

Pflanzenökologische Befunde vom Bergbaugebiet Schneeberg/Monteneve im Passeier (Südtirol/I)

VON WOLFGANG PUNZ, SIGRID M. KÖRBER-ULRICH,
MANFRED ENGENHART, GABRIELE MAUTHNER, WILHELM P. SAPELZA,
HELMUTH SIEGHARDT, AMELI THONKE, BARBARA WIELÄNDER,
ISABEL WIESHOFER

(Vorgelegt in der Sitzung der math.-nat. Klasse am 16. Juni 1994 durch das w. M.
KARL BURIAN)

Summary

Investigations in an old mining area in the Alps showed extreme soil concentrations of lead, zinc, copper and cadmium as well as increased contents of these elements in plants and animals. For determination of soil lead, the simplified method of PREER & MURCHISON was adapted for field use. Some plants (among them *Linaria alpina*) are able to exclude most of the heavy metals from shoot. Others (*Minuartia gerardii*) accumulate zinc and cadmium in aboveground organs, obviously combined with high protoplasmic resistance, while excluders show the opposite phenomenon.

1. Einleitung

Im Südteil der Ötztaler Alpen, östlich vom Timmelsjoch, welches die Verbindung zwischen Passeiertal und Ötztal darstellt, befindet sich auf der italienischen Seite der „Schneeberg“. Es handelt sich dabei eigentlich um ein riesiges Kar, das durch Stufen, Schuttströme und Felsrücken gegliedert, von Gipfeln zwischen 2500 und 2900 m umgeben ist und vom Schneebergbach entwässert wird. Hier befindet sich seit etwa 800 Jahren einer der höchstgelegenen Bergbaue der Ostalpen mit dem Zentrum St. Martin am Schneeberg, einer bis vor wenigen Jahrzehnten auch ganzjährig bewohnten Bergwerkssiedlung. Seit dem Mittelalter wurde hier auf Silbererz geschürft, wobei im Laufe der Zeit die Bedeutung der Blei- und Zinkerze in den Vordergrund trat (v. a. nach KUNTSCHER, 1990).

Die montan- und kulturhistorische Bedeutung dieses Bergbaus ist bereits mehrfach in verschiedenen Publikationen gewürdigt worden (u. a. VOELCKEL, 1978, 1989, KUNTSCHER, 1990, Bergbau am Schneeberg 1993). Dagegen konzentriert sich das Interesse des Pflanzenökologen vor allem auf die besondere Belastung der Pflanzen (und Tiere), welche in einem Gebiet mit hoher Bodenkontamination durch Schwermetalle existieren können. Bedenkt man, daß für das Erz vom Schneeberg Gehalte von 6,6 % Zn, 1,2 % Pb und 450 g Cd/t ZnS angegeben werden (EXEL, 1980), so läßt sich bereits erahnen, welche Konzentrationen noch in den durchgekutteten Halden im Bereich des Bergbaus vorhanden sind. Solche

drastisch erhöhte Mineralstoffkonzentrationen im Boden können nun eine beträchtliche Belastung für die darauf wachsenden Pflanzen darstellen. *Zink* beispielsweise ist zwar ein notwendiger Mikronährstoff für die Pflanzen; die Gehalte in Normalböden betragen jedoch lediglich 10 bis 300 ppm (dies und das Folgende nach FINCK, 1982). Die Spurenelemente *Blei* und *Cadmium* dagegen sind *systemfremd*, sie werden von den Pflanzen überhaupt nicht benötigt und sind in Normalböden mit Konzentrationen von lediglich 5–100 (Pb) bzw. 0,1–2 (Cd) ppm vorhanden.

In höherer Konzentration sind alle Schwermetalle giftig; die Schäden können bis zum Absterben des pflanzlichen Organismus führen. Es kann jedoch bei bestimmten Taxa zur Ausbildung bzw. Aktualisierung verschiedenartiger Resistenzmechanismen kommen, wobei eine Vielzahl biochemischer und physiologischer Adaptationen sowie morphologischer Modifikationen solchen Pflanzen das Überleben auf derartigen *Sonderstandorten* ermöglicht. Einschlägige Angaben hiezu finden sich u. a. bei LINSTOW, 1929; KRAUSE, 1958; LÖTSCHERT, 1969; ANTONOVICS et al., 1971; ERNST, 1974; KINZEL, 1982; WOOLHOUSE, 1983; SCHLEE, 1986; BAKER, 1987; SHAW, 1990; PUNZ & SIEGHARDT, 1993.

Für den Ostalpenraum liegen, insbesondere als Ergebnis gezielter Befahrungen, bereits zahlreiche einschlägige Befunde zu diesem Thema vor (Überblick bei PUNZ, 1988, 1991, 1992 [Ostalpenraum, gesamt]; PUNZ & SCHINNINGER, 1993, 1994b [Südostalpenraum]; PUNZ, SCHINNINGER & ENGENHART, 1990 [Steiermark]; ZECHMEISTER & PUNZ, 1990 [Moose]; PUNZ et al., 1990, 1994b [Tirol – Mittlerer Alpenraum]). Auch der Schneeberg selbst fand bereits als Gegenstand floristischer und ökophysiologischer Untersuchungen Beachtung (PUNZ & WIESHOFFER, 1989; PUNZ et al., 1990). Darauf aufbauend sollte nun versucht werden, weitere Daten, insbesondere zur Beantwortung der folgenden Fragestellungen, zu erheben:

- Inwieweit lassen sich die z. T. sehr hohen Schwermetallgehalte einzelner Pflanzenarten und Pflanzenteile aus früheren Untersuchungen verifizieren?
- Ergeben sich an Hand der Pflanzenverteilung entlang eines unterschiedlich schwermetallbelasteten Transekts neue Erkenntnisse in bezug auf die vorkommende „Schwermetallflora“?
- Ist eine spezielle Strategie der vorkommenden Pflanzen hinsichtlich ihrer Schwermetallresistenz erkennbar? Ist diese Strategie unterschiedlich für verschiedene Pflanzen?
- Ist es bereits möglich, eine Aussage über die Belastung der Tiere (Evertebraten) am Standort zu treffen?

2. Material & Methoden

Im Zentrum der Untersuchungen stand ein Transekt im Bereich des „Seemoos“ am Schneeberg im Passeier. „Seemoos“ bezeichnet eine Hochfläche mit einem kleinen See auf ca. 2140 m Seehöhe; die Hänge, welche das Gebiet im Nordwesten begrenzen, sind von zahlreichen

Bergbauhalden bedeckt. Das Erz wurde von hier mittels eines Wassertonenaufzugs nach St. Martin (2350 m) transportiert (VOELCKEL, 1978, 1989). Die Probeflächen befanden sich entlang einer annähernd N-S verlaufenden Linie von anscheinend unbeeinflusstem alpinen Rasen (RA: 1, 2, 3, 4, 7, 8) über den Bereich des Elektrizitätswerks (EW: 5, 6) bis zu den Haldenfeldern (H) am Rand des Seemooses. Von den Proben 1–8 wurde an Ort und Stelle die vereinfachte Bleibestimmung an Substratproben nach PREER & MURCHISON (1986) durchgeführt (s. u.), wobei der ermittelte Bleigehalt ein Indiz für die schwächere und stärkere Belastung der ausgewählten Flächen liefern sollte. Anschließend wurde die Pflanzenausstattung erfaßt (Pflanzennamen nach EHRENDORFER, 1973; FRAHM & FREY, 1983; CLAUZADE & ROUX, 1985) und wurden für spätere Untersuchungen Pflanzen- und Bodenproben entnommen. Zur Bestimmung der Schwermetallgehalte wurden die Pflanzenproben mit destilliertem Wasser gewaschen; bei den Wurzeln, wo eine saubere Trennung von Boden und Feinwurzeln praktisch unmöglich ist, erfolgte eine intensive Waschung, um eine Kontamination mit partikelgebundenen Schwermetallen auszuschließen. (Dies hat zur Folge, daß die „wahren“ Schwermetallgehalte der Wurzeln wahrscheinlich höher liegen, was uns jedoch als das kleinere Übel erschien.) Anschließend erfolgten Trocknung, Einwaage, Aufschluß (Salpetersäure) und Messung der Proben auf Zink, Blei, Kupfer und Cadmium (AAS 3030 Varian in der Flamme). In gleicher Weise erfolgte die Analyse der zoologischen Proben (am ungereinigten Material). Die Bodenproben des Transektivs wurden mittels CHN-Analysator Rapid (Fa. Heraeus) auf Kohlenstoff- und Stickstoffgehalte untersucht. Der Boden im Wurzelraum ausgewählter Haldenpflanzen wurde überdies mittels COULOMAT 702-SO/CS/E (Strohlein Instruments) auf Gesamtkohlenstoff und nichtkarbonatischen Kohlenstoff untersucht, wobei vor der Bestimmung des letzteren die Proben mit HCl versetzt und abgeraucht wurden (HERRMANN & KNAKE, 1973).

Zusätzlich zu den Untersuchungen am Seemoos wurden auch einzelne Boden- und Pflanzenproben vom Haldengebiet St. Martin am Schneeberg entnommen und ebenfalls analysiert. An einzelnen Proben wurden auch organische Säuren und Kohlenhydrate mittels SEC-Gaschromatographie (vgl. ENGLMAIER, 1987) bestimmt. Eine zoologische Probe stammt von der Carlstollen-Halde (ca. 2070 m).

Die zellphysiologischen Untersuchungsergebnisse wurden an frisch eingebrachtem bzw. nachkultiviertem Pflanzenmaterial gewonnen. Hierfür werden Flächenschnitte von Stengelinternodien nach 48stündiger Einwirkung in Cu- bzw. Zn-Sulfatlösungen mikroskopisch auf ihre Vitalität untersucht, wobei als Lebensgrenze jene Schwermetallkonzentration bezeichnet wird, bei welcher noch mindestens 85% der Schnittfläche lebt (vgl. ERNST, 1974; PUNZ & KÖRBER, 1993; KÖRBER in pr.).

Modifizierte Bleibestimmung nach PREER & MURCHISON

Wie bereits früher erwähnt, sollte an Ort und Stelle zwecks Probenahme eine Catena von möglichst (schwermetall-)unbelasteten Böden bis

zum eigentlichen Haldengebiet ausgewählt werden. Um dies zu gewährleisten, wurde die vereinfachte Methode zur Bleibestimmung mittels (Na-)Rhodizonat – welches auch zum histochemischen Bleinachweis in pflanzlichen Geweben Verwendung findet (GLATER & HERNANDEZ, 1972; SIEGHARDT, 1984) – nach PREER & MURCHISON (1986) eingesetzt. Die genannte Methode ist auf eine einfache Laborausstattung abgestellt. Entsprechend den hochalpinen Bedingungen wurde versucht, die Methode als *Feldmethode* brauchbar zu machen; die hierfür notwendigen Modifikationen sind in der Folge angegeben:

PREER & MURCHISON sehen eine Trocknung der Bodenproben bei 100 °C vor. Für unsere Zwecke wurden die Proben in Keramikschälchen im Warmhaltefach des holzbefeuerten Hüttenherdes von St. Martin 20 Minuten lang getrocknet und anschließend durch ein Sieb mit ca. 2 mm Maschenweite gesiebt. Da das Mitführen einer Waage zur Bestimmung der geforderten 5 g Bodenprobe einen zu großen Aufwand bedeutet hätte, wurden als näherungsweise Maß 2 gestrichene Teelöffel eingesetzt. Dieses Vorgehen war vorher im Labor mit Bodenproben aus dem Vorjahr erprobt worden, wobei sich nur minimale Ungenauigkeiten ergaben. Die Bodenproben wurden in 100 ml Kunststoff-Weithalsfläschchen gefüllt, auf denen eine vorbereitete Marke für 20 ml angebracht worden war, bis zu welcher nun mit 1 n Salpetersäure aufgefüllt wurde. Zur Extraktion wurden die Fläschchen verschlossen und 30 Sekunden lang geschüttelt. (Die Autoren geben zwei Möglichkeiten der Extraktion, nämlich Erhitzen und Schütteln an, wobei beim Erhitzen ein höherer Anteil des Bleis extrahierbar sein soll.) Die Extrakte wurden durch grobporige Filter filtriert, der pH-Wert mit handelsüblichem Indikatorpapier (Merck) gemessen; dieser sollte optimalerweise bei ca. pH 1,5 liegen. War dies nicht der Fall, wurde der Wert mit 1 n NaOH (Original: Natriumcitrat) eingestellt und jedenfalls wieder auf 20 ml aufgefüllt. Von dieser Probe wurde nun ein Aliquot von 3 Tropfen auf ein Rundfilter (Blue Ribbon, Schleicher) mit 7 cm Durchmesser (Original: 5,5 cm) aufgetragen und auf einem Uhrglas einige Minuten angetrocknet. Auf die getrockneten Stellen wurde nun jeweils ein Tropfen einer Rhodizonatlösung (0,01 g in 5 ml AD) aufgebracht. Da die Lösungen täglich frisch hergestellt werden müssen, wurde das Rhodizonat mehrfach in kleine Pipettenfläschchen eingewogen, auf denen 5 ml markiert waren. So konnte mit mitgeführtem destilliertem Wasser problemlos frische Lösung erzeugt werden. Nach 10–20 Sekunden wurde die rosa Farbe, wie im Original beschrieben, als Ring oder Fleck sichtbar.

Der Einsatz der Methode von PREER & MURCHISON als Feldmethode wurde von uns erstmals unter echten Freilandbedingungen erprobt, die Ergebnisse wurden später mit den im Labor durchgeführten Bleianalysen verglichen. Es darf mithin den in der Einleitung dargelegten Fragen eine weitere abgeschlossen werden:

- Ist es möglich, mittels einer einfachen Feldmethode einen Transekt zwischen stärker und schwächer belasteten Substraten festzulegen?

3. Ergebnisse

3.1. Das Substrat

In der folgenden Tab. 1 werden die Resultate der Feldmethode der Bleibestimmung nach PREER & MURCHISON (vgl. Material und Methodik), durchgeführt an den Bodenproben des Transekts (1–8), den Laboranalysen derselben Proben gegenübergestellt. Die Probenummern bzw. -flächen sind hier nach steigenden Bleigehalten angeordnet.

Fläche Nr.	4	3	1	2	8	7	6	5
Pb (in ppm)	88	333	556	563	681	1063	7516	10247
<i>pink ring</i>	–			–		+	+	+

Tabelle 1: Ergebnisse der Bleianalysen mittels AAS und modifizierter Rhodizonat-Methode nach PREER & MURCHISON in Gegenüberstellung. Ein Ansprechen der Methode (ein rosa Ring bzw. Fleck auf Filterpapier) ist durch ein „+“ gekennzeichnet.

Auf Grund der offensichtlich relativ geringen Unterschiede zwischen den Flächen 1–4 sind in der Folge nur mehr die gemittelten Ergebnisse von Hang („natürlich“; RA), *Elektrizitätswerk* (EW) und *Halden* (H) gegenübergestellt (die Flächen 7–8 wurden ausgeklammert). Die nachfolgende Tab. 2 enthält die gemittelten Werte weiterer Analysen der Bodenproben des Transekts „Seemoos“. Darüber hinaus sei auf das Kapitel „Pflanzen“ verwiesen, wo ergänzend zu den Pflanzenanalysen auch die Bodenanalysen aus dem Wurzelbereich der beprobten Pflanzen wiedergegeben sind. Die anschließende Tab. 3 gibt eine vereinfachte Korngrößenverteilung des Substrats auf den Halden im Bereich Seemoos und St. Martin wieder.

Probenzahl	RA 4	EW 2	H 9
Zn	480	7372	7856
Cd	3	49	26
Cu	272	383	656
Pb	449	8882	12600
C gesamt	3.11	1.56	1.02
N gesamt	0.2	0.9	<<

Tabelle 2: Schwermetall-, Gesamtkohlenstoff- und Gesamtstickstoffgehalte von Bodenproben des Transekts „Seemoos“. Die Werte sind Mittelwerte. Zn, Cd, Cu, Pb in ppm, C und N in %

3.2. Die Pflanzen

3.2.1. Flora und Vegetation

Eine vollständige Pflanzenliste der im Haldengebiet bisher beobachteten Arten ist bei PUNZ et al. (1990) wiedergegeben. Es sollen daher hier nur die Beobachtungen im Verlauf des Transekts wiedergegeben werden.

		> 2000 µm	200-2000 µm	< 200 µm
unter <i>Linaria</i>	SEEM	44.7	35.6	19.7
	STM	44.6	35.4	20.0
unter <i>Minuartia</i>	SEEM	53.4	27.5	19.2
	STM	47.0	38.6	14.4
unter <i>Cerastium</i>	SEEM	45.8	34.5	19.7
	STM	48.4	33.4	18.2

Tabelle 3: Vereinfachte Korngrößenverteilung des Substrats (Feinsand und kleiner; Mittel- und Grobsand; Grobboden) im Wurzelbereich aus den Haldenbereichen Seemoos (SEEM) und St. Martin (STM), differenziert nach Pflanzenbewuchs

Hang. Die vier Probeflächen befinden sich südexponiert am Fuß des steil und felsig ansteigenden Anstiegs nach St. Martin über mäßig bis flachgründigem Boden, Neigung ca. 25 %, Deckung ca. 90 % (1, 2) bzw. 75 % (3, 4). Von den lückigen Rasenflächen wurde keine soziologische Aufnahme, sondern lediglich eine vollständige Artenliste erstellt:

Agrostis alpina, *Agrostis stolonifera*, *Agrostis schraderana*, *Calluna vulgaris*, *Campanula barbata*, *Cerastium uniflorum*, *Dianthus sylvestris*, *Euphrasia minima*, *Gentianella campestris*, *Geum montanum*, *Helianthemum nummularium* agg., *Lotus corniculatus* f. *alpina*, *Luzula spicata*, *Nardus stricta*, *Phyteuma betonicifolium*, *Potentilla aurea*, *Trifolium pratense*, *Sempervivum arachnoideum*, *Silene rupestris*, *Silene vulgaris* ssp. *glar.*, *Thymus praecox* ssp. *polytrichus*; Moose; *Cladonia macrophyllodes*.

Auf den beiden Flächen 3 und 4 traten *Cerastium uniflorum*, *Silene vulgaris* und *Silene rupestris* mehr in den Vordergrund.

Der Bereich unterhalb des Elektrizitätswerks wirkte heterogen und ist offenbar bereits durch Haldenmaterial, aber auch durch Bauschutt (?) mit geprägt. Die Vegetation ist lückig (Deckung ca. 90 %), Exposition ebenfalls südlich, Neigung ca. 25–30 %.

Euphrasia minima, *Silene vulgaris* ssp. *glar.*, *Thymus praecox* ssp. *polytrichus*, *Campanula scheuchzeri*, *Poa alpina*, *Silene rupestris*, *Linaria alpina*, *Minuartia gerardii*; Moose.

Die Vegetationsausstattung der Halden im Bereich Seemoos wurde bereits von PUNZ & WIESHOFFER (1989) und PUNZ et al. (1990) beschrieben:

Cerastium uniflorum, *Silene rupestris*, *Linaria alpina*, *Minuartia gerardii*, *Juncus trifidus*, *Poa minor*, *Saxifraga oppositifolia*; *Pohlia wahlenbergii*, *Tortula ruralis* var. *calcicola*, *Stereocaulon alpinum*.

3.2.2. Analytik

In der nachfolgenden Tab. 4 sind die Analysenergebnisse der Pflanzenproben vom Transekt Seemoos (s. o.) wiedergegeben.

Ergänzend hiezu wurden für das Substrat im Wurzelraum der Haldenpflanzen die Kohlenstoffgehalte, und zwar getrennt nach Gesamtkohlenstoff und Nichtkarbonat-Kohlenstoff, bestimmt. Diese betragen für die 3 Parallelproben

			Cd	Pb	Cu	Zn
<i>Cerastium uniflorum</i> 1	RA	O	3	39	24	147
		W	7	177	44	808
		BO	6	686	188	614
<i>Cerastium uniflorum</i> 2	RA	O	4	24	7	238
		W	11	342	27	393
		BO	5	420	60	598
<i>Silene vulgaris</i>	RA	O	1	19	6	317
		W	3	15	7	552
		BO	5	424	129	609
<i>Silene rupestris</i>	RA	O	2	10	8	124
		Ba	3	56	12	191
		W	11	100	20	150
		BO	4	1059	337	641
<i>Cerastium uniflorum</i>	EW	O	12	115	11	1310
		W	25	1027	61	1314
		BO	130	3447	194	14691
<i>Euphrasia minima</i>	EW	O	14	207	19	764
		W	27	560	18	4400
		BO	196	7116	182	12842
<i>Linaria alpina</i>	EW	O	1	53	17	386
		W	316	600	48	3053
		BO	332	13827	600	34981
<i>Minuartia gerardii</i>	EW	O	5	97	17	834
		W	16	492	57	1083
		BO	400	15530	609	47805
<i>Silene vulgaris</i>	EW	O	5	33	9	660
		W	30	592	37	2169
		BO	196	7116	182	12842
<i>Cerastium uniflorum</i> 1	H	O	32	386	19	2560
		W	49	1788	73	1584
		BO	36	20212	578	10494
<i>Cerastium uniflorum</i> 2	H	O	7	845	26	1108
		W	26	4814	82	1505
		BO	18	23211	552	11437
<i>Cerastium uniflorum</i> 3	H	O	6	191	10	728
		W	35	2529	158	1771
		BO	8	2273	127	1858
<i>Linaria alpina</i> 1	H	O	1	59	8	279
		W	149	3019	91	2706
		BO	45	27272	745	15750
<i>Linaria alpina</i> 2	H	O	3	27	42	579
		W	81	60	243	3886
		BO	16	1105	2318	2082
<i>Linaria alpina</i> 3	H	O	12	102	10	2716
		W	320	972	70	15707
		BO	20	2168	183	3652
<i>Minuartia gerardii</i> 1	H	O	18	318	8	955
		W	32	2105	105	1190
		BO	54	28778	769	17278
<i>Minuartia gerardii</i> 2	H	O	14	45	9	1964
		W	24	631	122	1277
		BO	31	5892	466	5892
<i>Minuartia gerardii</i> 3	H	O	37	724	26	3004
		W	28	596	18	1055
		BO	9	2486	169	2260
<i>Saxifraga stellaris</i>	S	O	1	20	4	184
		W	39	91	10	364
		BO	9	785	68	1381

Tabelle 4: Pflanzen- und Bodenanalysen vom Transekt Seemoos (Schneeberg). Angaben in ppm; Abkürzungen: RA (Hang, „natürlich“), EW (Elektrizitätswerk), H (Halden), S Seerand; O oberirdische Pflanzenteile, W Wurzeln, BO Boden im Wurzelbereich, Ba alte Blätter

bei <i>Cerastium</i>	1.44/1.07	1.52/1.31	0.51/0.47
bei <i>Linaria</i>	1.67/1.57	0.52/0.34	0.59/0.51
bei <i>Minuartia</i>	1.34/1.03	1.14/1.05	0.45/0.40

Eine Analyse des Seewassers ergab Konzentrationen von 217 *ppb* Cd, 164 *ppb* Pb, 20 *ppb* Cu und 5 ppm Zn.

Parallel zu den Untersuchungen der Haldenpflanzen am Seemoos wurden zu Vergleichszwecken vom Standort St. Martin Proben der gleichen Pflanzen (sowie auch Bodenproben) entnommen und analysiert; die Ergebnisse sind in der folgenden Tab. 5 wiedergegeben:

		Cd	Pb	Cu	Zn
<i>Cerastium uniflorum</i> 1	O	8	294	361	13740
	W	14	115	34	662
	BO	7	372	53	956
<i>Cerastium uniflorum</i> 2	O	6	190	17	813
	W	46	6049	264	2951
	BO	22	7648	272	3859
<i>Cerastium uniflorum</i> 3	O	8	40	5	1136
	W	24	42	27	940
	BO	11	424	78	1457
<i>Linaria alpina</i> 1	O	3	97	6	533
	W	375	868	57	2271
	BO	29	11800	276	4405
<i>Linaria alpina</i> 2	O	12	284	14	2342
	W	223	2072	50	4153
	BO	29	16480	424	5477
<i>Linaria alpina</i> 3	O	1	43	4	468
	W	170	391	34	1334
	BO	26	2043	168	3016
<i>Minuartia gerardii</i> 1	O	6	28	1	496
	W	9	315	9	310
	BO	12	1088	80	1792
<i>Minuartia gerardii</i> 2	O	13	97	2	931
	W	17	508	22	632
	BO	27	6844	252	4564
<i>Minuartia gerardii</i> 3	O	14	104	30	674
	W	15	99	13	312
	BO	15	1714	141	2020

Tabelle 5: Pflanzen- und Bodenanalysen vom Standort St. Martin (nur Halden). Angaben in ppm; Abkürzungen s. Tab. 4.

Die Analyse einer Wasserprobe vom Schneebergbach ergab Konzentrationen von 33 *ppb* Cd, 27 *ppb* Pb, 18 *ppb* Cu und 3 ppm Zn.

Ein vom Hüttenwirt mit Kräutern (vor allem *Linaria*?) angesetzter Schnaps enthielt 38 *ppb* Cd, 1 *ppb* Pb und 100 *ppb* Zn; die Kupferkonzentration lag unterhalb der Nachweisgrenze.

Als Nachtrag zu den Analysen aus 1989 (vgl. PUNZ et al., 1990) sind für die drei Pflanzen *Cerastium*, *Linaria* und *Minuartia* die Gehalte an Zuckern (Angaben in mg/g TS) wiedergegeben:

Cerastium:

FRU 17.8 GLU 2.4 HEX 1.0 MYO.I 0.3 SUC 5.2 RAF 1.1

Linaria:

FRU 10.5 GLU 11.2 HEX 5.6 MYO.I 0.7 SUC 6.6 RAF 3.3

Minuartia:

FRU 7.9 GLU 1.6 HEX 0.7 MYO.I 0.3 SUC 1.6

Die Fraktion der **organischen Säuren** wurde beim selben Ionenaustauschvorgang gewonnen, zeigte jedoch extrem geringe OS-Gehalte (etwas höhere bei *Linaria*), sodaß eine quantitative Auswertung nicht sinnvoll erschien. Es ist ungewiß, ob dies auf die Lagerzeit der Kolben im Exsikkator oder die tatsächlich geringen Gehalte der Proben zurückzuführen ist.

3.2.3. Zellphysiologische Untersuchungen

Die vergleichende protoplasmatische Methode erfaßt die pflanzliche Resistenz direkt am terminalen Wirkungsort, dem Protoplasma und ist somit geeignet, im Kurzzeittest Aussagen über die *tolerance*-Komponente der (Schwermetall-)Resistenz zu treffen. Die Resultate der bisher an Pflanzen vom Schneeberg durchgeführten zellphysiologischen Untersuchungen sind in der folgenden Tab. 6 zusammengefaßt:

Art		Cu	Zn	Autoren
<i>Silene vulgaris</i>	SEEM	0.004	0.1	PUNZ & KÖRBER-ULRICH, 1993
<i>Silene rupestris</i>	SEEM	0.01	5	PUNZ & KÖRBER-ULRICH, 1993
<i>Minuartia gerardii</i>	STM	0.005	1(-5)	PUNZ et al., 1990
<i>Saxifraga stellaris</i>	SEEM	-	0.1	PUNZ & KÖRBER-ULRICH, 1993
<i>Linaria alpina</i> 7/89	STM	0.005	0.05	PUNZ et al., 1990
<i>Linaria alpina</i> 8/90	STM	0.004	0.1	PUNZ & KÖRBER-ULRICH, 1993
<i>Linaria alpina</i>	SEEM	0.008	0.5	PUNZ & KÖRBER-ULRICH, 1993

Tabelle 6: Ergebnisse resistenzphysiologischer Untersuchungen am Standort Schneeberg. Angegeben sind die Resistenzgrenzen (in mMol). Herkunft der Pflanzen: STM St. Martin, SEEM Seemoos.

3.3. Die Tiere

Obwohl der Schwerpunkt der vorliegenden Untersuchungen im pflanzenökologischen Bereich lag, sollte dennoch versucht werden, die Schwermetallbelastung zumindest einzelner Tiergruppen am Standort Schneeberg an Hand der Auswertung früherer Aufsammlungen in der folgenden Tab. 7 zu dokumentieren. Für Haldenstandorte im Mittleren Alpenraum legten GINTENREITER & VOGEL (1990) eine diesbezügliche Zusammenstellung vor; einzelne neuere Angaben von Haldenstandorten des Ostalpenraums sind in den Arbeiten von PUNZ et al. (1994a, b) enthalten.

4. Diskussion

Die Beantwortung der zuletzt gestellten Frage sei an den Anfang gestellt: Die verwendete, als Feldmethode adaptierte *vereinfachte Bleibestimmung* nach PREER & MURCHISON erbrachte mit relativ geringem

		n	Cd	Pb	Cu	Zn
<i>Drassodes</i> *)	STM	1	143	24	131	762
<i>Gnaphosa</i> *)	STM	1	101	32	65	631
<i>Pardosa</i>	STM	5	23	7	125	380
<i>Formica lugubris</i>	STM	11	53	62	13	440
<i>Formica fusca</i>	STM	3	11	19	45	283
<i>Myrmica ruginodis</i>	STM	12	2	10	41	204
<i>Cicindela silvicola</i>	SEEM	2	4	397	33	220
<i>Amara</i>	SEEM	1	4	163	14	145
<i>Pardosa</i>	SEEM	2	39	1549	227	4191
<i>Eurydema</i>	SEEM	1	6	46	17	286
<i>Acrops sibirius</i>	SEEM	2	6	82	56	367
<i>Camponotus ligniperda</i>	CARL	2	29	616	13	888

Tabelle 7: Schwermetallanalysen an Arthropoden vom Standort Schneeberg. Aufsammlung 28. Juni 1988, außer *) = Aufsammlung 7. Juli 1989 (PUNZ et al. 1990). Angaben in ppm; n= Anzahl der analysierten Proben, angegeben ist der Mittelwert. STM St. Martin, SEEM Seemoos, CARL Carlstollenhalde.

Aufwand eine deutliche Trennung in schwach bzw. stark bleibelastete Standorte. Die Nachweisgrenze für Blei lag zwischen 700 und 1000 ppm Blei, ist also gegenüber der Originalmethode (400–700 ppm) etwas erhöht. Für die rasche und einfache Durchführung eines Bleinachweises im Freiland erscheint die vorgenommene Adaptation der Methode geeignet und zweckmäßig.

Wie die anschließenden Laboranalysen zeigen, handelt es sich beim Bergbaugebiet „Schneeberg“ zweifelsfrei um ein beträchtlich schwermetallbelastetes Gebiet, in welchem bereits „normale“ Böden erhöhte Mineralstoffgehalte aufweisen. Im Bereich der Bergbauhalden dagegen, wo Bodengehalte bis zu 50.000 (!) ppm Zn, 30.000 ppm Pb, 400 ppm Cd und 700 ppm Cu gemessen werden konnten, reflektieren die Pflanzen diese enorme edaphische Belastung durch teilweise drastisch erhöhte Schwermetallgehalte in der (oberirdischen) Trockensubstanz: bis zu 3.000 ppm Zn, immerhin noch 37 ppm Cd konnten an Proben von *Minuartia* gemessen werden. Die unterirdischen Pflanzenteile weisen (trotz sorgfältiger Reinigung, siehe Material & Methoden) noch wesentlich höhere Konzentrationen auf, so etwa Zinkgehalte bis 4000 und Bleiwerte bis zu 7000 ppm. Die hier vorgenommene ausführliche Untersuchung bestätigt also nachdrücklich die bereits früher (PUNZ et al. 1990) gewonnenen Erkenntnisse von einer *drastisch erhöhten Schwermetallbelastung* der Pflanzen im Haldengebiet des Schneeberg.

Inwieweit sind nun die Vegetationsverhältnisse auf den Halden auf die genannten Belastungen zurückzuführen? Denn die unterschiedliche floristische Ausstattung von Rasen und Haldengebiet ist bereits an Hand der bisherigen Beobachtungen deutlich erkennbar. Während am Hang („Rasen“) die Artengarnitur von Silikatrasen zu beobachten ist, findet sich auf den Halden eine extrem reduzierte Flora mit der bereits früher (PUNZ et al., 1990) beschriebenen Ausstattung, welche freilich ebenfalls Elemente von Silikatschuttfluren enthält: *Cerastium uniflorum*, *Silene*

rupestris, *Linaria alpina*, *Minuartia gerardii*, *Juncus trifidus*, *Poa minor*, *Saxifraga oppositifolia* sowie einige Moose und Flechten. Eine Verbindung zwischen beiden Standorten stellen lediglich *Cerastium uniflorum* und *Silene rupestris* her. Der Bereich des Elektrizitätswerks („EW“) kann jedoch nicht einfach als Übergang zwischen beiden Standorten angesehen werden. Das wird schon an den Daten den Boden betreffend deutlich: Im genannten Areal liegen die Kohlenstoffgehalte *zwischen* den Werten von Rasen und Halden; hinsichtlich der Stickstoffgehalte werden jedoch die Rasenwerte übertroffen, und bei den Schwermetallgehalten finden sich beim Elektrizitätswerk sehr hohe Werte, vergleichbar denjenigen auf den Halden. (Letztere sind vielleicht auf die – räumliche – Nähe zum Scheidplatz zurückzuführen, vgl. VOELCKEL, 1979, 1989.) Die hier vorkommenden Arten *Linaria alpina* und *Minuartia gerardii* schließen folgerichtig an die Haldenvegetation an; aber auch die anderen beobachteten Arten wie *Silene (vulgaris)*, *Euphrasia* und *Thymus* sind häufig auf Halden zu finden. Noch einmal also die Frage: ist die genannte floristische Ausstattung auf die Schwermetallbelastung zurückzuführen? Finden sich also Hinweise, daß die genannte Artengarnitur charakteristisch für Haldenpflanzen ist, oder zumindest eine – sozusagen – *negative* Auslese der Schuttvegetation darstellt? Diese Frage kann vorsichtig bejaht werden. Bei der statistischen Auswertung von Haldenpflanzen im Ostalpenraum (PUNZ, 1992; ORASCHE, 1993) gehören *Silene vulgaris*, *Minuartia gerardii*, *Poa alpina*, *Thymus praecox*, *Silene rupestris* und *Euphrasia*-Arten zu den 20 am häufigsten vorkommenden Arten, welche offensichtlich befähigt sind, neben den extremen kleinklimatischen Bedingungen auf dem offenen, häufig nährstoffarmen Haldensubstrat auch noch die überhöhten Schwermetallkonzentrationen zu ertragen.

Auf welche Weise läßt sich nun dieses „Ertragen“ von Schwermetallen verstehen? Können wir etwas über die Resistenzstrategie der vorkommenden Pflanzenarten aussagen, welche sie dazu befähigt, ihr Überleben auf Böden mit derartigen Schwermetallkonzentrationen zu gewährleisten? Einen Hinweis darauf vermag uns die Analyse der Schwermetallionen im Hinblick auf deren Verteilung im Pflanzenkörper zu liefern. Es ist bekannt, daß manche Pflanzen Schwermetalle im Wurzelraum zurückhalten können (sogenannte *excluder*, vgl. BAKER, 1981, 1987), was sich in einer shoot/root ratio < 1 manifestiert, während andere eher eine Anreicherung in oberirdischen Pflanzenteilen beobachten lassen (*accumulator*; shoot/root ratio > 1). Die genannte Klassifikation gilt hier in erster Linie für das Zink, da dieses einerseits die höchsten Bodenkonzentrationen aufweist, andererseits als Mikronährstoff von der Pflanze jedenfalls aufgenommen werden muß (das Vorhandensein entsprechender Ionenpumpen kann als gesichert gelten; auf dem gleichen Weg dürfte auch das Cd von der Pflanze aufgenommen werden). Blei dagegen wird von der Pflanze niemals in nennenswertem Ausmaß in oberirdische Organe transportiert. Zu der Gruppe der *excluder* zählen nun jedenfalls *Linaria alpina* und wohl auch *Cerastium uniflorum*, während *Minuartia gerardii* prinzipiell dem *accumulator*-Typ zuzuordnen sein wird (PUNZ,

SIEGHARDT & KÖRBER, 1992; PUNZ et al., 1990). *Silene vulgaris* und *rupestris* werden von PUNZ & SIEGHARDT (1993) in eine *intermediate group* gestellt.

Während PUNZ & SCHINNINGER (1993, 1994) in einer Zusammenstellung für den *südöstlichen Alpenraum* die vorangestellte Klassifikation bestätigen und sogar an Hand weiterer Beispiele eine familienweise Zuordnung beobachten konnten (Brassicaceen: *accumulator*, Scrophulariaceae: *excluder*), läßt sich eine vergleichbar deutliche Tendenz bei den bisher gewonnenen Ergebnissen aus dem Mittleren Alpenraum nicht ableiten (PUNZ et al., 1994b). Immerhin wird die oben vorgestellte Gruppierung der Haldenpflanzen auch durch zellphysiologische Ergebnisse (Zusammenstellung bei PUNZ & KÖRBER, 1993) gestützt: während *Minuartia* als *accumulator* das Zink in die oberirdischen Organe aufnimmt und damit „gezwungen“ sein könnte, eine erhöhte protoplasmatische Schwermetallresistenz oder vielmehr -toleranz auszubilden, hält *Linaria* als *excluder* die Schwermetalle im Wurzelraum zurück und „erspart“ sich damit den – energieintensiven – Resistenzaufbau in den oberirdischen Organen. Zumindest relativiert wird dieses Bild freilich von den gemessenen Absolutwerten, welche die genannten Unterschiede wesentlich weniger deutlich hervortreten lassen. Die hohen Resistenzwerte für *Silene rupestris* entsprächen wiederum vergleichbaren Beobachtungen von anderen Silikatstandorten, wo die genannte Pflanze auf schwermetallhaltigen Böden als Bestandteil des artenarmen *Sileno rupestris*-Asplenietum septentrionalis auftritt (MUCINA, 1993) und ebenfalls eine hohe protoplasmatische Zinktoleranz aufweist (PUNZ & KÖRBER, 1993; PUNZ et al., 1994a). Wenn mit den besprochenen Beobachtungen nun auch eindrücklich dokumentiert wird, daß verschiedene Pflanzen unterschiedliche Resistenzstrategien verfolgen, so kann freilich auf Grund der vorliegenden Resultate allein noch keinesfalls ein befriedigendes Gesamtbild der pflanzlichen Schwermetallresistenz abgeleitet werden.

Die auf den Halden gefundenen Tiere weisen teilweise Metallkonzentrationen auf, welche beträchtlich über denjenigen unbelasteter Standorte liegen (vgl. auch VOGEL, 1988; GINTENREITER, 1990; GINTENREITER & VOGEL, 1990; PUNZ et al., 1994a, b). Ein unmittelbarer Rückschluß auf eine tatsächliche physiologische Belastung der Tiere oder, mit anderen Worten, auf die ökotoxikologische Relevanz der festgestellten Werte ist jedoch nur schwer möglich. Einerseits kann grundsätzlich bei älteren und größeren Haldengebieten mit der Ausbildung einer auch genetisch fixierten Schwermetalladaptation gerechnet werden (VAN CAPELLEVEEN, 1987; POSTHUMA & VAN STRAALEN, 1993). Andererseits liegen aber nur wenige Arbeiten vor, welche für eine ganz konkrete Gattung oder gar Art eine Korrelation zwischen Akkumulationsmuster im Tierkörper und nachweislicher Reaktion – also eine Aussage über eine toxische Grenzkonzentration – vorlegen (vgl. TYLER et al., 1989; POSTHUMA & VAN STRAALEN, 1993).

5. Literatur

- ANTONOVICS J., BRADSHAW A. D. & TURNER R. G., 1971: Heavy metal tolerance in plants. *Adv. Ecol. Res.* 7: 1–85.
- BAKER A. J. M., 1981: Accumulators and excluders – strategies in the response of plants to heavy metals. *J. Plant Nutrition* 3: 643–654.
- BAKER A. J. M., 1987: Metal tolerance. *New Phytologist* 106: 93–111.
- Bergbau am Schneeberg 1993. *Der Schlern* 67(5): 1–403.
- CLAUZADE G. & ROUX C., 1985: Likenoi de okzidenta Europo. *Soc. bot. Centre-Ouest, N. S.* 7: 1–893.
- EHRENDORFER F., 1973: Liste der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. Fischer Stuttgart.
- ENGLMAIER P., 1987: Carbohydrate mechanism of salt-tolerant fructan grasses as exemplified with *Puccinellia peisonis*. *Biochem. Physiol. Pflanzen* 182: 165–182.
- ERNST W., 1974: Schwermetallvegetation der Erde. Fischer Stuttgart.
- EXEL R., 1980: Die Mineralien Tirols I. Südtirol und Trentino. Athesia Bozen.
- FINCK A., 1982: Pflanzenernährung in Stichworten. Hirt Kiel.
- FRAHM J. P. & FREY W., 1983: Moosflora. Ulmer Stuttgart.
- GINTENREITER S. & VOGEL W., 1990: Zur Schwermetallbelastung haldenbewohnender Arthropoden im Mittleren Alpenraum. In PUNZ W., KOVACS G., MAUTHNER G., SAPELZA W., ULRICH S. M., WIELÄNDER B. & WIESHOFFER I.: Zur Ökologie und Ökophysiologie der Vegetation im Bereich des Bergbaugebietes St. Martin am Schneeberg im Passeier. *Der Schlern* 64: 508–509.
- GINTENREITER S., 1990: Die Schwermetallbelastung von Arthropoden verschiedener Haldenstandorte (Tirol–Lombardei). In PUNZ, W.: Experimentell-ökologischer Freilandkurs – Protokoll. Inst. f. Pflanzenphysiologie der Univ. Wien.
- GLATER R. A. & HERNANDEZ L., 1972: Lead detection in living plant tissue using a new histochemical method. *J. Air Pollut. Control Assoc.* 22: 463–467.
- HERRMANN A. G. & KNAKE D., 1973: Coulometrische Kohlenstoffbestimmung in Gesteinen. *Z. Analyt. Chemie* 266: 196–201.
- KINZEL H. (ed.) 1982: Pflanzenökologie und Mineralstoffwechsel. E. Ulmer, Stuttgart.
- KÖRBER-ULRICH S. M., in pr.: Resistenzphysiologische Untersuchungen an Schwermetall-, Serpentin- und Normalpopulationen von *Silene vulgaris* (MOENCH) GARCKE im österreichischen und italienischen Ostalpenraum. Diss. Univ. Wien.
- KRAUSE W., 1958: Andere Bodenspezialisten. In: RUHLAND W. (ed.), *Handbuch der Pflanzenphysiologie IV*, Springer Berlin: 755–806.
- KUNTSCHER H., 1990: Südtirol – Bergwerke Höhlen Heilquellen. Steiger Verlag Berwang (Tirol).
- LINSTOW O. v., 1929: Bodenanzeigende Pflanzen. *Abh. Preuß. Geol. Landes A*, N. F. 114.
- LÖTSCHERT W., 1969: Pflanzen an Grenzstandorten. Fischer Stuttgart.
- MUCINA L., 1993: *Asplenietea trichomanis*. In: GRABHERR G. & MUCINA L. (eds.) *Die Pflanzengesellschaften Österreichs II. Natürliche waldfreie Vegetation*. Fischer Jena: 241–272.
- ORASCHE I. Chr., 1993: Schwermetallstandorte im Ostalpenraum und ihre Vegetation. Diplomarbeit Univ. Wien.

- POSTHUMA L. & VAN STRAALLEN N. M., 1993: Heavy metal adaptation in terrestrial vertebrates: A review of occurrence, genetics, physiology and ecological consequences. *Comp. Biochem. Physiol.* 106C: 11–38.
- PREER J. R. & MURCHISON G. B. Jr., 1986: A simplified method for detection of lead contamination of soil. *Environ. Pollut. B* 12: 1–13.
- PUNZ W., 1988: Standorte von Schwermetallvegetation in Österreich. *Symp. Synanthropic Flora & Vegetation V (Martin/CSSR)*: 209–219.
- PUNZ W., 1991: Zur Flora und Vegetation über schwermetallhaltigem Substrat im Ostalpenraum – Eine Übersicht. *Verh. Zool.-Bot. Ges. Österreich* 128: 1–18.
- PUNZ W., 1992: Schwermetallstandorte im Ostalpenraum und ihre Vegetation. *Ber. naturw.-med. Ver. Innsbruck* 79: 67–80.
- PUNZ W. & KÖRBER-ULRICH S. M., 1993: Resistenzökologische Befunde von Pflanzen an Schwermetallstandorten im Ostalpenraum. *Verh. Zool.-Bot. Ges. Österreich* 130, 201–224.
- PUNZ W. & SCHINNINGER R., 1993: Metallophytes in the South Eastern Alps – occurrence and resistance strategies. 1st Slovenian Symposium on Plant Physiology (Gozd). *Povzeti/Abstracts SP* 7.
- PUNZ W. & SCHINNINGER R., 1994: Metallophytes in the South Eastern Alps. *Acta pharmaceutica*, in press.
- PUNZ W. & SIEGHARDT H., 1993: The response of roots of herbaceous plant species to heavy metals. *Env. Exp. Bot* 33: 85–98.
- PUNZ W. & WIESHOFFER I., 1989: Experimentell-ökologischer Freilandkurs (MAIER/PUNZ) – Protokoll. *Inst. f. Pflanzenphysiologie Univ. Wien*.
- PUNZ W., SCHINNINGER R. & ENGENHART M., 1990: Floristische Bearbeitungen von Schwermetallstandorten in der Steiermark – Eine Übersicht. *Mitt. naturw. Ver. Steiermark* 120: 291–297.
- PUNZ W., SIEGHARDT H. & KÖRBER S. M., 1992: Some properties of roots growing on heavy metal containing substrata. Root ecology and its practical application (KUTSCHERA L., HÜBL E., LICHTENEGGER E., PERSSON H., SOBOTIK M., eds.). *Verein f. Wurzelforschung Klagenfurt*: 233–236.
- PUNZ W., KOVACS G., MAUTHNER G., SAPELZA W., ULRICH S. M., WIELÄNDER B. & WIESHOFFER I., 1990: Zur Ökologie und Ökophysiologie der Vegetation im Bereich des Bergbaugebietes St. Martin am Schneeberg im Passeier. *Der Schlern* 64: 480–515.
- PUNZ W., ENGENHART M., KÖRBER-ULRICH S. M., KOVACS G., PUNZ-GUSCHLBAUER U., THONKE A., WIELÄNDER B. & WIESHOFFER I., 1994a: Pflanzen auf Schwermetallhalden im Ostalpenraum – Neue Befunde. *Sitzgsber. ÖAW, Math.-naturw. Kl. I*, 200: 1–16.
- PUNZ W., KÖRBER-ULRICH S. M., KOVACS G., THONKE A., WIELÄNDER B. & WIESHOFFER I., 1994b: Schwermetallstandorte im Mittleren Alpenraum – Neue Befunde. *Verh. Zool.-Bot. Ges.* 131, in press.
- SCHLEE D., 1986: *Ökologische Biochemie*. Springer Berlin.
- SHAW, J. (ed.) 1990: *Evolutionary aspects of heavy metal tolerance in plants*. CRC Press Boca Raton.
- SIEGHARDT H., 1984: Eine anatomisch-histochemische Studie zur Bleiverteilung in Primärwurzeln von *Pisum sativum* L. *Mikroskopie* 41: 125–133.

- TYLER G., BALSBERG-PAHLSSON M., BENGTSSON M., BAATH E. & TRANVIK L., 1989: Heavy metal ecology of terrestrial plants, microorganisms and invertebrates. *Water Air & Soil Pollution* 47: 189–215.
- VAN CAPELLEVEEN E., 1987: Ecotoxicity of heavy metals for terrestrial isopods. Free University Press Amsterdam.
- VOELCKEL H. M., 1978: Chronik vom Schneeberg. Südtirol-Verlag, Innsbruck–München.
- VOELCKEL H. M., 1989: Schneeberg – 800 Jahre Bergbau zwischen Ridnaun und Passeier. Ratschings und Moos in Passeier.
- VOGEL W., 1988: Über die Schwermetallbelastung der Makrofauna von Abraumhalden. In PUNZ, W.: Experimentell-ökologischer Freilandkurs – Protokoll. Inst. f. Pflanzenphysiologie der Univ. Wien.
- WOOLHOUSE H. W., 1983: Toxicity and tolerance in the response of plants to metals. In LANGE O. L., NOBEL P. S., OSMOND C. B. & ZIEGLER H. (eds.) *Encyclopedia of plant physiology*, n. s. 12 C: 245–300.
- ZECHMEISTER H. & PUNZ W., 1990: Zum Vorkommen von Moosen auf schwermetallreichen Substraten, insbesondere Bergwerkshalden, im Ostalpenraum. *Verh. Zool. Bot. Ges.* 127: 95–105.

Wir danken

Mag. GERHARD HERTENBERGER für Analyse der Aminosäuren und Organischen Säuren.

Mag. SUSI GINTENREITER für Aufschluß und Analyse der Schwermetallproben sowie Bestimmung der zoologischen Proben.

Dr. LUISE EHRENDORFER-SCHRATT und Univ.-Prof. Dr. ROMAN TÜRK für einzelne Pflanzenbestimmungen.

Herrn Univ.-Prof. Dr. KARL BURIAN.