

Zeitschrift: Mitteilungen der Schweizerischen Entomologischen Gesellschaft =
Bulletin de la Société Entomologique Suisse = Journal of the Swiss
Entomological Society

Herausgeber: Schweizerische Entomologische Gesellschaft

Band: 61 (1988)

Heft: 1-4

Artikel: Die Belastung von Arthropoden mit Blei und Cadmium in
unterschiedlich schadstoffexponierten Waldgebieten

Autor: Vogel, Wilhelm R.

DOI: <https://doi.org/10.5169/seals-402310>

Nutzungsbedingungen

Die ETH-Bibliothek ist die Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften. Sie besitzt keine Urheberrechte an den Zeitschriften und ist nicht verantwortlich für deren Inhalte. Die Rechte liegen in der Regel bei den Herausgebern beziehungsweise den externen Rechteinhabern. [Siehe Rechtliche Hinweise.](#)

Conditions d'utilisation

L'ETH Library est le fournisseur des revues numérisées. Elle ne détient aucun droit d'auteur sur les revues et n'est pas responsable de leur contenu. En règle générale, les droits sont détenus par les éditeurs ou les détenteurs de droits externes. [Voir Informations légales.](#)

Terms of use

The ETH Library is the provider of the digitised journals. It does not own any copyrights to the journals and is not responsible for their content. The rights usually lie with the publishers or the external rights holders. [See Legal notice.](#)

Download PDF: 07.02.2025

ETH-Bibliothek Zürich, E-Periodica, <https://www.e-periodica.ch>

Die Belastung von Arthropoden mit Blei und Cadmium in unterschiedlich schadstoffexponierten Waldgebieten

WILHELM R. VOGEL

Universität Wien, Institut für Zoologie, Althanstrasse 14, A-1090 Wien, Österreich

Lead- and cadmium burdens in arthropods from forest areas with different levels of exposure to airborne pollution – The heavy metal content in arthropods from forest areas expected to have different levels of exposure to airborne pollution was determined by use of flameless atomic-absorption-spectrophotometrie (AAS). The bark-beetles (Scolytidae), one of the most important insect groups in forestry, were taken into special consideration. The reason for the different contamination levels in the various taxa, the physiological relevance of the estimated concentrations, and the relatively even lead-cadmium distribution across the various sample areas is discussed.

EINLEITUNG

Die Belastung von Insekten mit Umweltschadstoffen, insbesondere auch mit Schwermetallen, gewinnt mit steigender Umweltverschmutzung zunehmend an Bedeutung. Insekten stellen in der Mehrzahl der Ökosysteme den weitaus grössten Artenanteil, und sie reagieren sehr sensibel auf Veränderungen der Umwelt. So haben beispielsweise die landwirtschaftlichen Monokulturen bei einer Reihe von Insekten zu Massenvermehrungen geführt, die nur mit grossem wirtschaftlichem Aufwand unter Kontrolle gehalten werden. Über den Einfluss von Umweltschadstoffen auf den Massewechsel von Arthropodenpopulationen liegen erst relativ wenige Arbeiten vor, wobei vor allem Untersuchungen im Nahbereich der Emittenten (Rauchschadensgebiete, die Umgebung von Hauptverkehrswegen) durchgeführt wurden (z.B. ALSTAD *et al.*, 1982; CAPELLEVEEN, 1987; FLÜCKIGER & OERTLI, 1987; GILBERT, 1970; MAURER, 1974; SIERPINSKI, 1966, 1972; STROJAN, 1978; WENTZEL, 1965).

Immissionen können auf unterschiedliche Weise wirksam werden. Einerseits kann, vor allem bei sehr hoher Belastung, alles (Insekten-)Leben zerstört oder weitgehend beeinträchtigt werden, andererseits wurde jedoch in manchen Fällen über eine Förderung der Phytophagen durch schadstoffstress-bedingte Veränderungen in den Nahrungspflanzen berichtet (BRAUN & FLÜCKIGER, 1985; DOHMEN, 1985). Auch eine stärkere Schädigung der Antagonisten (Räuber und Parasiten), bedingt durch eine andere (oft mobilere und exponiertere) Lebensweise und durch deren Stellung in der Nahrungskette (falls es sich um akkumulationsfähige Noxen handelt), und eine damit verbundene Förderung der Phytophagen wird diskutiert. Für den forstlichen Bereich wurde von FÜHRER wiederholt auf diese Probleme hingewiesen (s. z.B. FÜHRER, 1983, 1985).

In der vorliegenden Arbeit soll eine Abschätzung der Schwermetallbelastung (Blei und Cadmium), von Arthropoden verschiedener trophischer Niveaus und aus unterschiedlich belasteten Waldgebieten gegeben werden. Dabei wurde

die Gruppe der Borkenkäfer (Scolytidae) als eine der forstwirtschaftlich bedeutendsten besonders berücksichtigt.

MATERIAL UND METHODE

Untersuchungsstandorte

Alle Standorte liegen in Österreich.

Judenburg: Der Probenpunkt liegt ca. 5 km nördlich der Stadt Judenburg (Steiermark) an einem Oberhangstandort in etwa 930 m Seehöhe. Der Standort ist vorwiegend mit Fichten bewachsen und den Nahimmissionen von Industrie und Verkehr aus dem Knittelfelder Becken ausgesetzt (inneralpine Beckenlage). Geologie: Urgesteine

Schöneben: Schöneben liegt im Norden Oberösterreichs nahe der tschechischen Grenze. Das Gebiet mit einer Seehöhe um 1000 m wird vor allem durch Fernimmissionen aus dem tschechisch-bayrischen Raum einerseits und aus dem Raum Linz andererseits belastet. Geologie: Urgesteine

Rosalia (Lehrforst Ofenbach): Das untersuchte Gebiet liegt an den Nord- und Westhängen des Rosaliengebirges (Mittelgebirgscharakter), welches das Wr. Neustädter Becken im Süden begrenzt. Neben der Belastung durch die Industrie aus dem Raum Wr. Neustadt/Neunkirchen/Ternitz waren auch solche durch die ca. 5 km weit entfernte Südautobahn zu erwarten. Die Proben wurden in ca. 450 m Seehöhe entnommen. Geologie: vorwiegend Silikatgesteine

Wurzeralm: Das Gebiet liegt im Bereich der nördl. Kalkalpen nahe dem Pyhrnpass (ca. 50 km südlich der Stadt Steyer). Diese in 1400 m Seehöhe in einem Kessel gelegene und teilweise von Fichten umrahmte Alm ist keinen direkten Immissionen ausgesetzt und soll als «Reinluftstandort» dienen. Geologie: Kalk

Autobahn: Die Proben wurden auf einem mit Gras und einigen kümmernden Fichten bewachsenen Grünstreifen an einem Autobahnparkplatz der Westautobahn im Gebiet der Strengberge entnommen (Entfernung zum Autobahnrand ca. 5–10 m; Verkehrsaufkommen: ca. 23 000 Kfz./Tag).

Flatz/Ternitz: Die untersuchte Fläche liegt ca. 4 km nördlich von Ternitz (NÖ) an einem ostexponierten Hang nahe der Flatzter Wand. Das Gebiet ist den Emissionen von Industrie, Verkehr und Hausbrand aus dem Gebiet des Neunkirchner Beckens direkt ausgesetzt (Prallhang). Geologie: Kalk

Untersuchungsmaterial und Probenahme

Fichtennadeln: Zur Abschätzung der Standortbelastung und zur Charakterisierung des trophischen Niveaus der Produzenten wurden an allen Untersuchungsstandorten Proben von Fichtennadeln genommen. Untersucht wurde jeweils der zweite Nadeljahrgang von 1,5 bis 2 m über dem Boden wachsenden Ästen unterschiedlich alter Fichten (*Picea abies* KARST.).

Fichtenstreu: Um die Belastungssituation von Bodenarthropoden abschätzen zu können, wurde oberflächlich (0–2 cm Tiefe) Fichtenstreu aus dem Traufbereich (Stammabstand ca. 1m) in die Untersuchungen mit einbezogen.

Tiere: Borkenkäfer (Scolytidae) wurden mit Fallen gefangen, aus befallenen Bäumen herauspräpariert bzw. aus gefälltten Stämmen mit Photoeklektoren gewonnen. Die anderen Arten wurden mit Exhaustoren oder mit der Hand gefangen. Alle Proben wurden bevorzugt an den Bestandrändern geworben.

Folgende Tiegruppen wurden untersucht:

Scolitidae (Borkenkäfer): *Ips typographus* L. (Buchdrucker), *Pityogenes chalcographus* L. (Kupferstecher), *Polygraphus poligraphus* L. (doppeläugiger Fichtenbastkäfer), *Trypodendron lineatum* (OL.) [= *Xyloterus lineatus* OL.] (linierter Nutzholzborkenkäfer).

Thanasimus formicarius L. (Col., Cleridae; Ameisenbuntkäfer, ein spezifischer Borkenkäfer räuber)

Coccinella septempunctata L. (Col., Coccinellidae; Marienkäfer, ein Blattlausräuber)

Ichneumonidea (Braconidae/Ichneumonidae, Schlupfwespen i.w. S., die Larven leben als Endoparasiten).

Saltatoria (Springschrecken, nur rein phytophage Arten wurden untersucht)

Formicidae (Ameisen; viele Arten omnivor)

Vespidae (Faltwespen; omnivor)

Apidae (Bienen; phytophag)

Pentatomidae (Baumwanzen; Pflanzensauger)

Reduviidae (*Rhinoconis annulatus* L., Raubwanzen; Räuber)

Araneae (Spinnen, Räuber)

Isopoda (Oniscidae, Asseln, detritivor)

Chilopoda (Lithobiidae, *Lithobius* sp.; Tausendfüssler, Steinläufer, Räuber)

Die Probennahme erfolgte, wenn nicht anders angegeben, in den Monaten August bis Oktober der Jahre 1986 und 1987.

Chemische Analyse

Alle Proben wurden bis zur weiteren Verwendung tiefgefroren, dann getrocknet (90 °C bis Gewichtskonstanz), mit Salpetersäure (konz. p.a. Qualität) aufgeschlossen (anfangs in Gefässen aus Borosilikatglas, später aus Polypropylen; 3 h bei Raumtemperatur, dann 14 h bei 60°) und mittels flammenloser Atomabsorptionsspektroskopie (Graphitrohrtechnik) vermessen. Die Messungen wurden mit einem zertifizierten Gewebestandard des Community Bureau of Reference (Brüssel) überprüft.

Gerät: Beckmann 1248 mit Massmann Cuvette GRM1268 und Deuteriumkompensation (CNA-Zusatz), später Varian Spectra AA30 mit GTA96. Die Messung erfolgte bei 283,3 nm (Pb) und 228,8 nm (Cd).

Statistik

Bei den statistischen Untersuchungen kamen, da keine Normalverteilungen vorliegen, ausschliesslich parameterfreie Prüfverfahren zur Anwendung. (U-Test von Mann und Whitney und Varianzanalyse der Rangzahlen nach Kruskal-Wallis). Der Darstellung der Ergebnisse wurde jeweils der Medianwert (N = 10 bis 12) und als Streuungsmass die obere und untere Quartile zugrundegelegt. Alle Angaben (auch in der zitierten Literatur) sind, wenn nicht anders angegeben, auf Trockengewicht bezogen. Das hier verwendete und unserer Meinung nach «physiologisch relevantere» Konzentrationsmass ist nM/g. Um einen Vergleich mit der, vor allem in der älteren Literatur nahezu ausschliesslich verwendeten, Einheit ppm (= $\mu\text{g/g}$ = mg/kg) zu erleichtern, wurde an einigen Stellen der entsprechende ppm-Wert hinzugefügt. In den Graphiken ist die 5- (Pb) bzw. 10- (Cd) ppm-Marke ebenfalls angegeben.

Blei

Die analysierten Nadelproben zeigen annähernd die erwartete Belastungsverteilung (Abb. 1 – 4). Die mit Abstand höchsten Werte wurden neben der Autobahn (263 nM/g = 54 ppm), die niedrigsten an den Standorten Schöneben (2,7 nM/g = 0,5 ppm; ausschliesslich Fernimmissionen) und am Standort Wurzeralm (3,9 nM/g = 0,8 ppm) gemessen. Blei ist in Fichten extrem mobil (KELLER & ZUBER, 1970), so dass die hohen Werte des Autobahnstandortes nahezu ausschliesslich auf Oberflächendeposition zurückzuführen sein dürften. KELLER & PREIS (1967) haben an randständigen Fichten längs stark befahrener Autostrassen Werte von über 600 ppm gefunden. Nach den gleichen Autoren weist darüber hinaus eine etwa 50 m breite Randzone einen erhöhten Bleigehalt der Vegetation auf. Aus stadt- und industrienahen Wäldern werden von KELLER *et al.* (1986) Konzentrationen von 0,2 ppm Cd bzw. 3,6 ppm Pb (Fichtennadeln, ungewaschen) berichtet.

Die Belastung der Streuschicht ist generell sehr hoch, korreliert jedoch nicht direkt mit dem Schadstoffeintrag (relativ niedrige Bleikonzentrationen an der Autobahn, sehr hohe Werte am Standort Schöneben), sondern scheint überwiegend vom Zersetzungsgrad (und der damit verbundenen Zunahme der Ionenaustauschkapazität) abzuhängen. Die Streuproben vom Autobahnrastplatz waren noch völlig unzersetzt, die von Schöneben bereits teilweise humifiziert. Die

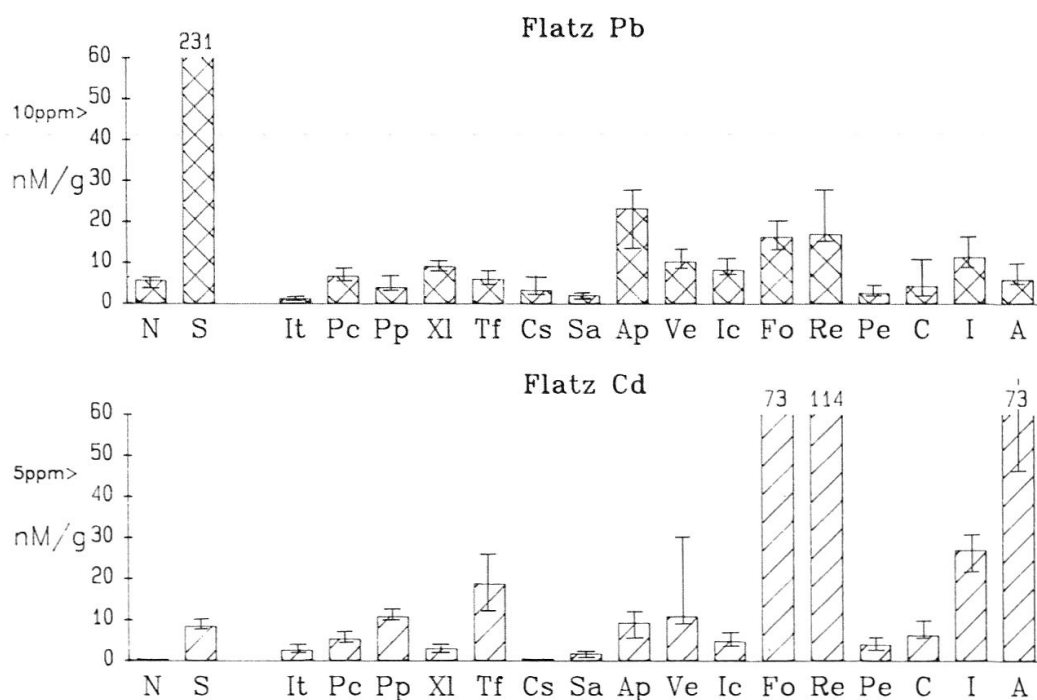


Abb. 1. Die Schwermetallbelastung der einzelnen Tiergruppen, der Fichtennadeln und der Streuschicht in Flatz: Der Darstellung wurden die Mediane sowie die obere und untere Quartile zugrundegelegt. N: Nadeln, S: Streuschicht, It: *Ips typographus*, Pc: *Pityogenes chalcographus*, Pp: *Polygraphus poligraphus*, XI: *Trypodendron lineatum*, Tf: *Thanasimus formicarius*, Cs: *Coccinella septempunctata*, S: Saltatoria, Ap: Apidae, Ve: Vespidae, Ic: Ichneumonidea, Fo: Formicidae, Re: Reduviidae, Pe: Pentatominae, C: Chilopoda (*Lithobius* sp.), I: Isopoda, A: Araneae.

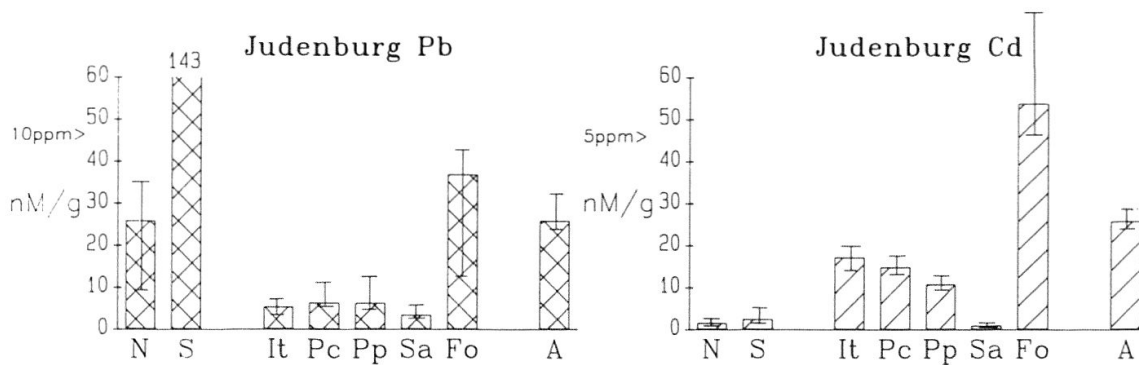


Abb. 2. Wie Abb. 1: Judenburg.

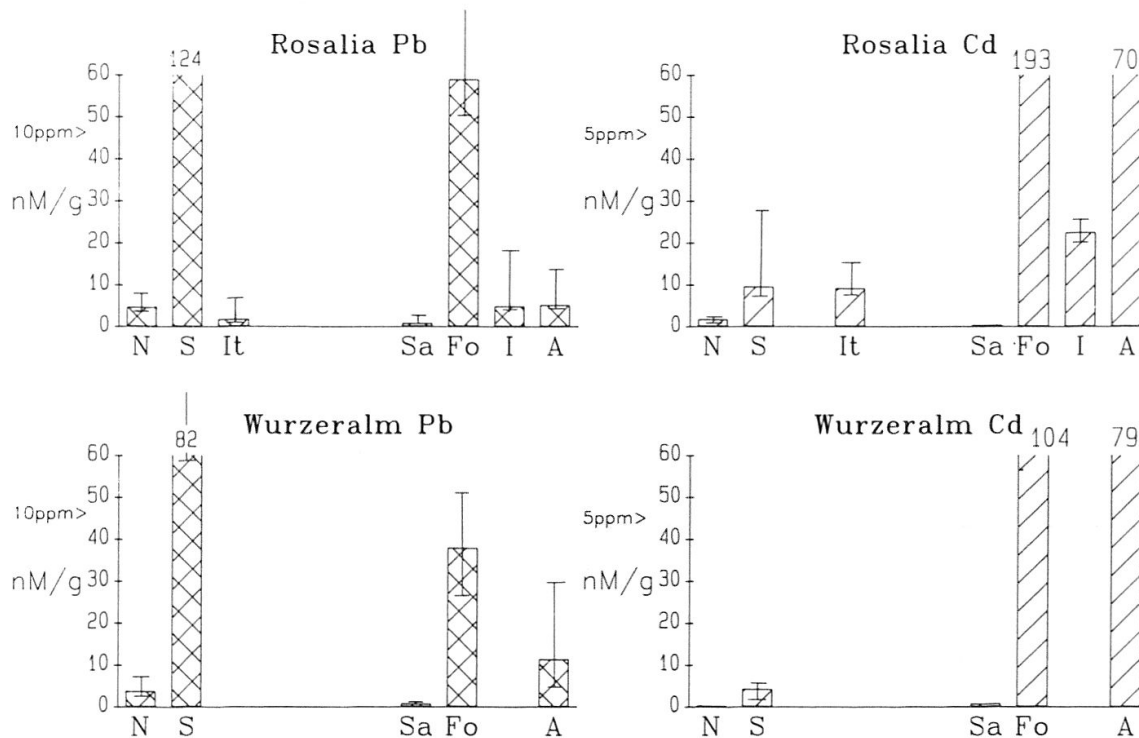


Abb. 3. Wie Abb. 1: Rosalia und Wurzeralm.

in der Streuschicht kumulierte Bleideposition stellt jedenfalls an allen untersuchten Standorten ein gewisses Kontaminationspotential dar. Die oberen Bodenschichten wurden nicht untersucht, doch ist nach TYLER (1972) auch dort mit entsprechend hohen Werten zu rechnen.

Die untersuchten Tiergruppen sind unterschiedlich belastet ($p < 0.0001$; Varianzanalyse). Von den phytophagen Tiergruppen weisen Heuschrecken und Baumwanzen eher niedrige, Bienen jedoch relativ hohe Bleikonzentrationen auf (s. Abb. 1). Zwar wurden erwartungsgemäss am Autobahnrand die höchsten Heuschrecken-Bleiwerte gefunden, doch sind diese nur etwa zwei bis fünfmal so hoch wie jene unbelasteter Standorte, während die Nadeln ein bis zwei Grössenordnungen höher belastet sind. Wenn man davon ausgeht, dass die Nahrung der Heuschrecken (vorwiegend Gras) ähnliche Bleikonzentrationen aufweist wie die Fichtennadeln, so müssen die gesammelten Arten entweder über einen relativ ef-

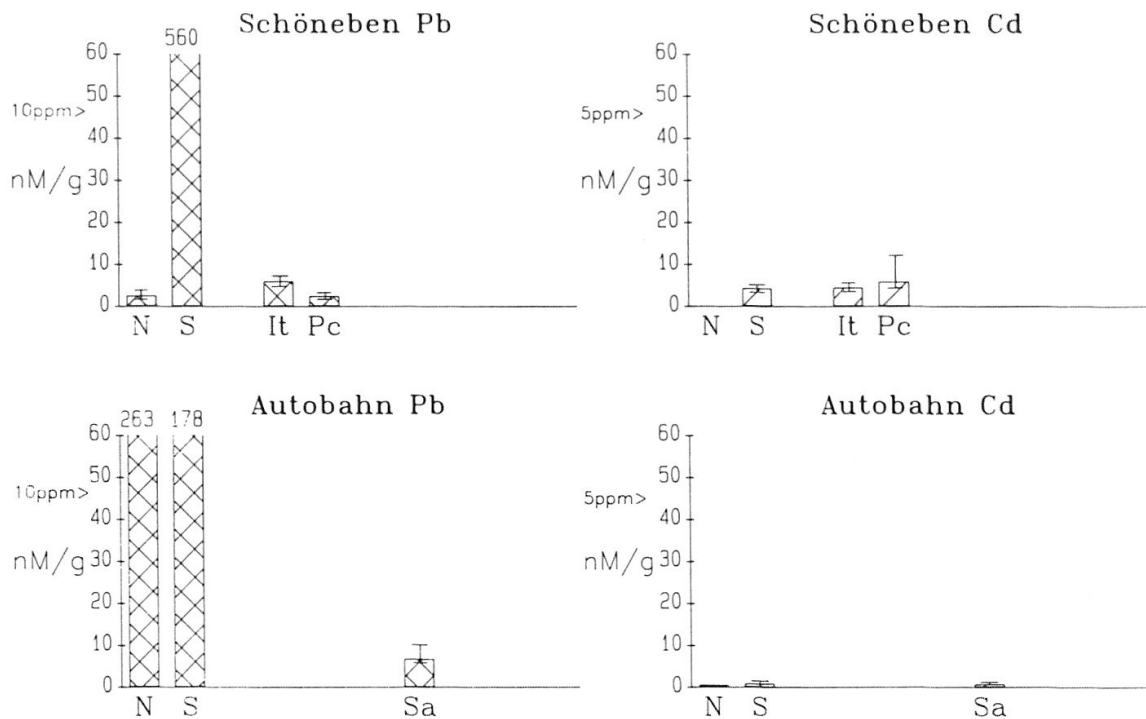


Abb. 4. Wie Abb. 1: Schöneben und Autobahnparkplatz.

fektiven Mechanismus zur Verhinderung der Bleiaufnahme bzw. zur Eliminierung von Blei verfügen, oder die Tiere haben einen entsprechend grossen Teil ihrer Nahrung in strassenferneren Teilen aufgenommen. Die Bleikontamination nimmt von der Strasse weg in einem anfänglich sehr steilen Gradienten ab (HARRISON *et al.*, 1985; FYTIANOS *et al.*, 1985), so dass mobilere Strassenrandbewohner einer im Mittel geringeren Belastung ausgesetzt sind. An flächendeckend kontaminierten Standorten wurden höhere Bleigehalte gefunden. So fanden STEUBING *et al.* (1983) in Heuschrecken eines agrarischen Ökosystems im Nahbereich einer Müllverbrennungsanlage Bleigehalte von 4,7 ppm (= 23 nM/g, keine Angabe, ob phytophage oder auch carnivore Arten). Bei einer Untersuchung der Bodenoberflächenfauna schwermetallhaltiger Abraumhalden konnten wir in phytophagen Arten Bleigehalte von ca. 25 ppm (= 121 nM/g) finden (VOGEL, 1988a).

Bei den Baumwanzen beträgt die Bleibelastung nur einen Bruchteil jener der systematisch nahestehenden und morphologisch ähnlichen Raubwanzen ($p < 0,001$; U-Test). Pflanzensauger weisen, bisherigen Untersuchungen zufolge, stets sehr niedrige Bleikonzentrationen auf (PRICE *et al.*, 1974). Dieser Umstand könnte auch die mit 0,7 nM/g (= 0,14 ppm) relativ niedrigen Pb-Konzentrationen in den (blattlausfressenden) Coccinelliden erklären.

Bei den Bienen kann die relativ grosse («pelzige» und damit staubsammelnde) Oberfläche Ursache der hohen Belastung sein. Wespen, die eine wesentlich glattere Körperoberfläche aufweisen, haben deutlich weniger Blei ($p < 0,05$; U-Test). Eine derartige, bloss oberflächliche Kontamination wäre für die Bienen selbst natürlich physiologisch irrelevant.

Für Ameisen kommt als Bleiquelle einerseits der Oberflächenkontakt mit der (hochbelasteten) Streuschicht, andererseits die sehr vielseitige Nahrung in Frage (Insekten, Spinnen, Samen, Honigtau der Blattläuse u. a.). Nach STARY &

KUBUZHNAKOVA (1987) zeigen Ameisen (*Formica* sp.), welche in einem belasteten Areal Blattläuse aufsuchen, am Weg zum Nest höhere Metallkonzentrationen (Pb, Cd, Zn, Cu) als bei dessen Verlassen. Die Autoren vermuten im Honigtau der Blattläuse die Schwermetallquelle. Die Bleikonzentrationen der von ihnen untersuchten Ameisen lagen im Mittel bei ca. 200 ppm.

Die Bleikonzentration in den Borkenkäfern streut sehr stark. Sie ist jedoch nicht eindeutig mit jener des Nahrungssubstrats korreliert (VOGEL, 1986). Die Belastung des (auf Borkenkäfer spezialisierten) Ameisenbunkäfers liegt im untersuchten Gebiet in der Grössenordnung seiner Beute, wenn nicht der (in diesem Gebiet) am niedrigsten belastete Buchdrucker seine Hauptnahrung darstellt (die Ameisenbunkäfer wurden auf nahezu ausschliesslich vom Buchdrucker befallenen «Fangbäumen» gesammelt). *T. lineatum*, ein holzbrütender Borkenkäfer, wurde im zeitigen Frühjahr mit Fallen gefangen. Diese Art überwintert in der Streuschicht (SCHWENKE, 1974). Die hohen Bleiwerte dieser Art sind daher möglicherweise auf Kontamination im Winterquartier zurückzuführen. Das Bruts substrat von *T. lineatum* (Xylem) ist niedriger belastet als jenes der anderen, phloemophagen, Arten (VOGEL, 1986).

Von den nicht zu den Insekten gehörenden Arthropoden sind die in der Streuschicht und unter der Rinde abgestorbener Bäume lebenden, detritophagen Asseln ähnlich belastet wie die im gleichen Biotop lebenden Lithobiiden und die vorwiegend freilebenden und ebenfalls räuberisch lebenden Spinnen.

Ein Zusammenhang zwischen Metallast und trophischem Niveau kann für Blei nicht nachgewiesen werden. Andere Parameter, wie die Oberflächenstruktur, beeinflussen den Gesamtgehalt eines Organismus entscheidend. Dieser gibt jedoch nur eingeschränkt Aufschluss über die in den Tieren auftretenden physiologisch relevanten Bleikonzentrationen, etwa im Zellinneren oder in der Haemolymph.

Die höchsten hier gemessenen Konzentrationen (Mediane) liegen bei 30 – 60 nM/g (6 – 12 ppm) im ganzen Tier. Die in der Literatur als für einzelne Arthropodenarten schädlich angesehenen Konzentrationen liegen um Grössenordnungen über diesem Wert. So zeigt *Onychiurus armatus* (Collembola) ab einer Konzentration von 200 ppm (im Tier) reduziertes Wachstum (BENGTSSON *et al.*, 1983). Eine andere Collembolenart (*Orchesella cincta*) wurde bis zu zwei Wochen mit belasteten Algen gefüttert (ca. 12 000 ppm Pb). Nach dieser Zeit entsprach die Mortalität immer noch jener der unbelasteten Vergleichsgruppe (JOOSSE & BUKER, 1979). *Porcellio scaber* (Isopoda) zeigt erst ab einer Konzentration von 12 800 ppm im Substrat eine eingeschränkte Lebensdauer (BEYER & ANDERSON, 1985). Nach WILLIAMSON & EVANS (1972) können Tausendfüssler und Landasseln Konzentrationen (im Tier) von 80 bzw. 700 ppm ohne erkennbare Schädigung überleben. Die gleichen Autoren finden in einem Parzellenversuch mit künstlich kontaminiertem Bodensubstrat bei 400 ppm ($\text{Pb}[\text{NO}_3]_2$) bzw. 300 ppm (PbCl_2) keine Veränderung der Zusammensetzung der Bodenfauna (WILLIAMSON & EVANS, 1973).

Cadmium

Zieht man die Nadel- und Streuanalysen zur Abschätzung der Standortbelastung heran, so zeigen sich nur relativ geringe Standortunterschiede, die überdies kaum mit der zu erwartenden Immissionsmenge in Zusammenhang zu bringen sind. Dieser Umstand spricht entweder für einen relativ geringen arthropogenen

Cadmiumanteil in den Untersuchungsgebieten oder aber für eine, auch die «Reinluftgebiete» erreichende, sehr homogene Verteilung der Cadmiumemissionen.

Auf Grund der hohen biologischen Mobilität von Cadmium kommt dem geogenen, also dem aus dem Boden stammenden und über die Wurzeln aufgenommenen, Anteil eine weitaus grössere Bedeutung zu, als dies bei Blei der Fall ist.

Die höchsten Cadmiumkonzentrationen der Nadeln fanden wir in der Rosalia (Abb. 3) und in Flatz (Abb. 1), niedrigere, entgegen unserer Erwartung, in Judenburg (Abb. 2) und am Autobahnrand (Abb. 4). Die Streuschicht am Autobahnrand erwies sich ebenfalls als geringer belastet als jene der Vergleichsstandorte, was jedoch auch mit dem niedrigen Zersetzungsgrad in Zusammenhang stehen könnte (s.o.).

FYTICANOS *et al.* (1985) fanden in einer Untersuchung der Strassenrandvegetation ebenfalls keine signifikant erhöhten Cadmiumkonzentrationen. YASSOGLOU *et al.* (1987) konnten im Boden entlang einer vergleichbar stark befahrenen Strasse einen, allerdings nur sehr schmalen, Streifen mit deutlich erhöhter Cadmiumkonzentration feststellen. Die Belastung nimmt exponentiell ab und erreicht bereits in 5 m Entfernung vom Fahrbahnrand nur mehr geringfügig über der weiteren Umgebung liegende Werte. Im Gegensatz dazu konnten auch in der weiteren Umgebung (einige km) spezifischer Emittenten, wie Verhüttungsbetriebe, Zinkschmelzen usw., beträchtliche Cadmiumlasten gefunden werden (LITTLE & MARTIN, 1972). Auch auf landwirtschaftlichen Flächen stellt die Langzeitbelastung mit Cadmium durch Klärschlammaufbringung, aber auch durch gewisse Kunstdünger, ein toxikologisch relevantes Potential dar (STENSTRÖM & VATHER, 1974).

Betrachtet man die Cadmiumbelastung der einzelnen Tiergruppen, so zeigen sich grosse Unterschiede ($p < 0.0001$; Varianzanalyse). Ameisen, Spinnen und Raubwanzen liegen um ca. eine Zehnerpotenz über den anderen Tieren. Spinnen und Raubwanzen sind reine Räuber, Ameisen nehmen auch pflanzliche Nahrung zu sich.

Die ebenfalls räuberischen Lithobiiden sind nur mässig, die Blattlausräuber *C. septempunctata* sehr niedrig belastet. Die Pflanzenfresser weisen generell keine hohen Werte auf. Die detritophagen Isopoden sind mit 20–30 nM/g höher belastet als die untersuchten Pflanzenfresser. FANGMEYER & STEUBING (1986) fanden in Spinnen und Ameisen ebenfalls grosse (ca. 8 bzw. 14 ppm, entspr. 70 bzw. 125 nM/g), in *Lithobius* jedoch nur geringe (unter 1 ppm) Mengen Cadmium. Van HOOKE & YATES (1975) konnten dagegen in einer Laborstudie mit ^{109}Cd in Spinnen keine Cadmiumanreicherung gegenüber der Nahrung feststellen. Auf die geringe Cd-Assimilation von *Lithobius* haben schon HOPKIN & MARTIN (1984) hingewiesen. Für Ameisen wird der Honigtau der Blattläuse als Kontaminationsquelle diskutiert (s.o.). Auf schwermetallhaltigen Abraumhalden fanden wir Cadmiumkonzentrationen von ca. 50 ppm in Spinnen und Ameisen und ca. 2 ppm in Heuschrecken (VOGEL, 1988a).

Vergleicht man systematisch nahestehende Gruppen mit unterschiedlicher Ernährungsweise, so zeigt sich bei den Wanzen der grösste Belastungsunterschied. Raubwanzen haben etwa 20mal soviel Cadmium wie die pflanzensaftsaugenden Baumwanzen. Wespen sind in unserer Untersuchung nur unwesentlich (und nicht signifikant) höher belastet als Bienen. Der Borkenkäfer räuber *T. formicarius* ist höher (gut doppelt so hoch) belastet als die untersuchten Bor-

kenkäferarten (*I. typographus* $p < 0,001$; *P. chalcographus* $p < 0,001$; *P. poligraphus* n.s.; *T. linneatum* $p < 0,001$; U-Test). Geht man davon aus, dass *I. typographus* in diesem Fall die Hauptnahrung des *T. formicarius* darstellt (s.o.), so ergibt sich eine Konzentrationszunahme um einen Faktor nahe 5. Die sehr niedrige Cadmiumbelastung von *C. septempunctata* mag mit der Honigtauproduktion seiner Beute (vorwiegend Blattläuse) im Zusammenhang stehen. Mit dem Honigtau werden von den Blattläusen überschüssige Zucker abgegeben. Möglicherweise ist damit auch die Möglichkeit zur sehr weitgehenden Befreiung des Körpers von Schwermetallen verbunden (s.o.). Blattläuse wurden in der vorliegenden Untersuchung nicht analysiert.

Die Cadmiumbelastung der Arthropoden ist, wie auch jene der Nadeln und der Streuschicht, an den einzelnen Untersuchungsstandorten sehr ähnlich. Die im Vergleich zu den anderen untersuchten phloemophagen Borkenkäferarten geringe Cadmiumbelastung von *I. typographus* in Flatz (*P. chalcographus* $p < 0,05$; *P. poligraphus* $p < 0,001$) konnten wir an anderen Untersuchungsstandorten nicht bestätigen.

Nach einer Untersuchung von CHENG (1980) wird *Drosophila* bei einer Cadmiumkonzentration von 100 ppm im Futter in der Entwicklung gestört (keine Verpuppung), bei 50 ppm tritt noch keine erkennbare Schädigung auf (beide Angaben bezogen auf Frischgewicht). *Drosophila* konzentriert dabei Cadmium im Körper gegenüber der Nahrung um mehr als das Doppelte. 40 ppm Cd im Futter von *Pimpla turionellae* (Ichneumonidae) verkürzen die Lebensdauer um ca. 35% und bewirken eine Reduktion des Sauerstoffverbrauches (ORTEL & VOGEL, in Vorbereitung). Beim Mehlkäfer *Tenebrio molitor* führen 16 ppm Cadmium (140 nM/g) im Futter zu einer Verlangsamung der Larvalentwicklung (VOGEL, 1988b). Bei *Porcellio scaber* (Isopoda) ist ab einer Cadmiumkonzentration von ca. 0,09 mM/kg (10 ppm) der Bruterfolg deutlich reduziert (CAPELLEVEEN, 1987).

Die gefundenen Cadmiumwerte liegen bei einigen Tiergruppen (Spinnen, Raubwanzen, Ameisen) nicht sehr weit unter jenen Konzentrationen, für die negative Einflüsse auf den Organismus nachgewiesen werden konnten. Zudem muss berücksichtigt werden, dass viele Schädigungen im Labor nicht ohne weiteres festgestellt werden können. Sei es, dass sie zu geringfügig sind oder dass es zusätzlicher Auslöser bedarf, um sie manifest werden zu lassen (Temperatur-, Feuchte-, Hungerstress, Feinddruck, Konkurrenz usw.). Auch stellt die Belastung dieser Tiergruppen eine gewisse Gefahr für ihre Antagonisten (auch Vögel, Säuger) dar.

Herkunft der Schwermetalle

Die gemessenen Schwermetallbelastungen erscheinen im Falle des Cadmiums bei einzelnen Gruppen durchaus nicht unbedenklich. Im Falle des Bleis stellt die Streuschicht ein gewisses Akkumulationspotential dar (s.o.). Damit erhebt sich die Frage nach der Herkunft der Schwermetalle. Im Falle des autobahn-nahen Standortes ist die Quelle der Bleibelastung zweifellos in den Additiven des Benzins zu suchen. Auch für die höhere Nadelbelastung im Raum Judenburg sind als Ursache nahegelegene Emittenten wahrscheinlich. Für die anderen Standorte sowie für die Cadmiumbelastung können keine lokalen Emittenten angenommen werden.

Da Blei und Zink (Zinkerz enthält stets einen gewissen Cadmiumanteil) seit Jahrhunderten verwendet und damit auch Blei und Cadmium seit dieser Zeit emittiert werden, ist eine Abschätzung des natürlichen Blei- bzw. Cadmiumgehaltes eines Biotopes häufig schwierig. Dennoch spricht eine Reihe von Gründen für die Annahme einer, auch die emittentenferneren Gebiete erreichenden, anthropogenen Belastung mit Schwermetallen.

Für die Abschätzung des anthropogenen Anteils an der Schwermetallbelastung des Luftstaubes finden drei Methoden Verwendung (VDI, 1984):

1. ein Vergleich der Emissionsraten,
2. ein Vergleich der atmosphärischen Staubzusammensetzung mit der Zusammensetzung natürlicher Stoffe,
3. die Bestimmung historischer Trends bei der Deposition der Schwermetalle.

Der totale jährliche Eintrag von Cadmium in die Atmosphäre wird auf etwa 8000 t geschätzt, wobei etwa 5 bis 10% aus natürlichen Quellen stammen (STOEPLER, 1984). Von der emittierten Bleimenge kommen etwa 20 000 t aus natürlichen Quellen (vorwiegend Staubverwehungen), ca. 450 000 t sind auf anthropogene Einflüsse zurückzuführen (EWERS & SCHLIPKÖTER, 1984). GALLOWAY *et al.* (1982) schätzen den anthropogenen Anteil noch wesentlich höher ein.

Nach Schätzungen (SRU, 1978) stammen in der BRD ca. 70% der Bleiemissionen aus Kraftfahrzeugen. Der grössere Teil wird mit einer Teilchengrösse unter $5 \mu\text{m}$ Durchmesser emittiert und unterliegt damit als atmosphärischer Schwebstaub Transportprozessen über relativ weite Entfernungen. Hüttenbetriebe emittieren Blei mit einem etwas grösseren Teilchendurchmesser ($d > 5 \mu\text{m}$). Sie sind daher eher für die nähere Umgebung von Bedeutung (wobei dann jedoch sehr hohe Belastungen auftreten können). MUROZUMI *et al.* (1969) fanden in 3000 Jahre alten Proben von Grönlandeis Bleikonzentrationen von weniger als $0,001 \mu\text{g}/\text{kg}$. Junges Eis enthält demgegenüber etwa $0,2 \mu\text{g}/\text{kg}$, was einer Steigerung auf das 250- bis 500fache des natürlichen Bleigehaltes entspricht.

Die Cadmiumemissionen stammen vorwiegend aus Verhüttungsbetrieben, Fertigungsindustrie und Verbrennungsprozessen (fossile Brennstoffe, Müllverbrennung). Neben dem in Emittentennähe deponierten Cadmium verbleiben etwa 50% mit einer mittleren Verweilzeit von ca. 10 Tagen in der Atmosphäre. Dieser Anteil wird bis in eine Höhe von 10 000 m verteilt und führt zu einer allmählichen globalen Erhöhung der Untergrundkonzentration (NRIAGU, 1980).

VERDANKUNG

Für ihre Hilfe bei der Durchführung der vorliegenden Arbeit danke ich den Herren Prof. H. NOPP (Uni Wien) und Prof. E. FÜHRER (BOKU, Wien). Die Arbeit wurde mit Mitteln des Fonds zur Förderung der wissenschaftlichen Forschung finanziert (Proj. Nr. P 5527).

ZUSAMMENFASSUNG

Der Blei- und Cadmiumgehalt von Arthropoden unterschiedlich schadstoffexponierter Waldgebiete wurde mittels flammenloser Atomabsorptions-Spektrophotometrie (AAS) bestimmt und dabei die Gruppe der Borkenkäfer (Scolytidae) als eine der forstwirtschaftlich bedeutendsten besonders berücksichtigt. Die verschiedene Belastung der einzelnen Tiergruppen, die physiologische Relevanz dieser Belastung sowie Ursachen für eine grossräumig relativ homogene Blei-Cadmium-Verteilung werden diskutiert.

LITERATUR

- SRU, 1978. Umweltgutachten 1978, Sachverständigenrat für Umweltfragen. Kohlhammer, Stuttgart.
- VDI, 1984. Schwermetalle in der Umwelt. Verband Deutscher Ingenieure – Kommission Reinhaltung der Luft, Düsseldorf.
- ALSTAD, D. N., EDMUNDS, G. F. JR. & WEINSTEIN, L. H., 1982. Effects of air pollutants on insect populations. *Ann. Rev. Entomol.*, 27: 369–384.
- BENGTSSON, G., GUNNARSSON, T. & RUNDGREN, S., 1983. Growth changes caused by metal uptake in a population of *Onychiurus armatus* (Collembola) feeding on metal polluted fungi. *Oikos*, 40: 216–225.
- BEYER, N. & ANDERSON, A., 1985. Toxicity to woodlice of zinc and lead oxides added to soil litter. *Ambio*, 14: 173–174.
- BRAUN, S. & FLÜCKIGER, W., 1985. Increased population of the aphid *Aphis pomi* at a motorway: part 3 – the effect of exhaust gases. *Environ. Pollut. Ser. A.*, 39: 183–192.
- CHENG, L., 1980. Incorporation of cadmium into *Drosophila*. *Environ. Pollut. Ser. A.*, 21: 85–88.
- DOHMEN, G. P., 1985. Secondary effects of air pollution: enhanced aphid growth. *Environ. Pollut. Ser. A.*, 39: 227–234.
- EWERS, U. & SCHLIPKÖTER, H., 1984. Blei. In: E. MERIAN (Hg): *Metalle in der Umwelt*, pp. 351–373. Verlag Chemie, Weinheim.
- FANGMEYER, A. & STEUBING, L., 1986. Cadmium and lead in the food web of a forest ecosystem. In: H.-W. GEORGI (ed.), *Atmospheric pollutants in forest areas*, pp. 223–234. D. Reidel Publishing Company.
- FLÜCKIGER, W. & OERTLI, J. J., 1987. Observation of an aphid infestation on hawthorn in the vicinity of a motorway. *Naturwissenschaften*, 65: 654–655.
- FÜHRER, E., 1983. Das Immissionsproblem und der Forstschutz. *Allgem. Forstz.*, 7: 164–166.
- FÜHRER, E., 1985. Air pollution and the incidence of forest insect problems. *Z. ang. Ent.*, 99: 371–377.
- FYTIANOS, K., VASILIKIOTIS, G. & SAMANIDOU, V., 1985. Contamination of roadside vegetation with lead cadmium and zinc. *Chemosphere*, 14: 217–277.
- GALLOWAY, J. N., THORNTON, J. T., NORTON, S. A. & VOLCHOK, H. L., 1982. Trace metals in atmospheric deposition: a review and assessment. *Atmos. Environm.*, 10: 1677.
- GILBERT, O. L., 1970. Some effects of air pollution on bark-living invertebrates. *J. Appl. Ecol.*, 8: 77–84.
- HARRISON, R. H., JOHNSTON, W. R., RALPH, J. C. & WILSON, J. S., 1985. The budget of lead, copper and cadmium for a major highway. *Sci. Total Environ.*, 46: 137–145.
- HOPKIN, S. P. & MARTIN, M. H., 1984. Assimilation of zinc, cadmium, lead and copper by the centipede *Lithobius variegatus* (Chilopoda). *J. Appl. Ecol.*, 21: 535–546.
- JOOSSE, E. N. G. & BUKER, J. B., 1979. Uptake and excretion of lead by litter dwelling collembola. *Environ. Pollut.*, 18: 235–240.
- KELLER, TH. & PREIS, H., 1967. Der Bleigehalt von Fichtennadeln als Indikator für verkehrsbedingte Luftverunreinigungen. *Schweiz. Z. Forstwes.*, 118: 143–162.
- KELLER, TH. & ZUBER, R., 1970. Über die Bleiaufnahme und die Bleiverteilung in jungen Fichten. *Forst. Centr.*, 89: 20–26.
- KELLER, TH., BAJO, S. & WITTENBACH, A., 1986. Gehalte einiger Elemente in den Ablagerungen auf Fichtennadeln als Nachweis der Luftverschmutzung. *Allg. Forst-/Jagd-Ztg.*, 157: 69–77.
- LITTLE, P. & MARTIN, M. H., 1972. A survey of zinc, lead and cadmium in soil and natural vegetation around a smelting complex. *Environ. Pollut.*, 3: 241–254.
- MAURER, R., 1974. Die Vielfalt der Käfer- und Spinnenfauna des Wiesenbodens im Einflussbereich von Verkehrsimmissionen. *Oecologia*, 14: 327–351.
- MUROZUMI, T., CHOW, T. J. & PATTERSON, J. J., 1969. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 33: 1247–1294.
- NRIAGU, J. O. (Ed.), 1980. In: *Cadmium in the environment, Part I*, pp. 1–12. John Wiley and Sons, New York.
- PRICE, P. W., RATHKE, J. B. & GENTRY, D. A., 1974. Lead in terrestrial arthropods: evidence for biological concentration. *Environ. Entomol.*, 3: 370–372.
- SCHWENKE, W., 1974. Die Forstschädlinge Europas. Band 2: Käfer. Verlag Paul Parey, Hamburg und Wien.
- SIERPINSKI, Z., 1966. Schädliche Insekten an jungen Kiefernbeständen in Rauchschadensgebieten in Oberschlesien. *Arch. Forstws.*, 15: 1105–1114.
- SIERPINSKI, Z., 1972. Die Bedeutung der sekundären Kiefernschädlinge in Gebieten chronischer Einwirkung industrieller Luftverunreinigungen. *Mitt. Forstl. Bundesversuchsanst. Wien*, 97: 609–615.

- STARY, P. & KUBIZNAKOVA, J., 1987. Content and transfer of heavy metal air pollutants in populations of *Formica* spp. wood ants (Hym., Formicidae). *J. Appl. Ent.*, 104: 1–10.
- STEUBING, L., GNITTKE, J. & GROBECKER, K.H., 1983. Blei- und Cadmium-Belastung eines agrarischen Ökosystems. *Angew. Botanik*, 57: 403–412.
- STOEPLER, M., 1984. Cadmium. in: E. MERIAN (Hg): *Metalle in der Umwelt*, pp. 375–408. Verlag Chemie, Weinheim.
- STROJAN, C. L., 1978. The impact of zinc smelter emissions on forest litter arthropods. *Oikos*, 31: 41–46.
- TYLER, G., 1972. Heavy metals pollute nature, may reduce productivity. *Ambio*, 1: 53–59.
- VAN CAPELLEVEEN, H. E., 1987. *Ecotoxicity of heavy metals for terrestrial isopods*. Free University Press, Amsterdam.
- VAN HOOK, R. I. & YATES, A. J., 1975. Transient behavior of Cadmium in a grassland arthropod food chain. *Environ. Res.*, 9: 76–83.
- VOGEL, W. R., 1986. Zur Schwermetallbelastung der Borkenkäfer. *Entomol. exp. appl.*, 42: 259–269.
- VOGEL, W. R., 1988a. Über die Schwermetallbelastung der Makrofauna von Abraumhalden. In: R. MEYER u. W. PUNZ (Hg). *Experimentell ökologischer Freilandkurs 1987 – Protokoll* (Int f. Pflanzenphysiologie der Universität Wien, als Manuskript vervielfältigt, Wien).
- VOGEL, W. R., 1988b. Zur Aufnahme und Auswirkung der Schwermetalle Zink und Cadmium beim Mehlkäfer *Tenebrio molitor* L. (Col., Tenebrionidae) unter Berücksichtigung möglicher Wechselwirkungen. *Zool. Anz.*, 220: 25–32.
- WENTZEL, K. F., 1965. Insekten als Immissionsfolgeschädlinge. *Naturwiss.*, 5: 113.
- WILLIAMSON, P. & EVANS, P. R., 1972. Lead levels in roadside invertebrates and small mammals. *Environ. Cont. Toxicol.*, 8: 280–288.
- WILLIAMSON, P. & EVANS, P. R., 1973. A preliminary study of the effects of high levels of inorganic lead on soil fauna. *Pedobiol.*, 13: 16–21.
- YASSOGLU, N., KOSMAS, J., ASIMAKOPOULOS, J. & KALLIANOU, C., 1987. Heavy metal contamination of roadside soils in the greater athens area. *Environ. Pollut.*, 47: 293–304.

(received 26 May, 1988)