mit Schwermetallen angereichert, während das Holz — wie bei fast allen Bäumen — ziemlich frei von Schwermetallen ist.

Ein anderes Beispiel eines mit schwermetallreichen Pochsanden kontaminierten Tales ist aus Bönkhausen bekannt, das wegen der Bleivergiftung vieler Rinder erstmals von WIEMANN (1934) untersucht wurde. BALKS (1961) hat nach Analyse von 1200 Bodenproben ein genaues Bild der Bleibelastung der Talböden gegeben, die durch die 1893 geschlossenen Bleigruben verursacht wurde. Wie eine Überprüfung der Situation im Jahre 1973 ergeben hat, liegt im Gegensatz zum Elpetal nur eine Bleibelastung vor (Sediment des Bönkhauser Baches: 6640 mg Pb, 116 mg Zn, 36 mg Cu, 26 mg Ni, 0.6 mg Cd/kg Trockensubstanz). Aufgrund der hohen Affinität von Blei zu Humuskomplexen und der raschen Festlegung in der Wurzel ist die Weiterleitung von Blei in die oberirdischen Organe der Pflanzen relativ gering. Trotzdem wurde in den Blättern von *Agrostis tenuis* mit 61 mg Pb/kg noch das Sechsfache der für Futtermittel empfohlenen Maximalkonzentration gefunden. Das kontaminierte Areal mit mehr als 1000 mg Pb/kg Boden erreicht etwa 40 ha.

Eine weitere durch den Bergbau bedingte Belastung mit Schwermetallen wurde auch im Valme-Tal festgestellt, wo bei Werdern sowohl im Wasser als auch im Sediment der Valme noch normale Schwermetallkonzentrationen vorliegen, während unterhalb der Ziegelwiese von Ramsbeck eine höhere Kontamination als im Elpetal anzutreffen ist. (Tab. 9).

Tab. 9: Schwermetallkonzentrationen im Wasser und Sediment der Valme. Werte in mg/l bzw. mg/kg trockener Boden.

	Zn	Pb	Cd	Cu	Ni
Wasser bei Werdern	0,05	0.00	0.00	0.002	0.003
Wasser bei Ziegelwiese	1.00	0.02	0.01	0.004	0.003
Sediment bei Werdern	400	230	1.2	14	42
Sediment bei Ziegelwiese	6000	3780	15.6	88	36

Außer diesen Beispielen gibt es im Sauerland eine Fülle weiterer Schwermetallbelastungen der Fließgewässer durch den Erzbergbau. Die in Abb. 1 dargestellten Ergebnisse basieren auf der Untersuchung der Flußsedimente und weisen beträchtliche Schwermetallkonzentrationen in den Flußbetten der Ruhr, Lenne und Diemel sowie ihrer Nebenflüsse aus.

Bis zum Einfluß der Lenne in die Ruhr stammt der Schwermetallreichtum der Sedimente im Oberlauf der Ruhr aus den Bergbau-Aktivitäten im Elpe- und Valmetal sowie von Bönkhausen. Da die weiteren Zuflüsse der Ruhr, vor allem die Möhne von Schwermetallen weitgehend unbelastet waren bzw. sind, erniedrigt sich der Schwermetallgehalt der Ruhrsedimente bis zum Einfluß der Lenne, die zur Erhöhung des Blei- und Zinkgehaltes wesentlich beiträgt. Die Belastungen stammen zum einen aus dem Silber-Bach, der früher die Abwässer der Erzbergwerke von Silberg und Varste aufnahm und nach der Einmündung in die Olpe auch noch zu erheblichen Schwermetallanreicherungen in den Talböden bei Heidschott beigetragen hat (Je kg trockener Talboden: 1200 mg Zn, 1300 mg Pb, 68 mg Cu, 4.4 mg Cd). Nach Aufnahme der zinkreichen Abwässer aus dem Meg-

gener Schwefelkies-Bergbau und der Elspe, über die schon KÖNIG (1899) berichtet hat, erhöht sich der Zinkgehalt der Lenne-Sedimente auf fast 3000 mg Zn/kg. Da im vorigen Jahrhundert das z. T. schon gereinigte, aber immer noch mit Zink hoch belastete Wasser (n. KÖNIG 91.7 mg Zn/l) zur Berieselung der Wiesen verwendet wurde, nimmt es nicht wunder, daß ein Teil des Grünlandes vor allem im Elspe-Tal hohe Zinkgehalte aufweist. Eine weitere Steigerung der Schwermetallgehalte — neben Zink vor allem Kupfer und Nickel (bis zu 200 mg/kg) — erfährt die

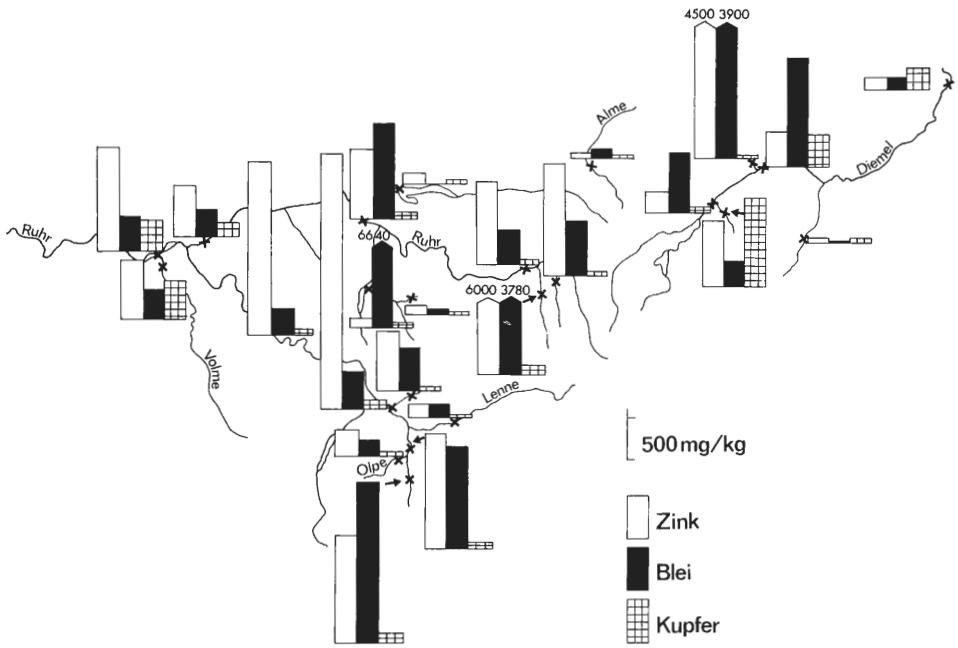

Abb. 1: Schwermetallbelastung der Sedimente von Ruhr, Lenne und Diemel sowie ihrer Nebenflüsse.

Ruhr nach Aufnahme der Volme, die zink-, blei-, kupfer- und nickelreiche Sedimente noch nicht näher untersuchter Genese mitbringt. In diesem Zusammenhang soll schon darauf hingewiesen werden, daß Schwermetallbelastungen über kommunale Abwässer zusätzlich zu berücksichtigen sind (vgl. Abschnitt e). Diese Belastungen der Ruhr-Sedimente mit Schwermetallen, die vor allem bei Hochwässern zu beachten sind (vgl. KNICKMANN 1959, HENKENS 1961), wurden noch an der Mündung der Ruhr in den Rhein durch BANAT et al. (1972) mit 2800 mg Zn, 1700 mg Cu, 650 mg Pb und 15 mg Cd analysiert. Die im Vergleich mit unseren Daten zwei- bis viermal höheren Werte sind nicht unbedingt auf neue Kontaminenten im Unterlauf zurückzuführen, sondern können ihre Ursache in der alleinigen Berücksichtigung der tonigen Fraktion der Sedimente durch BANAT und Mitarbeiter haben.

Der Schwermetallreichtum der das Sauerland nach Osten entwässernden Diemel hat seinen Ursprung vornehmlich im mittelalterlichen Kupferbergbau bei Marsberg und im Zink-Blei-Bergbau von Blankenrode, so daß nach Aufnahme aller Zuflüsse die Diemel-Sedimente bei Wrexen reich an Blei, Kupfer und Zink sind. Die Belastung läßt sich noch an der Mündung der Diemel in die Weser feststellen (vgl. auch BANAT et al. 1972).

Eine weitere sehr hohe Belastung, die in Abb. 1 nicht berücksichtigt ist, hat der Bergbau von Littfeld und Müsen den Bachläufen dieses Gebietes gebracht, in deren Überschwemmungsbereich sich z. T. massenhaft die schwermetallresistente Crucifere *Cardaminopsis halleri* ausgebreitet hat. Im Sediment eines Baches bei Littfeld wurden die folgenden Gehalte gefunden: 31500 mg Zn, 5800 mg Pb, 620 mg Cu, 520 mg Ni und 126 mg Cd je kg Sediment.

Aus diesen Werten läßt sich ableiten, daß eine Belastung der Fließgewässer mit Schwermetallen über Jahrhunderte hinweg wirksam sein kann und sicherlich erhebliche Folgen für die Biologie dieser Gewässer hat (NEWTON 1944, WEATHERLEY & DAWSON 1973), insbesondere bei Protozoen (CARTER & CAMEROW 1973), Crustaceen (ARTHUR & LEONARD 1970) und Fischen (SPRAGUE 1970, EATON 1973, MÜLLER & FÖRSTNER 1973). Dabei ist noch zu berücksichtigen, daß bei Gegenwart von Organo-Komplexen (EDTA, NTA) die Schwermetalle aus dem Sediment wieder mobilisiert werden können (BARICA et al. 1973).

b) Belastung durch Emissionen von Schwermetall-Hütten

Während die durch den Erzbergbau verursachte Belastung der Umwelt mit Schwermetallen über den Boden, d. h. aufgrund der Pufferwirkung der Humusstoffe in gemäßigter Form auf die Vegetation einwirkte, werden die Pflanzen bei staubförmigen Schwermetall-Emissionen zum einen über die oberirdischen Organe, insbesondere über die Blätter, zum anderen aber nach mehr oder weniger kurzer Zeit auch über den Boden mit den Schwermetallen konfrontiert. Erste Beschwerden über zinkhaltige Emissionen wurden über eine Zinkhütte bei Dortmund bekannt (KÖNIG 1899), durch deren Tätigkeit der Zinkgehalt benachbarter Äcker und Weiden auf 430 mg bzw. 1395 mg Zn/kg Boden, derjenige des angebauten Roggens und der Gräser auf 134 bzw. 1110 mg/kg Trockensubstanz anstieg. Der unvollständige Immissionsschadkataster der Landesanstalt für Immissions- und Bodennutzungsschutz weist für die Jahre 1953 bis 1972 zwar nur fünf Schadensfälle nach (HÖLTE 1972), doch kann der Umfang und die Schwere der Belastung oft größer als bei den bisher angeführten Beispielen sein.

Da über die Folgen solcher oft chronischer Belastungen mit Schwermetallstäuben nicht genügend bekannt ist (PISCATOR 1973), soll hier der Umfang der Belastung durch schwermetallhaltige Emissionen auf Böden und Vegetation am Beispiel einer neuen Zinkhütte dargestellt werden. Durch die Lage im Flachland bestimmt die Richtung der die emittierten Staubpartikel transportierenden Luftmassen das Verteilungsmuster der Schwermetalle in der Umgebung des Emittenten. Infolge einer günstigen stadtnahen Verkehrslage müssen aber auch gewisse Abweichungen der großräumigen Hauptwindrichtung durch Konvektion und sog. klimatische Tunneleffekte über und in Straßen, Kanälen und Bahngleiskörpern zusätzlich beachtet werden.

Immissionsschäden an der Vegetation

In der näheren Umgebung der Zinkhütte sind viele Bäume durch die Einwirkung von Schwermetallstäuben und in der ersten Zeit noch zusätzlich durch hohe SO_2-Konzentrationen der Luft geschädigt worden. Insbesondere frei stehende Baumgruppen zeigen eine starke Vertrocknung im Bereich der Kronen. Infolge der seit 1968 anhaltenden Emissionstätigkeit der Zinkhütte sterben jedes Jahr immer mehr Bäume ab, besonders die weniger resistenten Obstbäume und Linden. An einigen Hainbuchen und Eichen ist das Phänomen „falscher Hexenbesen" zu beobachten (Foto 2). Dabei wachsen sämtliche Seitenknospen der Äste aus und bilden ungeregelte Verzweigungen. Somit kommt es auf engstem Raum zur An-

sammlung zahlreicher Triebe. Durch die Immission der Schwermetalle ist das Wachstum der jungen Seitenäste bald derartig beeinträchtigt, daß sie vertrocknen. Neben leichten Chlorosen der Interkostalfelder erscheinen auf der Oberfläche geschädigter Blätter mehr oder weniger zahlreiche braune Flecken unterschiedlicher Größe (Nekrosen) in unregelmäßiger Verteilung. Der Schädigungsgrad der Blätter steht hierbei in klarer Relation zur Menge aufgenommener Schwermetalle.

Foto 2: Nach vierjähriger Einwirkung von Emissionen einer Zinkhütte kommt es zu diesem Schadbild: Der größte Teil der Blätter der Eiche sind abgestorben, fast alle ruhenden Beiknospen sind ausgetrieben und später abgestorben, so daß hexenbesenartige Bildungen entstehen. Nach fünfjähriger Exposition war die Eiche letal geschädigt.

Aus den Analysenergebnissen der Tab. 10 ist zu ersehen, daß alle Blattproben Zink, Blei, Kupfer und Kadmium in erhöhten Mengen enthalten. Der Zinkgehalt der Blätter ist durchschnittlich je nach Baumart und Entfernung zum Emittenten 25- bis 90-mal höher als der unbelasteter Bäume; er erreicht im Herbst Konzentrationen, wie sie schwermetallresistente Pflanzen über Erzlagerstätten und Schwermetallhalden aufweisen (Ernst 1974). Noch stärker war der Kadmiumgehalt der Blätter im Vergleich zu den Kontrollen angestiegen (225 bis 1430-fach). Am geringsten ist auf Grund der Blattanalyse die Erhöhung im Kupfergehalt, da

dieses Element kaum emittiert wird. Daß die Elemente der Zinkreihe über die Blätter aufgenommen werden, ist schon seit längerer Zeit gesichert (für Zink: BUKOVAC & WITTWER 1957, BENSON et al. 1957, LINGLE & HOLMBERG 1957; für Kadmium: DOBROLJUBSKI & SLAVVO 1958, ROSS & STEWARD 1969), wobei vor allem die Beschaffenheit der Blattoberfläche, insbesondere der Aufbau der Cuticula für die Höhe der Schwermetallaufnahme durch das Blatt verantwortlich ist (LITTLE & MARTIN 1972).

Um den Einfluß der Schwermetallkontamination der Pflanzen in Abhängigkeit von der Entfernung zum Emittenten klar fassen zu können, wurden Linden möglichst gleicher Exposition untersucht (Tab. 11). Bei den Lindenblättern lassen sich auf der Westseite der Hütte von den Zink- und Kadmiummengen, die in

Tab. 10: Schwermetallgehalte unterschiedlich stark geschädigter Blätter von Laubbäumen im Herbst 1972. Es handelt sich um gründlich gereinigte Blattproben. Alle Werte in mg/kg Trockensubstanz.

Baumart	Entfernung u. Exposition		Zn	Pb	Cd	Cu
Carpinus betulus	350 m	WSW	7430	143.0	116.0	30.0
Carpinus betulus	350 m	WSW	7600	116.0	144.7	26.2
Acer pseudoplatanus	350 m	WSW	11500	134.5	46.3	33.1
Betula pendula	380 m	WSW	11800	234.0	104.2	36.9
Tilia cordata	370 m	WSW	7850	70.5	52.9	15.3
Tilia cordata	360 m	W	6600	85.0	32.7	24.1
Carpinus betulus	360 m	SW	6000	128.0	80.0	52.7
Aesculus hippocastanum	450 m	SW	7750	122.0	148.5	52.1
Acer pseudoplatanus	400 m	SW	4570	80.7	106.0	43.3
Betula pendula	370 m	SW	5480	99.5	117.0	50.3
Tilia cordata	600 m	WSW	3720	—	28.2	—
Quercus robur	300 m	NE	3220	—	20.2	—
Populus canadensis	300 m	ENE	1580	—	13.4	—
Populus nigra	500 m	SE	714	—	7.8	—
Tilia cordata	600 m	SE	314	—	3.3	—
Fagus silvatica	600 m	E	438	15.0	4.0	17.5

Tab. 11: Schwermetallgehalte gewaschener Blätter von *Tilia cordata* in Abhängigkeit von der Entfernung zum Emittenten. Angaben in mg/kg Trockensubstanz.

Entfernung	Exposition	Zn	Cd	Pb	Cu
350 m	WNW	3400	32.5	64.7	23.4
450 m	WNW	2850	17.3	56.4	23.5
650 m	WNW	370	4.7	48.3	21.5
1000 m	WNW	313	<0.1	45.3	22.3
1400 m	WNW	134	<0.1	37.5	23.0

350 m vom Emittenten ermittelt wurden, in 450 m noch 84 resp. 53 %, in 1400 m nur noch 4 % für Zink und weniger als 0.3 % für Kadmium feststellen.

Unabhängig von der Richtung und der Entfernung zum Emittenten ist bei allen Bäumen, die von der Zinkhütte beeinflußt wurden, im Laufe der Vegetationsperiode eine Zunahme der Kontamination festzustellen, die von einer verstärkten Schadensausprägung begleitet wird. An den Kadmium- und Zinkgehalten der Blätter von drei verschiedenen Bäumen sei gezeigt, wieviel Metallstaub vom Frühjahr bis zum Herbst auf den Blattoberflächen akkumuliert wird (Tab. 12). Bis zum Herbst eines jeden Jahres stieg die Metallkonzentration der Blätter auf ein

Vielfaches der Frühjahrswerte an. Aufschlußreich für die Emissionssituation und ihre Abhängigkeit von der Windrichtung ist eine Gegenüberstellung der Werte, die an dem jeweils gleichen Tag der beiden Untersuchungsjahre an Kastanien- und Hainbuchenblättern ermittelt wurde. Am 20. 7. 1972 lagen die Zink- und Kadmiumkonzentrationen um 48 bzw. 60 % höher als an dem entsprechenden Tag des Jahres 1973. Bei den Hainbuchenblättern ist der Unterschied mit 65 resp. 89 für Zink und Kadmium noch größer. Da aber die Witterung in beiden so völlig verschieden war, läßt sich aus diesen Werten noch keine Aussage über eine Besserung der Emissionssituation machen.

Tab. 12: Zunahme der Schwermetallkonzentrationen immissionsgeschädigter Blätter während der Vegetationsperioden 1972 und 1973. Alle Werte in mg/kg Trockensubstanz.

		1972				1973			
		18.5.	18.6.	20.7.	1.10.	2.5.	26.6.	20.7.	23.8.
Aesculus	Zn	1410	7000	13350	15800	2800	4760	7000	7600
hippo-castanum	Cd	13.5	46.5	112.0	246.0	23.6	42.7	45.0	46.7
Acer	Zn	575	3250	—	8950	2350	3260	4180	4750
pseudo-platanus	Cd	4.7	10.6	—	185.0	13.5	14.2	27.0	27.1
Carpinus	Zn	404	5500	9600	10800	—	—	3330	3750
betulus	Cd	1.7	14.2	126.0	170.0	—	—	13.5	13.6

Die höheren Zink- und Kadmiumkonzentrationen der Blätter im Frühjahr 1973 gegenüber 1972 dürften zum Teil auf eine Mobilisierung der Schwermetalle aus dem Stamm zurückzuführen sein. Denn das Holz im Sommer 1973 gefällter Linden enthielt im Jahresring 1973 43 mg Zn/kg gegenüber 17,6 mg Zn/kg Holz in den Jahresringen 1955 und 1965. Der lebende Bast enthielt 108 mg Zn und 2,7 mg Cd/kg.

Die Schwermetallstäube fallen aber in gleichem Maße auch auf für die Ernährung wichtige Pflanzen in der Umgebung der Hütte und kommen auf diese Weise in die tierische und menschliche Nahrungskette. Auf den Getreidefeldern auf der Ostseite der Zinkhütte zeigen sich besonders deutlich Schäden. Die Bereiche, die dem Emittenten am nächsten liegen, weisen nur spärlichen Pflanzenwuchs auf. Einzelne kleinere Flächen am Rande der Felder sind völlig kahl. Die verminderte Wachstums- und Ertragsleistung geht nicht auf mangelnde Düngung zurück. Das analysierte Getreide — Gerste und Weizen — stammt aus 500 m Entfernung von der Hütte. Wie aus den Werten der Tab. 13 zu erkennen ist, enthalten die ungereinigten Getreidekörner durchschnittlich 1,8 mg Kadmium und 135 mg Zink/kg Trockensubstanz. Körner von einem Gerstenfeld, das auf einem 2 km von der Zinkhütte entfernt gelegenen Feld durch Baumbestand gegen Metallimmissionen abgeschirmt war, weisen mit 65,3 mg Zn/kg nur halb so viel von diesem Element auf. Kadmium ist im Kontrollmaterial überhaupt nicht enthalten. Die Blätter des kontaminierten Getreides weisen doppelt so hohe Werte wie die Körner auf. Der Tabelle ist weiterhin zu entnehmen, daß bei sehr sorgfältiger Reinigung der Körner und Blätter etwa 10 % des Kadmiums und 20 bis 30 % des Zinks entfernt werden kann (vgl. GARBER 1970). Die vom Gesundheitsministerium der Bundesrepublik festgestellten Kadmiumgehalte der im Verbrauch befindlichen Nahrungsmittel betrugen im Jahre 1971 für Weizen- bzw. Roggenmehl 0.45 bzw. 0.22 mg/kg („Materialien", 1971). Für Zink wird als oberste

Grenze einer physiologisch vertretbaren Aufnahme ein Gehalt von 35 mg/g Trokkenmasse in der Nahrung angesehen (PETRI & GROHMANN 1971, PETRI 1972).

Es sollen hier noch Analysendaten von roten Johannisbeeren angeführt werden, die im ungewaschenen Zustand 286 mg Zn und 4,8 mg Cd/kg getrockneter Beeren, im gewaschenen Zustand 160 mg Zn und 3,4 mg Cd/kg enthielten und damit noch unter den von SCHÖNBECK (1973) mitgeteilten Werten anderer Kulturpflanzen liegen.

Die immissionsgeschädigten Gräser aus der näheren Umgebung der Zinkhütte weisen Schwermetallkonzentrationen auf, die durchschnittlich zehnmal höher liegen als in den Blättern des untersuchten Getreides und ca. 20-mal höher als in Kontrollpflanzen. Die Unterschiede werden zum einen durch die nähere Lage zum Emittenten hin, zum anderen durch die Mehrjährigkeit bedingt. Weiterhin ist eine zusätzliche Aufnahme der Schwermetalle aus kontaminiertem Boden nicht auszuschließen, wie Versuche mit *Silene cucubalus* bewiesen haben (ERNST 1972). Diese Situation darf vor allem bei der Beurteilung der Emissionen für die tierische Ernährung nicht außer Acht gelassen werden (DONOVAN et al. 1969, LEIBETSEDER et al. 1972).

Tab. 13: Zink- und Kadmiumgehalte von Kultur- und Wildgräsern aus dem Emissionsbereich einer Zinkhütte. Probe: 20. 7. 1972

	Entfernung u. Exposition	ungereinigt Zn	ungereinigt Cd	gereinigt Zn	gereinigt Cd	(mg/kg)
Körner:						
Triticum aestivum	500 m NE	137.0	2.3	100.0	2.1	
Hordeum vulgare	650 m NE	133.0	1.4	103.0	1.2	
Hordeum vulgare	2000 m E	66.0	0.0	—	—	
Blätter:						
Triticum aestivum	500 m NE	338.0	4.9	236.0	4.5	
Hordeum vulgare	650 m NE	322.0	2.3	227.0	2.0	
Hordeum vulgare	2000 m NE	140.0	<0.1	—	—	
Festuca ovina	350 m WSW	4150.0	18.5	3150.0	13.7	
Arrhenatherum elatius	WSW	3820.0	17.8	2600.0	10.1	
Deschampsia caespitosa	WSW	1930.0	10.5	1400.0	7.4	
Poa pratensis	350 m NW	435.0	5.2	—	—	
Poa pratensis	2500 m NW	87.0	<0.0	—	—	

Kontamination des Bodens

Wie schon bei der Besprechung der Analysendaten der Gräser angedeutet wurde, kann bei flachwurzelnden Arten eine Schwermetallaufnahme aus kontaminiertem Boden zu einer weiteren Anreicherung dieser Elemente in den Pflanzen beitragen. Schon aus diesem Grunde darf sich die Analyse der Emissionssituation nicht auf die Pflanzen beschränken. Betrachten wir die im Gesamtaufschluß erfaßten Schwermetallgehalte — nur diese Werte geben die echte Belastung eines Gebietes wieder (vgl. COSTESCU & HUTCHINSON 1971) — so ergeben sich im Vergleich zu einem 200 m westlich der Zinkhütte gelegenen Boden für 1973 folgende Schwermetallanreicherungen (Tab. 14): ca. 120-fach für Zink, 855-fach für Kadmium, 23-fach für Blei und 14-fach für Kupfer. Wegen der hohen Toxizität des Kadmiums (FRIBERG et al. 1971) erscheint vor allem die Kadmiummenge als sehr bedenklich. Im Gegensatz zu den bei den Bäumen erzielten Werten spiegelt die Bodenanalyse die immer noch anhaltende starke Schwermetallemission deutlich wieder, da die Auswaschung wie bei anderen durch Schwermetallemissionen beein-

Tab. 14: Schwermetallgehalte der Böden aus dem Emissionsbereich einer Zinkhütte (mg/kg trokkener Boden).

Datum	Entfernung u. Exposition zum Emittenten	Bodentiefe (cm)	Zn	Cd	Pb	Cu
V. 1971	350 m SW	0—5	940	4.0	30.0	28.0
V. 1972	350 m SW	0—5	3200	17.5	74.0	98.0
X. 1972	350 m SW	0—5	4500	40.8	144.0	113.0
		5—10	480	4.3	31.3	15.7
		10—15	325	2.5	26.4	13.2
		15—20	102	1.0	23.7	11.8
		20—25	84	0.4	23.6	11.8
		25—50	78	0.1	23.7	11.9
		50—90	81	0.05	22.5	11.4
		90—120	65	0.01	21.7	11.6
V. 1973	350 m SW	0—5	12000	80.0	172.0	160.0
		5—10	720	3.4	39.2	17.1
		10—20	125	1.1	24.8	12.1
V. 1973	320 m NE	0—5	10500	85.5	580.0	168.0
		5—10	3600	16.8	190.0	57.8
		10—20	800	4.5	102.0	26.7
V. 1973	410 m SW	0—5	2870	32.6	112.0	82.0
	bearbeitet	5—10	1700	18.0	72.5	41.3
V. 1973	2000 m W	0—5	89	0.1	24.8	12.1

flußten Böden (VETTER & MÄHLHOP 1971, LITTLE & MARTIN 1972, WAGNER & SIDDIQUI 1973) nur langsam in die tieferen Bodenschichten erfolgt. Aus diesem Grund ist es notwendig, die Böden in verschiedenen Tiefen zu untersuchen, da Vergiftungen von Tieren auch durch die Aufnahme von Bodenteilchen verursacht werden (BALKS 1961, WENTZEL 1961). Die leicht pflanzenverfügbaren Schwermetallmengen, d. h. die wasserlöslichen Anteile sind in diesen kontaminierten Böden sehr hoch (vgl. ERNST 1973). Sie lagen in den 1973 untersuchten Oberböden zwischen 100 und 165 mg Zn/kg und zwischen 1.1 und 2.3 mg Cd/kg Boden. Aufgrund dieser hohen Verfügbarkeit wurde zusätzlich noch ein negativer Effekt auf die mikrobielle Aktivität im Boden festgestellt (ERNST 1972), die auf die Dauer zu einer Anhäufung von Rohhumus führen kann (GARBER 1970).

Einfluß von Zink und Kadmium auf das Wachstum von *Hordeum distichon*-Kulturen

Eines der vielen Probleme, die sich aus der im Freiland festgestellten Einwirkungen von Zink und Kadmium auf die Vegetation ergeben, ist die Ermittlung des Effektes der einzelnen Komponenten, die beim Zusammentreffen additiv, oder mehr oder weniger additiv wirken können (SPRAGUE 1970). Dazu wurden Kulturversuche mit *Hordeum distichon* durchgeführt. Dabei gilt es vor allem die Aufnahme von Kadmium über die Wurzel in die vegetativen Pflanzen in Gegenwart gestaffelter Zinkmengen zu erfassen. Mit steigenden Cd-Gehalt des Nährmediums ist eine bedeutende Abnahme der Trockensubstanzproduktion der Pflanzen festzustellen, wobei der Zusatz von Zink die negative Wirkung des Kadmiums noch verstärkt. Deshalb ist die kleinste Stoffproduktion von nur 53.9 mg/Pflanze bei der größten verabfolgten Zink- und Kadmiumgabe festzustellen, während Pflanzen ohne Zinkzusatz bei gleich hoher Kadmiumdüngung noch 71.3 mg je Pflanze produzierten. Der höchste Ertrag (141.2 mg/Pflanze) wurde bei einer Zinkversorgung von 0.6 mg Zn/l Nährlösung ohne jeden Kadmiumzusatz erzielt (Tab. 15).

Tab. 15: Einfluß gesteigerter Kadmium- und Zinkgaben auf die Stoffproduktion von *Hordeum distichon* (Angaben in mg Trockensubstanz/Pflanze).

Schwermetallgehalt der Nährlösung mg Cd/l	mg Zn/l	Blätter	Stengel	Wurzel	Gesamtertrag
0.0	0.0	77.0	37.0	25.1	139.1
0.5		75.7	36.8	24.5	137.0
1.0		66.5	32.4	19.8	118.7
5.0		47.9	24.5	11.0	83.4
10.0		39.5	22.3	9.9	71.3
0.0	1.0	80.6	36.7	23.9	141.2
0.5		77.5	35.0	22.9	135.4
1.0		64.8	28.7	18.4	111.9
5.0		47.0	21.0	9.8	77.8
10.0		38.0	19.0	8.6	65.6
0.0	5.0	76.0	32.9	19.4	128.3
0.5		72.0	31.0	19.1	122.1
1.0		50.2	22.5	15.1	87.8
5.0		40.2	17.3	7.5	65.0
10.0		31.0	16.2	6.7	53.9

Bei Erhöhung der Kadmiumkonzentration des Nährmediums steigt der Kadmiumgehalt in allen Pflanzen an, wobei wie bei allen anderen Experimenten mit Schwermetallen die Wurzel die höchsten Gehalte aufweist (vgl. JOHN 1973, ERNST 1972, MATHYS 1972). Ferner zeigen die in Tab. 16 zusammengestellten Daten, daß der Zusatz von Zink zu einer Erhöhung der Kadmiumaufnahme bzw. schnelleren Translokation dieses Elementes führt. Ähnliche Befunde erzielten auch LAGERWERFF & BIERSDORF (1971) bei Radieschen.

Tab. 16: Einfluß gesteigerter Kadmium- und Zinkgaben auf den Kadmiumgehalt von *Hordeum distichon*. Werte in mg Cd/g Trockenmasse.

Schwermetallgehalt der Nährlösung mg Cd/l	mg Zn/l	Blätter	Stengel	Wurzel
0.0	0.0	0.000	0.000	0.000
0.5		0.017	0.045	0.280
1.0		0.024	0.075	0.394
5.0		0.075	0.255	1.060
10.0		0.150	0.385	1.510
0.5	1.0	0.013	0.050	0.229
1.0		0.024	0.097	0.355
5.0		0.080	0.258	1.030
10.0		0.167	0.422	1.470
0.5	5.0	0.018	0.056	0.255
1.0		0.027	0.085	0.314
5.0		0.098	0.303	0.972
10.0		0.177	0.418	1.550

Um die Wirkung des Kadmiums im pflanzlichen Stoffwechsel noch besser beurteilen zu können, wurde die Schwermetallempfindlichkeit eines der Schlüsselenzyme, die Nitratreduktase, untersucht. Dieses Enzym erlitt den höchsten Aktivitätsverlust durch Kupfer und Kadmium. Die Toxizität des Zinks war um den Faktor 10, diejenige des Nickels um den Faktor 100 geringer als diejenige von Kupfer und Kadmium (Abb. 2). Diese schon bei niedrigen Konzentrationen zu beobachtende hohe Toxizität des Kadmiums im pflanzlichen Stoffwechsel wird

noch gestützt durch die Resultate der Untersuchungen an Mitochondrien (MILLER et al. 1973), die Kadmium als Inhibitor der oxidativen Phosphorylierung erkennen lassen.

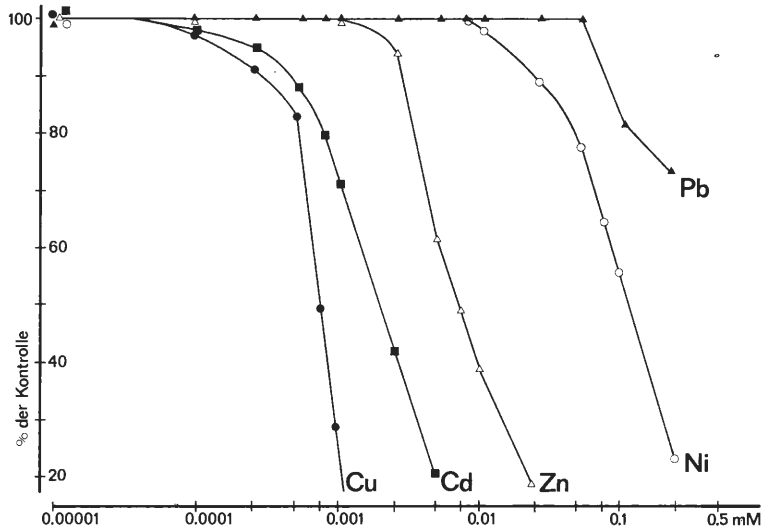

Abb. 2: Der Effekt steigender Schwermetallkonzentrationen in Form von $ZnSO_4$, $NiSO_4$, $CuSO_4$, $CdSO_4$, Pb $(NO_3)_2$ oder Pb $(CH_3COO)_2$ auf die Aktivität der Nitratreduktase in Blättern von *Silene cucubalus* (Population: Brochterbeck). Die Kontrollwerte (100 %) betragen 3,56 mμM NO_2/g.h Frischgewicht.

Darum sollte die Kadmium- und Zinkemission dieser Zinkhütte drastisch gedrosselt werden, zumal sie weit mehr emittiert als andere große europäische Zinkhütten (z. B. Avonmouth/GB LITTLE & MARTIN 1972) und außereuropäische Werke (NASH 1972, YAMAGATA & SHIGEMATSU 1970).

c) Belastungen durch Hochspannungsleitungen

Ein anderer Aspekt der Schwermetallbelastung von Ökosystemen geht von elektrischen Leitungen aus. Wir wollen hier nicht auf jene Fälle eingehen, die durch unvorsichtiges Hantieren mit Farbe beim Anstrich der Masten zu Viehvergiftungen geführt haben (VAN ULSEN 1973), sondern uns auf die von den Kabeln ausgehenden Effekte beschränken. In Abhängigkeit von der Exposition zu SO_2-belasteten Gebieten korrodieren die Leitungen mehr oder weniger stark (HEMKES & HARTMANS 1973). Die abfallenden Schwermetallpartikel gelangen auf die darunterliegenden Böden und Pflanzen und führen vor allem zu einem Anstieg der Kupferwerte (Tab. 17). Dabei kann der Einflußbereich von 200 KV-Leitungen bis zu 20 m gegen die Hauptwindrichtung und 50 m in der vorherrschenden Windrichtung reichen.

Tab. 17: Schwermetallgehalte von Böden und Gräsern (mg/kg Trockenmaterial) im Bereich von Hochspannungsleitungen im nördlichen Münsterland im Dezember 1973.

	Abstand vom Mittelpunkt der Leitung (m)												
	West							Ost					
	100	50	30	15	10	5	0	5	10	15	30	50	100
Pflanze													
Cu	12.3	12.2	16.4	19.1	19.3	22.6	34.1	43.7	40.6	30.8	28.6	15.4	12.4
Zn	94.0	90.7	98.4	99.9	94.7	98.9	107.3	101.2	106.5	99.8	98.9	95.6	91.3
Boden													
Cu	24.8	25.1	27.2	38.4	40.3	42.3	45.9	54.3	54.1	51.6	36.7	30.0	25.2
Zn	116	116	118	125	144	158	173	169	178	181	139	128	120

Aufgrund der hohen Mutationsrate von Gräsern bezüglich der Schwermetallresistenz (2 %, BRADSHAW et al. 1969) hat die bisher festgestellte Erhöhung der Schwermetallgehalte keine negativen Auswirkungen auf die Vegetation, wie BRADSHAW et al. (1965) auch für zinkbelastete Gräser unter Weidezäunen festgestellt hat. Dagegen sind Beeinträchtigungen bei Vieh, insbesondere bei Schafen nicht auszuschließen (HEMKES & HARTMANS 1973).

d) Belastung durch bleihaltige Aerosole

Ein weiteres Problem einer Schwermetallbelastung stellen die bleihaltigen Aerosole aus dem Kraftfahrzeugverkehr dar. Wie kontinuierliche Messungen an Straßenkreuzungen von Städten gezeigt haben, ist neben einem Tagesgang der Bleibelastung der Atmosphäre mit Spitzenwerten von 8—10 und von 16 bis 19 Uhr an Werktagen und Minimalwerten in der Nacht (KLIK 1973) auch ein Jahreszyklus des Bleigehaltes der Luft (CHOW et al. 1972) zu registrieren. Wegen dieser Schwankungen im Bleigehalt der Luft werden dabei häufig Pflanzen als Indikatoren für die Bleibelastung herangezogen, zumal sich die bleihaltigen Aerosole infolge ihrer Schwere schon in der Nähe der Emission weitgehend absetzen (SOMMER et al. 1971, SMITH 1972). Da hierüber schon eine reiche Literatur vorliegt, die auch die Auswirkung auf die Pflanzen im Bereich der Autobahnen des Ruhrgebietes und Münsterlandes berücksichtigt (KLOKE & RIEBARTSCH 1964, FIDORA 1972), soll hier nur die Größe der Belastung in Abhängigkeit von der Verkehrsdichte untersucht werden.

Die Analyse ungewaschener Grasproben vom Randstreifen der Autobahn erbrachte den bisher nur wenig beachteten Zusammenhang (SOMMER et al. 1971) zwischen Bleikontamination und Habitus der Pflanzen (Tab. 18). Da die Bleibelastung der Pflanzen mehr eine Frage der Auflagerung als der echten Inkorporation ist (SUCHODOLLER 1967), sind rauhe und behaarte Oberflächen stärker kontaminiert als glatte, wofür die Halme der Gräser *Festuca pratensis, Poa pratensis* und *Dactylis glomerata* im Vergleich zu den in gleicher Expositionshöhe entnommenen Fruchtständen angeführt werden können.

Tab. 18: Bleigehalte ungewaschener Sproßteile diverser Gräser (mg Pb/kg Trockensubstanz) in 1 m Abstand vom Fahrbahnrand der Autobahn Hansalinie bei Ladbergen.

	Festuca pratensis	*Poa pratensis*	*Dactylis glomerata*
Fruchtrispe	141.0	217.0	129.0
obere Halme	3.4	0.7	3.2
Blätter	79.5	162.0	81.0

Aus diesem Grund wurden bei der weiteren Untersuchung nur noch Blätter gleicher Exposition berücksichtigt. Dann zeigt die Bleibelastung ein bifaktorielles Schema einer Abhängigkeit von der Verkehrsdichte und vom Abstand zum Fahrbahnrand (Tab. 19).

Tab. 19: Bleigehalte von ungewaschenen Grasblättern (mg Pb/kg Trockensubstanz) in verschiedener Entfernung von Verkehrswegen unterschiedlicher Verkehrsdichte. Probeentnahme: Oktober 1972.

Abstand zum Fahrbahnrand	Autobahn Ladbergen	Bundesstraße 54, Münster	Landstraße Nienberge	Feldweg Nienberge
1 m	149.5	103.2	23.1	6.4
10 m	27.9	19.0	7.4	6.3
100 m	18.1	5.1	4.3	5.8

Erst in den letzten Jahren ist der Bleibelastung des Bodens (CHOW 1970, JOHN 1971, MOTTO et al. 1970, SOMMER et al. 1971) und damit einer Kontamination der Pflanze über die Wurzel Beachtung geschenkt worden. Die Ergebnisse der von uns durchgeführten Bodenuntersuchungen demonstrieren ebenfalls eine Anreicherung der Pb-Gehalte der Oberböden in Fahrbahnnähe in Relation zum Verkehrsaufkommen (Tab. 20), wobei wegen der starken Abhängigkeit des natürlichen Bleigehaltes der Böden vom Tongehalt (BALKS 1961, s. a. Tab. 1) sandige Böden bevorzugt wurden.

Tab. 20: Bleigehalte von Bodenproben (0—5 cm unter Dauergrünland) aus dem Bereich von Verkehrswegen mit verschiedenen Verkehrsaufkommen. Werte in mg Pb/kg trockener Boden.

Abstand zum Fahrbahnrand	Autobahn Ladbergen	Bundesstraße 54, Münster	Landstraße Nienberge	Feldweg Nienberge
1 m	90.4	78.3	37.4	32.5
10 m	49.8	36.5	23.2	32.6
100 m	26.7	31.0	21.0	32.3

Durch die Anreicherung von Blei in den Oberböden stark befahrener Straßen können also die Pflanzen mit Blei über die Wurzel versorgt werden, sofern es in pflanzenaufnehmbarer Form vorliegt. Aufgrund der hohen Affinität des Bleis zu natürlichen Komplexen war es selbst im Mittelstreifen der Autobahnböden nicht in wasserlöslicher, jedoch bis zu 5 mg Pb/kg Boden in austauschbarer Form vorhanden. Da das Blei aus Organo-Komplexen aufgenommen werden kann, wie die vielen Beispiele von Schwermetallböden zeigen (MATHYS 1972, ERNST 1974), muß diesem Aspekt der Bleibelastung erhöhte Aufmerksamkeit geschenkt werden. Erste Ansätze sind bei JONES et al. (1973) vorhanden.

Wenn auch der größere Teil der bleihaltigen Aerosole in der unmittelbaren Nähe der Verkehrswege absinkt, so wird ein Teil doch mit den Luftmassen weiter fortgeführt und verursacht eine großräumige Belastung (MUROZUMI et al. 1969). Zur Beurteilung der großflächigen Belastung in Westfalen wurden Profile aus dem Venner Moor untersucht, da ein ombrogenes Hochmoor nur Schwermetalle über Aerosole, Niederschläge und Stäube erhält. Wegen der hohen Affinität von Blei und Zink zu Organo-Komplexen (SCHNITZER & SKINNER 1966) findet fast keine Verlagerung dieser Elemente im Moor statt, so daß zusätzlich noch Hinweise über den zeitlichen Verlauf von Belastungen möglich sind. Zu Beginn des Moorwachstums, der mit dem Anstieg der Fagus-Pollenkurve zusammenfällt und damit nach WILKENS (1955) und BURRICHTER (1969) auf etwa 1500 v. Chr. datiert werden kann, schwankt der Bleigehalt zwischen 7 und 14 mg/kg und der Zinkgehalt von 13 bis 45 mg/kg Trockentorf (Tab. 21). Bei 90 bis 100 cm Moortiefe steigt der Bleigehalt um mehr als 100 %, der Zinkgehalt um das vierfache. Diese Schicht fällt etwa in die Zeit um Chr. Geb. und dürfte die Schwermetallkontamination durch den römischen Bergbau anzeigen, wie sie auch LEE und THALLIS (1973) in englischen Moorprofilen ermittelt haben, wo der Pb-Gehalt von 10 auf 40 mg/kg stieg. Bis auf 60 cm Moortiefe nimmt der Blei- und Zinkwert wieder ab, um von dort an sich bis auf 20 cm Tiefe auf das Fünffache für Blei (90 mg/kg) und auf das Dreifache für Zink (105 mg/kg) zu steigen. Dieser zweite Anstieg der Schwermetallbelastung des Moores fällt etwa in das 12./13. Jahrhundert, in dem aus vielen Teilen Westfalens eine hohe Aktivität des Blei- und Zinkbergbaues urkundlich nachgewiesen ist. Das Maximum der Blei- und Zinkwerte fällt in die zweite Industrialisierungsphase des 18. und 19. Jahrhunderts. Während der Zinkgehalt in den oberen 20 cm kontinuierlich abnimmt, ist für das Blei nach einem Abfall der Konzentration auf 26 mg/kg wieder ein rapider Anstieg festzustellen, wie ihn

auch RÜHLING und TYLER (1968) bei der Pb-Analyse von Skandinavischen Moosproben seit 1860 gefunden haben. Insgesamt hat also die Schwermetallbelastung dieses Ökosystems in etwa 3000 Jahren für Blei um das Drei- bis Sechsfache und für Zink um das Zwei- bis Fünffache zugenommen.

Tab. 21: Blei- und Zinkgehalte (mg/kg trockener Torf) im Profil des Venner Moores.

Probentiefe (cm)	Pb	Zn	
0— 10	47	79	
10— 20	26	83	
20— 30	90	105	XII
30— 40	65	89	
40— 50	24	88	
50— 60	29	108	XI
60— 70	18	39	
70— 80	19	51	
80— 90	23	40	
90—100	23	80	Sphagnumtorf
100—110	10	20	
110—120	10	13	
120—130	14	24	
130—140	8	14	
140—150	7	15	Bruchwaldtorf
150—160	14	45	X/XI

e) Belastung durch Abwässer und Klärschlamme

Da in Westfalen noch viele Abwässer z. T. unzureichend geklärt in die Flüsse eingeleitet werden, ist eine Belastung der Fließgewässer mit Schwermetallen aus kommunalen und industriellen Bereichen nicht auszuschließen. Aufgrund der im

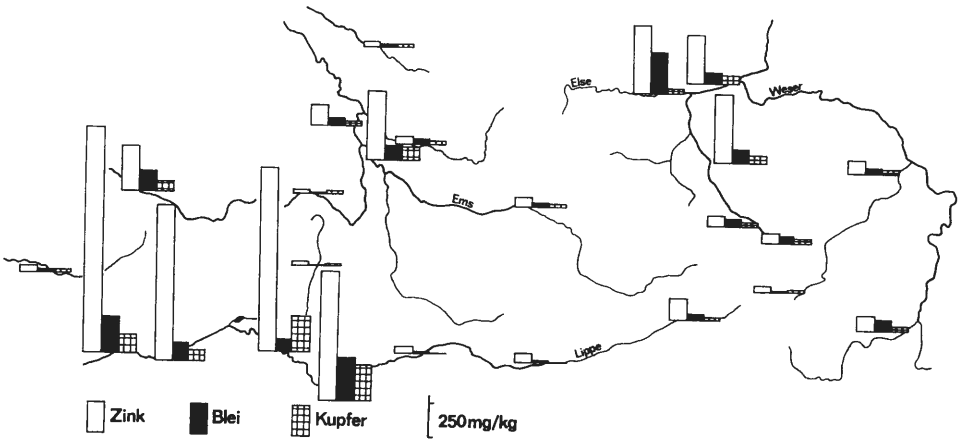

Abb. 3: Schwermetalle der Flußsedimente im nördlichen und östlichen Westfalen im Sommer 1973.

südlichen Westfalen aufgezeigten, z. T. historisch bedingten Belastung der Gewässer wird die Beurteilung aktueller Belastung erschwert. Deshalb sollen in diesem Abschnitt nur die Gewässer im nördlichen und östlichen Westfalen behandelt werden. Wie aus Abb. 3 hervorgeht, sind erhöhte Schwermetall-, insbesondere Zinkgehalte in den Sedimenten der Lippe, Ems, Werre und Else vorhanden. Be-

sonders auffällig ist der rapide Anstieg der Zink- und Kupferkonzentrationen in den Lippesedimenten im Gebiet von Waltrop, der bis zur Mündung bestehen bleibt. Während bei Werne nur 56 mg Zn, bzw. 10 mg Cu je kg trockenen Flußsedimentes enthalten sind, steigen die Werte bei Waltrop auf 1400 mg Zn resp. 260 mg Cu/kg an. Eine detaillierte Analyse führt in den Bereich der Dortmunder Rieselfelder. Während beim östlichen Zufluß aus den Rieselfeldern die Belastung schon auf 975 mg Zn, 300 mg Pb und 250 mg Cu je kg Lippe-Sediment zunimmt, erhöhen sich die Gehalte nach Aufnahme des mittleren Zuflusses auf 1250 mg Zn, 400 mg Pb und 315 mg Cu, um nach Einlauf des westlichen Abflusses schließlich auf 1400 mg Zn und 260 mg Cu/kg anzusteigen.

Eine Analyse der Böden der Rieselfelder von Dortmund und Münster und der auf ihnen aufgewachsenen Gräser (Tab. 22) zeigt einen deutlichen Anstieg der Zink-, Kupfer- und Bleiwerte des Bodens und auch einen erhöhten Gehalt der Gräser an diesen Elementen. Diese Konzentrationen sind für die Vegetation z. Zt. noch nicht bedenklich, hingegen überschreiten die Bleiwerte der Grasprobe der Dortmunder Rieselfelder den Richtwert von 10 mg/kg Heu um das Vierfache.

Tab. 22: Schwermetallgehalte von Böden unter Dauergrünland und von Gras aus dem Bereich der Dortmunder und Münster'schen Rieselfelder. Werte in mg/kg Trockenmaterial.

	Zn	Cu	Pb
Boden der Rieselfelder von			
Dortmund	150	20	100
Münster	230	42	63
Gras aus den Rieselfeldern von			
Dortmund	130	17	40
Münster	100	27	10

Auch bei völliger Beseitigung der Schwermetalle aus den Abwässern bleibt das Schwermetallproblem erhalten. Denn finden wir die Schwermetalle in den Klärschlammen wieder (Tab. 23), wo sie in z. T. sehr hoher Konzentration vorhanden sind. Unabhängig von der bisherigen Form der Klärschlamm-Verwendung — Deponie im Meer wie z. B. Hamburg (WEICHARDT 1973) oder Verwendung als Düngemittel (SCHÄFER 1967, 1970) — kommt die Schwermetallbelastung in andere Ökosysteme hinein. Die Verwendung als Düngemittel hat bei den wenigen bisher analysierten Fällen stets zu einer erheblichen Schwermetallanreicherung der Böden und der darauf gezogenen Pflanzen geführt (LE RICHE 1968, BERROW & WEBER 1972, PURVES & MAC KENZIE 1973). Dieser Anstieg insbesondere nicht-essentieller Elemente erscheint auf die Dauer nicht unbedenklich (HAPKE 1973, VETTER 1973), zumal durch die Verwendung von Müllkomposten weitere Schwermetallkonzentrate in den Boden hineinkommen (ARENT 1960, BARTH et al. 1965, WAGNER & SIDDIQUI 1973).

Tab. 23: Schwermetallgehalte der Klärschlamme von zwei westfälischen Städten (A, B) in mg/kg Trockenschlamm.

		Zn	Cu	Pb	Cd
frischer Klärschlamm	A	3200	620	390	14
	B	2040	3100	450	<1
alter Klärschlamm	A	2020	580	310	7
	B	1470	2700	420	<1

IV. Literatur

ANDRAE, C. J. (1882): Mitteilungen über *Arabis halleri* L. — Correspondenzbl. Verh. naturhistor. Ver. preuß. Rheinlande u. Westfalen **39**, 108—110.

ARENT, H. (1960): Vegetationsversuche zur Wirkung von Blei, Germanium, Kupfer und Zink in Müll- und Müllklärschlammkomposten. — Diss. Univ. Bonn 1960.

ARTHUR, J. W. and E. N. LEONARD (1970): Effects of copper on *Gammarus pseudolinneaeus, Physa integra* und *Campeloma dicesum* in soft water. — J. Fish. Res. Board Can. **27**, 1277—1283.

ATHANASSIADIS, Y. C. (1969): Air pollution aspects of zinc and its compounds. — Nat. Air Poll. Control Admin. Publ. **1969**, 1—79.

AUSTENFELD, F. A. (1972): Untersuchungen zur Physiologie der Nitratspeicherung und Nitratassimilation von *Chenopodium album*. — Z. Pflanzenphysiol. **67**, 271—281.

BALKS, R. (1961): Untersuchungen über den Bleigehalt des Bodens. — Kali-Briefe **11**, Fachgeb. 5, 1—7.

BANAT, K., U. FÖRSTNER und G. MÜLLER (1972): Schwermetalle in den Sedimenten von Donau, Rhein, Ems, Weser und Elbe im Bereich der Bundesrepublik Deutschland. — Naturwiss. **59**, 525—528.

BARICA, J., M. T. STAINTON and A. L. HAMILTON (1973): Mobilization of some metals in water and animal tissue by NTA, EDTA and TPP. — Wat. Res. **7**, 1791—1804.

BARROWS, H. L. (1966): Soil pollution and its influence on plant quality. — J. Soil Water Conserv. **21**, 211—216.

BARTH, E. F., M. B. ETTINGER, B. V. SALOTTO and G. N. DERMOTT (1965): Summary report on the effects of heavy metals of the biological treatment process. — J. Water Poll. Contr. Fed. **37**, 86.

BENSON, N. R., L. P. BATJER and J. C. CHMELIR (1957): Response of some deciduous fruit trees to zinc chelates. — Soil Sci. **84**, 63—75.

BERROW, M. L. and J. WEBBER (1972): Trace elements in sewage sludges. — J. Sci. Food Agr. **23**, 93—100.

BRADSHAW, A. D., J. ANTONOVICS, M. S. KHAN and K. WALLEY (1969): The importance of extreme selection pressures in evolution. — Int. Bot. Congr. XI. Seattle, Abstract, p. 21.

BRADSHAW, T. S. McNEILLY and R. P. G. GREGORY (1965): Industrialization evolution and the development of heavy metal tolerance in plants. — Ecology and the Industrial Society, 5th Brit. Ecol. Soc. Symp., p. 327—343. Oxford.

BRÖKER, W. (1963): Genetisch-physiologische Untersuchungen über die Zinkverträglichkeit von *Silene inflata* Sm. — Flora (Jena) **153**, 122—156.

BUKOVAC, M. J. and S. H. WITTWER (1957): Absorption and mobility of foliar applications of nutrients. — Plant Physiol. **32**, 428—435.

BURRICHTER, E. (1969): Das Zwillbrocker Venn, Westmünsterland, in moor- und vegetationskundlicher Sicht. — Abhandl. Landesmuseum Naturkde. Münster Westfalen **31** (1), 1—60.

CARO, J. H. (1964): Characterization of superphosphate. — Superphosphate: Its History, Chemistry, and Manufacture, U. S. Dept. Agr. a. TVA, Washington DC, p. 272—305.

CARTER, J. W. and I. L. CAMEROW (1973): Toxicity bioassay of heavy metals in water using *Tetrahymena pyriformis*. — Wat. Res. **7**, 951—962.

CHOW, T. J. (1970): Lead accumulation in roadside soil and grass. — Nature (Lond.) **225**, 295—296.

—,— and J. L. EARL (1972): Lead aerosols in the atmosphere: Increasing concentration. — Science **169**, 577—580.

CLARKSON, D. T. (1969): Metabolic aspects of aluminium toxicity and some possible mechanisms for resistance. — In: I. H. RORISON (ed.) Ecological Aspects of Mineral Nutrition of Plants. p. 381—397. Oxford.

COLE, M. M., D. M. J. PROVAN and J. S. TOOMS (1968): Geobotany, biogeochemistry in mineral exploration in the Bulman-Waimuna Springs area, Northern Territory, Australia. — Trans. Inst. Min. Metall. 1968, B 81—103.

COSTESCU, L. and T. C. HUTCHINSON (1971): Heavy metal contamination of soils in the Suburry area, and their phytotoxicity — 25th Techn. Sees. Univ. Windsor, p. 7. Windsor (Can.).

DENAEYER-DE SMET, S. (1966): Note sur un accumulateur demanganèse: *Vaccinium myrtillus* L. — Bull. Soc. roy. bot. Belg. **99**, 331—343.

DOBROLJUBSKIJ, O. K. i A. V. SLAVVO (1958): Der Einfluß des Mikroelementes Cadmium auf Weinreben (russ.). — Dokl. Akad. Nauk USSR **118**, 1040—1042.

DONOVAN, P. P., D. T. FEELEY and P. P. CANAVAN (1969): Lead contamination in mining areas in western Ireland. II. Survey of animals, pastures, foods and waters. — J. Sci. Food Agric. **20**, 43—45.

DUVIGNEAUD, P. et S. DENAEYER-DE SMET (1973): Considérations sur l'écologie de la nutrition minérale de tapis végétaux naturels. — Oecol. Plant. **8**, 219—246.

EATON, J. G. (1973): Chronic toxicity of a copper, cadmium and zinc mixture to the Fathead Minnow (*Pinnephales promelas* Rafinesque) — Wat. Res. **7**, 1723—1736.

EDWARDS, C. A., D. E. REICHLE, and D. A. CROSSLEY (1970): The role of soil invertebrates in turnover of organic matter and nutrients. — In: D. E. REICHLE (ed.). Analysis of Temperate Forest Ecosystem **1**, 147—172. Berlin, Heidelberg, New York.

ELLENBERG, H. (1973): Folgen der Belastung von Ökosystemen. — DFG Mitteil. **2/73**, 11—21.

ERNST, W. (1965): Ökologisch-soziologische Untersuchungen der Schwermetallpflanzengesellschaften Mitteleuropas unter Einschluß der Alpen. — Abhandl. Landesmuseum Naturkde Münster Westfalen **27** (1), 1—54.

—.— (1968): Das Violetum calaminariae westfalicum, eine Schwermetallpflanzengesellschaft bei Blankenrode in Westfalen. — Mitteil. flor.-soz. Arbgem. NF **13**, 263—268.

—,— (1972): Schwermetallresistenz und Mineralstoffhaushalt. — Forschungsber. Land. Nordrhein-Westfalen **2251**, 1—38. Opladen.

—,— (1972): Ecophysiological studies on heavy metal plants in South Central Africa. — Kirkia **8**, 125—144.

—,— (1973): Zink- und Cadmium-Immissionen auf Böden und Pflanzen in der Umgebung einer Zinkhütte. — Ber. Deutsch. Bot. Ges. **85**, 295—300.

—,— (1974): Schwermetallvegetation der Erde. — Stuttgart (i. Druck).

FIDORA, B. (1972): Der Bleigehalt von Pflanzen verkehrsnaher Standorte in Abhängigkeit von der Vegetationsperiode. — Ber. Dtsch. Bot. Ges. **85**, 219—227.

FRIBERG, L., M. PISCATOR and G. NORDBERG (1971): Cadmium in the Environment. — Cleveland.

GARBER, K. (1970): Luftverunreinigung durch schwermetallhaltige Stäube. Wirkungen auf Pflanzen. — Landwirtsch. Forsch. **25/1**, 59—68.

GRIES, B. (1966): Zellphysiologische Untersuchungen über die Zinkresistenz bei Galmeiökotypen und Normalformen von *Silene cucubalus* Wib. — Flora B **156**, 271—290.

—,— (1969): Über die Zinkresistenz der Schwermetallform von *Silene cucubalus* var. *humilis* im Laufe der Vegetationsperiode. — Ber. Dtsch. Bot. Ges. **81**, 276—285.

GUHA, M. M. and R. L. MITCHEL (1966): Trace and major element composition of the leaves of some deciduous trees. II. Seasonal changes. — Plant a. Soil **24**, 90—113.

HACKET, C. (1964): Ecological aspects of the mineral nutrition of *Deschampsia flexuosa* (L.) Trin. I. The effect of aluminium, manganese and pH on germination. — J. Ecol. **52**, 159—168.

HAPKE, H. J. (1973): Wirkung und Schäden bei Nutztieren. — Schwermetalle als Luftverunreinigung — Blei, Zink, Cadmium (ed. VDI-Kommission Reinhaltung der Luft) Düsseldorf.

HEMKES, O. J. and J. HARTMANS (1973): Copper content in grass and soil under copper high-tension lines. — Tijdschr. Diergeneesk. **98**, 446—449.

HENKENS, Ch. H. (1961): Zinkovermaat op bouwland. — Landbouwk. Tijdschr. **73**, 917—926.

HENRICHFREISE, A. (1973): Manganhaushalt von Ericaceen. — Staatsexamensarbeit Inst. Angew. Bot. Univ. Münster. — Münster.

HÖLTE, W. (1972): Zusammenstellung von Imissionsschadensfällen in der Zeit von 1953—1972 nach Gutachten der Landesanstalt für Imissions- und Bodennutzungsschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, Essen-Bredeney. — Ber. Landesanst. Imissions- u. Bodennutzungsschutz NRW **26**, Beilage.

JOHN, M. K. (1971): Lead contamination of some agricultural soils in Western Canada. — Environm. Sci. Technol. **5**, 1199—1203.

—,— (1973): Cadmium uptake by eight food crops as influenced by various soil levels of Cadmium. — Environ. Poll. **4**, 7—15.

JONES, L. H. P., S. C. JARVIS and D. W. COWLING (1973): Lead uptake from soils by perennial ryegrass and its relation to the supply of an essential element (sulphur). — Plant a. Soil **38**, 605—619.

—,—, C. R. CLEMENT and M. J. HOPPER (1973): Lead uptake from solution by perennial ryegrass and its transport from roots to shoots. — Plant a. Soil **38**, 403—414.

JORGENSEN, J. R. and C. G. WELLS (1973): The relationship of respiration in organic and mineral soil layers to soil chemical properties. — Plant a. Soil **39**, 373—387.

KLIK, C. (1973): Kwartallbericht. Zaanse Commissie voor de Hygiene van het Milieu. — Zaandam.

KLOKE, A. und K. RIEBARTSCH (1964): Verunreinigung von Kulturpflanzen mit Blei aus Kraftfahrzeugabgasen. — Naturwiss. **51**, 367—368.

KNICKMANN, E. (1959): Zur Nutzung unfruchtbarer Böden mit hohem Gehalt an Blei und Zink. — Z. Pflanzenernähr., Düngung, Bodenkde **84**, 255—258.

KÖNIG, J. (1899): Die Verunreinigung der Gewässer, deren schädliche Folgen, sowie die Reinigung von Trink- und Schmutzwasser. — Bd. II, 2. Aufl. Berlin.

LAGERWERFF, J. V., and G. T. BIERSDORF (1972): Interaction of zinc with uptake and translocation of cadmium in raddish. — Trace Subst. Environ. Health — 5. Proc. Univ. Montana. Ann. Conf. 1971, 515—522. Columbia.

LEE, J. A., and J. H. TALLIS (1973): Regional and historical aspects in lead pollution in Britain. — Nature (Lond.) **245**, 216—218.

LEIBETSEDER, J., M. SKALICKY, A. H. SAID, A. KMENT, F. GLAWISCHNIG und G. SCHLERKA (1972): Untersuchungen über toxische Wirkungen von Heu aus Rauchschadensgebieten beim Rind. — Erzmetall **25**, 498—505.

LE RICHE, H. H. (1968): Metal contamination of soil in the Woburn Market Garden experiment resulting from application of sewage sludges. — J. Agr. Sic. **71**, 205—208.

LINGLE, J. C. and D. M. HOLMBERG (1957): The response of sweet corn to foliar and soil zinc applications on a zinc deficient soil. — Proc. Amer. Soc. hort. Sci. **70**, 308—315.

LITTLE, P. & M. H. MARTIN (1972): A survey of zinc, lead and cadmium in soil and natural vegetation around a smelting complex. — Envrion. Pollut. **3**, 241—254.

MATHYS, W. (1972): Physiologische Untersuchungen der Zinkresistenz von Agrostis tenuis — Populationen. — Staatsexamensarbeit Inst. Angew. Bot. Münster.

—,— (1973): Vergleichende Untersuchungen zur Zinkaufnahme von resistenten und sensitiven Populationen von Agrostis tenuis Sibth. — Flora **162**, 492—499.

MILLER, R. J., J. E. BITTEL and D. E. KOEPPE (1973): The effect of cadmium on electron and energy transfer reactions in corn mitochondria. — Physiol. Plant. **28**, 166—171.

MOTTO, H. L., R. H. DAINES, D. M. CHILKO and C. K. MOTTO (1970): Lead in soils and plants: its relationship to traffic volume and proximity to highways. — Environ. Sci. Technol. **4**, 231—237.

MÜLLER, G. und U. FÖRSTNER (1973): Cadmium-Anreicherung in Neckar-Fischen. — Naturwiss. **60**, 258—259.

MUROZUMI, M., T. J. CHOW and C. C. PATTERSON (1969): Chemical concentration of pollutant lead aerosols, terrestrial dusts and sea salts in Greenland and Antarctic snow strata. — Geochim. Cosmochim. Acta **33**, 1247—1294.

NASH, T. H. (1972): Simplification of the Blue Mountain lichen communities near a zinc factory. — Bryologist **75**, 315—324.

NEWTON, L. (1944): Pollution of the rivers of west Wales by lead and zinc mine effluent. — Ann. Appl. Biol. **31**, 1—11.

OUELETTE, G. J. and L. DESSUREAUX (1958): Chemical composition of Alfalfa as related to degree of tolerance to manganese and aluminium. — Can. J. Plant. Sci. **38**, 206—214.

PETRI, H. (1972): Schwermetalltoxizität. — Schr. Reihe Ver. Wasser Boden-, Lufthygiene **38**, 93—99.

—,— und A. GROHMANN (1971): Die gesundheitliche Bedeutung des Zinks als Umweltfaktor für den Menschen speziell in der Trinkwasserversorgung. WaBoLu-Bericht 7/71.

PISCATOR, M. (1973): Cadmium and Public Health. — Schwermetalle als Luftverunreinigung — Blei, Zink, Cadmium (ed. VDI-Kommission Reinhaltung der Luft) Düsseldorf.

PURVES, D. and E. J. MAC KENZIE (1973): Effects of applications of municipal compost on uptake of copper, zinc and boron by garden vegetables. — Plant a. Soil **39**, 361—372.

ROSS, R. G. and D. K. R. STEWART (1969): Cadmium residues in apple fruit and foliage following a cover spray of cadmium chloride. Can. J. Plant Sci. **49**, 49—52.

RÜHLING, A. and G. TYLER (1970): Sorption and retention of heavy metals in the woodland moos *Hylocomium splendens*. — Oikos **21**, 92—97.

RÜTHER, F. (1967): Vergleichende physiologische Untersuchungen über die Resistenz von Schwermetallpflanzen. — Protoplasma **64**, 400—425.

SCHÄFER, K. (1967): Feld- und Gefäßversuche zur landwirtschaftlichen Verwertuno von schwermetallhaltigen, flüssigen Faulschlämmen. — Diss. Univ. Bonn.

—,— und H. KICK (1970): Die Nachwirkung von schwermetallhaltigem Abwasser-Klärschlamm in einem Feldversuch. — Landwirtsch. Forsch. **23**, 152—161.

SCHILLER, W. (1971): Kulturversuche zur Kupferresistenz bei Schwermetallökotypen von Silene cucubalus WIB. — Diss. Math. Nat. Fak. Univ. Münster. — Münster 71 pp.

SCHNITZER, M. and S. I. M. SKINNER (1966). Organometallic interactions in soils. 5. Stability constants of Cu^{++} —, Fe^{++} —, and Zn^{++} — Fulvic Acid complexes. — Soil Sci. **102**, 361—365.

SCHÖNBECK, H. (1973): Erfahrungen zur Kombinationswirkung von Schwermetallen auf höhere Pflanzen. — Schwermetalle als Luftverunreinigung — Blei, Zink, Cadmium (ed. VDI-Kommission Reinhaltung der Luft) Düsseldorf.

SCHROEDER, H. A. and J. J. BALASSA (1963): Cadmium: Uptake by vegetables from superphosphate in soil. — Science **140**, 819—820.

SMALL, E. (1972): Ecologgy **53**, 498—503.

SMITH, E. L. (1960): Vitamin B_{12}. — London.

SMITH, W. H. (1972): Lead and mercury burden of urban woody plants. — Science **176**, 1237—1239.

SOMMER, G., A. ROSOPULO und KLEE (1971): Die Bleikontamination von Pflanzen und Böden durch Kraftfahrzeugabgase. — Z. Pflanzenernähr. Bodenkunde **130**, 193—204.

SPRAGUE, J. B. (1970): Measurement of pollutant toxicity to fish. II. Utilizing and applying bioassay results. — Wat. Res. **4**, 3—32.

STARK, N. (1972): Nutrient cycling pathways and litter fungi. — Bio Science **22**, 355—360.

STOLZE, E. (1936): Über die Bedeutung kleinster Mengen Kupfer vornehmlich in Pflanzen. — Bodenkunde Pflanzenernähr. **1 (46)**, 115—130.

STORP, F. (1883): Über den Einfluß von Kochsalz- und Zinksulfathaltigem Wasser auf Boden und Pflanzen. — Landwirtsch. Jb. **12**, 827—844.

SUCHODOLLER, A. (1967): Untersuchungen über den Bleigehalt von Pflanzen in der Nähe von Straßen und über die Aufnahme und Translokation von Blei durch Pflanzen. — Ber. Schweiz. Bot. Ges. **77**, 266—308.

SULLIVAN, J. F., M. PARKER, S. B. CARSON (1968): J. Lab. Clin. Med. **71**, 893.

ULMER, D. D. & B. L. VALLEE (1969): Trace Substance in Environmental Health. — Proc. Univ. Missouri. Ann. Conf. Trace Substances Environmental Health, 2nd. — (ed. D. D. HEMPHILL). Columbia.

VAN ULSEN, F. W. (1973): Cattle and Zinc. — Tijdschr. Diergeneesk. **98**, 543—546.

VETTER, H. (1973): Schäden durch Schwermetalle in Nordenham. — Schwermetalle als Luftverunreinigung — Blei, Zink, Cadmium (ed. VDI-Kommission Reinhaltung der Luft) Düsseldorf.

—,— und R. MÄHLHOP (1971): Untersuchungen über Blei-, Zink- und Flour-Immissionen und dadurch verursachte Schäden an Pflanzen und Tieren. — Landwirtsch. Forsch. **24**, 294—315.

VINOGRADOV, A. P. (1954): Geochemie seltener und nur in Spuren vorhandener chemischer Elemente im Boden. — Berlin.

WAGNER, K. H. und I. SIDDIQUI (1973): Gefährliche Stoffe in Bodenverbesserungsmitteln. — Naturwiss. **60**, 160—161.

—,— und —,— (1973): Schwermetallkontamination durch industrielle Immission. — Naturwiss. **60**, 161.

WEATHERLEY, H. and P. DAWSON (1973): Zinc pollution in a freshwater system: analysis and proposed solutions. — Search: Sci., Techn. Soc. **4**, 471—476.

WEICHARD, G. (1973) Verschmutzung der Nordsee. — Naturwiss. **60**, 469—472.

WENTZEL, K. F. (1960): Untersuchungen über die von einer Bleihütte ausgehende Immissionen und das Ausmaß der durch sie während zweier Jahre verursachten Waldrauchschäden. — Ber. Landesanst. Bodennutzungsschutz Land Nordrhein-Westfalen **1**, 63—87. Bochum.

WIEMANN, R. (1934): Bleivergiftungen in Bönkhausen. — Dtsch. Tierärztliche Wochenschr. **42**, 765.

WIESER, W. (1961): Copper in Isopods. — Nature (Lond.) **191**, 1020.

—,— (1966): Copper and the role of Isopods in degradation of organic matter. — Science **153**, 67—69.

WILKENS, P. (1955): Pollenanalytische und stratigraphische Untersuchungen zur Entstehung und Entwicklung des Venner Moores bei Münster in Westfalen. — Abhandl. Landesmuseum Naturkunde Münster Westfalen **17**, 1—40.

WOOD, J. M. (1971): Environmental Pollution by Mercury. In: J. N. PITT and R. L. METCALW (ed.) Advances in Environmental Science and Technology **2**, 36—56.

WOOLHOUSE, H. W. (1970): Environmental and Enzyme Evolution in Plants. In: Phytochem. Soc. (ed.) Phytochemical Phylogeny. London 1970.

YAMAGATA, Y. and I. SHIGEMATSU (1970): Cadmium pollution in perspective. — Bull. Inst. Publ. Health **19**, 1—27.

YOUNG, H. E. and V. P. GUINN (1966): Chemical elements in complete mature trees of seven species in Maine. — Tappi **49**, 190—197.

ZIMMERMANN, E. A. W. (1775): Beobachtungen auf einer Harzreise nebst einem Versuch die Höhe des Brockens mit dem Barometer zu bestimmen. — Braunschweig.

Anschriften der Verfasser:

Prof. Dr. W. H. O. Ernst, Biologisch Laboratorium, Afd. Oecologie, Vrije Universiteit, De Boelelaan 1087, Amsterdam-Buitenveldert/NL

Dr. P. Janiesch, W. Mathys, J. Salaske, Institut für Angewandte Botanik, Westf. Wilhelms-Universität, D-44 Münster, Hindenburgplatz 55

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Abhandlungen aus dem Westfälischen Provinzial-Museum für Naturkunde

Jahr/Year: 1974

Band/Volume: 36_2_1974

Autor(en)/Author(s): diverse

Artikel/Article: Aspekte von Schwermetallbelastungen in Westfalen 1-31