

# **Schwermetalle in der Vegetation eines historischen Bergbaugesbietes im semiariden Südwesten der USA**

## **Erste Ergebnisse aus einem alten Bergbaugesbiet in den Cerbat Mountains östlich von Chloride (Mohave County, Arizona)**

von

ULRIKE RÖSNER

mit 9 Abbildungen und 3 Tabellen

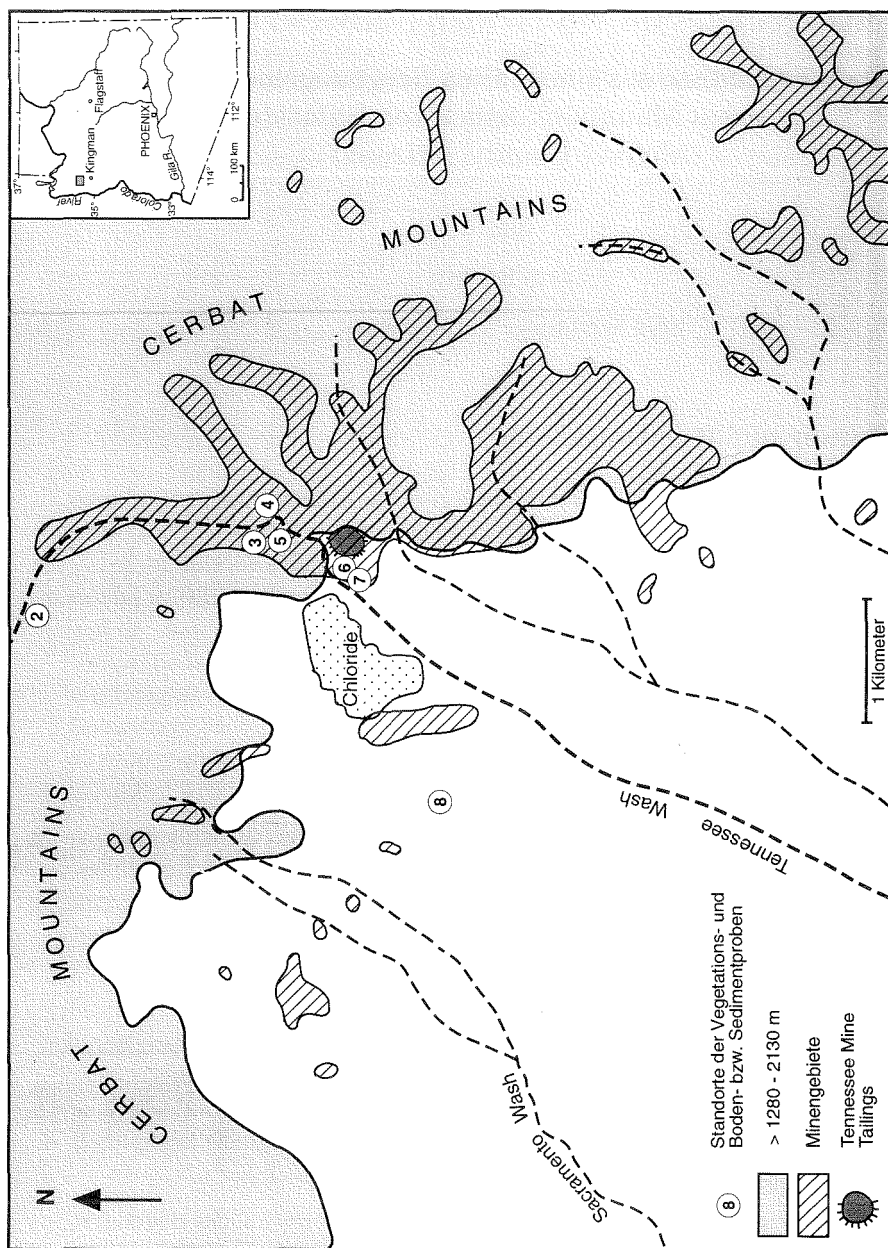
### **1 Einleitung und Problemstellung**

Seit der zweiten Hälfte des 19. Jahrhunderts erlebte Arizona eine wechselvolle Geschichte des Aufschwungs und Niedergangs im Erzbergbau (DINGS 1951, MALACH 1977, WOZNICKI 1987). In den Cerbat Mountains östlich von Chloride (Abb. 1) herrschten besonders rege bergbauliche Aktivitäten, die in den späten 1860er Jahren begannen. Anfangs wurde nur nach Gold und Silber geschürft, bis dann ab der Jahrhundertwende die Produktion von Blei, Zink und Kupfer profitabler wurde (DINGS 1951: Tab. 1). Gegen Ende der vierziger Jahre waren jedoch die meisten Minen aus überwiegend wirtschaftlichen Gründen endgültig aufgegeben worden und Dutzende von Abraumhalden und Erzschlammhalden („*tailings*“) blieben achtlos in den Bergen zurück.

Einige Minen, wie beispielsweise die Tennessee Mine direkt östlich von Chloride, betrieben eigene Erzmühlen und lösten auch die Metalle in offenen Becken mit Säuren (Arsensäure, Schwefelsäure, später auch Zyanid) aus dem gemahlene Gestein. Der anfallende Erzschlamm wurde fluvial auf eigens dazu abgegrenzten Flächen zur Akkumulation gebracht. Diese *tailings* unterliegen heute ungehindert der Erosion.

Die meist hoch mit Schwermetallen belasteten Überreste des ehemaligen Bergbaus stellen in allen Klimaregionen eine potentielle Gefahr für Grund- und Oberflächengewässer sowie für Böden und Pflanzen dar (HARRIS et al. 1987, MARCUS 1987, GRAF et al. 1991, SCHMIDT et al. 1992, HILLER 1994, HYDE 1994, 1995, RÖSNER 1995, 1997, 1998 und andere).

Da die Belastung von Grund- und Oberflächengewässern sowie der Böden erst kürzlich ausführlich behandelt wurden (HYDE 1994, RÖSNER 1995, 1997, 1998), beschränkt sich der vorliegende Beitrag auf erste Ergebnisse zur Schwermetallkonzentration der Pflanzen. Ausgangspunkt der Untersuchung war die Frage nach



U. Rösner 1996

Abb 1: Minengebiet in den Cerbat Mountains östlich von Chloride und die im Text erwähnten Probenstandorte (Ausnahme: Standort 1 liegt außerhalb des Kartenausschnittes)

der räumlichen Verbreitung der Belastung, ihrer Intensität und ihrer artspezifischen Unterschiede sowie nach den Faktoren, von denen die Schwermetallaufnahme der Pflanzen in dieser semiariden Region abhängt.

## 2 Das Arbeitsgebiet

Die Cerbat Mountains – Teil der Basin and Range Province im Südwesten der USA – sind überwiegend aus präkambrischen Graniten, Gneisen und Schiefem aufgebaut, die von jüngeren, erzhaltigen Gangfüllungen durchzogen werden (THOMAS 1953). Ihre Höhen reichen von etwa 1 280 m am Fuß der Berge bis auf knapp über 2 130 m.

Die Monatsmitteltemperaturen liegen bei 6 °C im Januar und bei 28 °C im Juli. Die durchschnittlichen Jahresniederschläge betragen 150-260 mm am Fuß der Berge bzw. ca. 350 mm in Höhen über 1 280 m und sind mit einer hohen interannuellen Niederschlagsvariabilität von >24 % gekoppelt (RICHMOND & RICHARDSON 1974, SELLERS & HILL 1974, BLM 1978, WRCC 1996); der Regen fällt hauptsächlich zwischen Dezember und März. Der klimatischen Höhendifferenzierung entsprechend ist die Wasserführung der Gerinne in den oberen Lagen der Cerbat Mountains periodisch, während der Abfluß in geringeren Höhen nur episodisch erfolgt.

Die Böden weisen in der Regel eine sandig-lehmige Körnung auf, sind skelettreich und von einem *desert pavement* (Steinpflaster) aus Grus und Steinen bedeckt. Großflächige Rodungen der ursprünglichen lichten Pinyon-Juniper-Wälder der größeren Höhen zur Gewinnung von Grubenholz und Holzkohle führten zu starker Erosion, so daß in den Hanglagen flachgründige Lithic Leptosols dominieren. Lediglich auf schwach geneigten Hängen sind noch Chromic Cambisols oder sogar Luvisols erhalten.

Die flachen Pedimente am Westrand der Cerbat Mountains (unter 1 280 m) sind von einer schütterten Vegetation aus niederen Sträuchern (Flat-top Buckwheat Brush = *Eriogonum fasciculatum*, Paperdaisy = *Psilostrophe cooperi*, Snakeweed = *Gutierrezia sarothrae*, einem typischen Überweidungsanzeiger [BOWERS 1993: 100] u.a.) und einer lockeren Krautschicht aus Gräsern (Foxtail = *Bromus sp.*, Sacaton = *Trachypogon sp.*, Grama Grass = *Bouteloua sp.* u.a.) überzogen (Abb. 2). Weitständig vertreten sind höhere Sträucher (Catclaw = *Acacia greggii*, Creosote Bush = *Larrea tridentata* und Scrub Oak = *Quercus turbinella*) sowie verschiedene Yucca Arten (Mohave Yucca = *Yucca schidigera*, Banana Yucca = *Yucca baccata*) und Cholla Kakteen (*Opuntia spp.*). Der Gesamtdeckungsgrad liegt bei etwa 20 %.

Auf einem Flugsand- und Nebkafeld direkt vor den Tennessee Mine *tailings* (Standort 6) erreicht der Gesamtdeckungsgrad nur 10 %. Gräser fehlen fast vollständig, nur *Yucca baccata*, Burrobrush (*Hymenoclea salsola*), *Psilostrophe cooperi*, *Eriogonum fasciculatum* und einzelne Exemplare von *Quercus turbinella* können offenbar überleben (Abb. 3).



Abb. 2: Pediment am Westrand der Cerbat Mountains mit schütterer Zwergstrauchvegetation (überwiegend *Gutierrezia sarothrae*) und vereinzelt höheren Sträuchern (hier: *Quercus turbinella* im Hintergrund). Aufnahme: April 1996

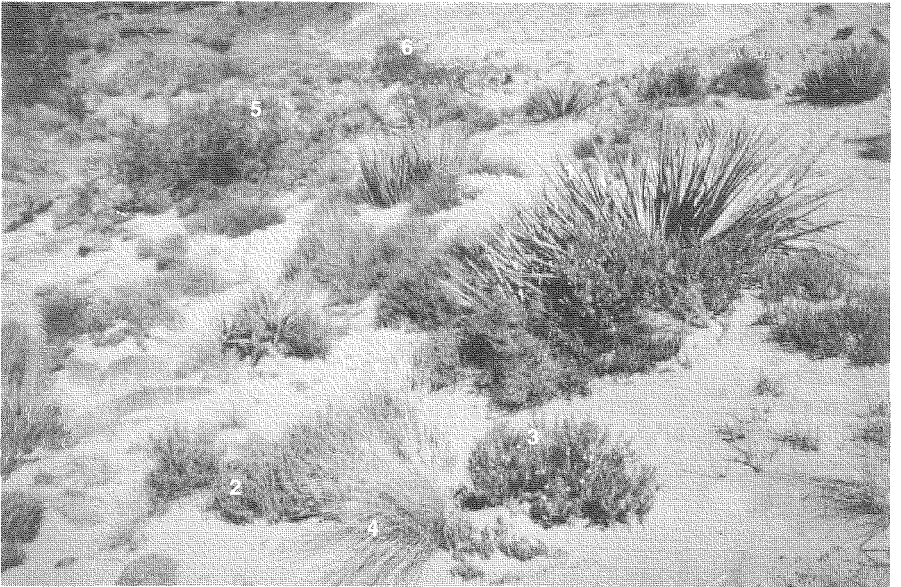


Abb. 3: Flugsand und Nebkafeld (Standort 6) vor den Tennessee Mine tailings mit *Yucca baccata* (1), *Eriogonum fasciculatum* (2), *Psilostrophe cooperi* (3), Gräsern (4), *Acacia greggii* (5) und *Quercus turbinella* (6). Aufnahme: September 1995



Abb. 4: Tennessee Canyon mit *Yuccas*, Zwergsträuchern und *Juniperus osteosperma*. Links im Bild sind Halden und tailings der Schuylkill Mine zu sehen. Markiert sind die Standorte 3 und 5; Standort 4 liegt auf der Talsohle 50 m östlich davon (von Hangfuß und Büschen verdeckt). Aufnahme: März 1995

An den unteren Hängen der Täler in den Cerbat Mountains (ab 1280 m) herrschen noch niedere Sträucher vor (*Eriogonum fasciculatum*, *Psilostrophe cooperi* u. a.). *Quercus turbinella* wird hier subdominant; sie tritt in Gesellschaft mit Mountain Mahogany (*Cercocarpus spp.*) und niederen Exemplaren der Utah Juniper (*Juniperus osteosperma*) auf. Der Deckungsgrad beträgt im Umfeld der Minen und Halden knapp 20 %, abseits davon etwa 30 % bis 40 % (Abb. 4).

Mit zunehmender Höhe (über 1500 m) vollzieht sich der Wandel zur Chaparral Vegetation: Höhere Sträucher (*Quercus turbinella*, *Cercocarpus spp.*, Silktassel = *Garrya sp.* und Manzanita = *Arctostaphylos sp.*) dominieren über einem Unterwuchs aus Zwergsträuchern (*Eriogonum fasciculatum*, *Psilostrophe cooperi* u. a.). Über 1650 m treten in der noch dominanten Chaparral Gesellschaft zunehmend Singleleaf Pinyon (*Pinus monophylla*) sowie größere Exemplare von *Juniperus osteosperma* auf; sie deuten den Übergang zum anschließenden Pinyon-Juniper Woodland an.

### 3 Material und Methoden

Im September 1995 wurden an acht Standorten Vegetations- sowie Boden- bzw. Sedimentproben genommen (vgl. Abb. 1 und Tab. 1). Die Proben von der Westseite

Tabelle 1: Beschreibung der Probenstandorte

Nr.	m üb. NN	Exp.	Standort	Vegetation	Probennahme
1	1320	NW	Stark geneigter Mittelhang auf der W-Seite der n. Cerbat Mts. (ca. 12 km nw. des Minengebietes von Chloride); Lithic Leptosols über verwittertem, präkambrischem Granit.	Schütterer Vegetation aus Zwergsträuchern ( <i>Eriogonum fasciculatum</i> , <i>Gutierrezia sarothrae</i> ), niedrigen Yuccas und Opuntien; <i>Quercus turbinella</i> am Rand der Washes; Deckungsgrad ca. 25 %.	Sedimentprobe und Vegetationsproben wurden direkt am Rand eines schmalen Washbettes genommen.
2	1390	NE bzw. SW (Talhänge)	Enge Talsohle des Tennessee Wash, von stark geneigten Talhängen begrenzt, ca. 400 m oberhalb des Hauptminengebietes im Tennessee Canyon; Lithic Leptosols über verwittertem, präkambrischem Granit.	Lückige Vegetation aus Zwergsträuchern ( <i>Eriogonum fasciculatum</i> , <i>Gutierrezia sarothrae</i> , <i>Psilostrophe cooperi</i> ); subdominant sind <i>Quercus turbinella</i> und <i>Juniperus osteosperma</i> ; Deckungsgrad ca. 40 %.	Sedimentprobe und Vegetationsproben direkt am Rand des Washbettes.
3	1320	ENE	Mittel geneigter Hang, 150 m w. des Tennessee Wash; Lithic Leptosols über verwittertem, präkambrischem Granit.	Lückige Vegetation aus Zwergsträuchern ( <i>Eriogonum fasciculatum</i> , <i>Gutierrezia sarothrae</i> , <i>Psilostrophe cooperi</i> ) und niedrigen Yuccas; untergeordnet <i>Quercus turbinella</i> und <i>Juniperus osteosperma</i> ; Deckungsgrad ca. 30 %.	Bodenprobe und Vegetationsproben wurden am Hang in der Mitte zwischen den 50 m voneinander entfernten Schutthalden der Schuykill und der Elkhart Mine genommen.
4	1280	E bzw. NNW (Talhänge)	Talsole des Tennessee Wash kurz vor dem Talausgang, von sehr stark geneigten Talhängen begrenzt.	Vegetation wie bei Standort 3, jedoch höherer <i>Quercus turbinella</i> -Anteil; Deckungsgrad ca. 40 %.	Sedimentprobe und Vegetationsproben wurden direkt am Rand des Washbettes genommen.
5	1285	E	Sehr feinkörnige, aber noch steinige <i>tailings</i> der Schuykill Mine; knapp 50 m westlich von Standort 4 gelegen.	Vegetationsfrei bis auf <i>Quercus turbinella</i> -Exemplar und zwei bis drei <i>Eriogonum fasciculatum</i> -Sträucher; Gräser nur vereinzelt am Rand der <i>tailings</i> .	Sedimentprobe und Vegetationsproben wurden direkt auf den <i>tailings</i> genommen.
6	1265	W	Flugsand- und Nebkafeld auf sehr schwach geneigtem Hang direkt w. vor den Tennessee Mine <i>tailings</i> .	Vereinzelt <i>Yucca baccata</i> , <i>Hymenoclea salsola</i> , <i>Eriogonum fasciculatum</i> , sehr selten Gräser; Deckungsgrad ca. 10 %.	Sedimentprobe wurde von einer Nebka, Vegetationsproben direkt daneben auf dem Flugsandfeld genommen, ca. 20 m vor den <i>tailings</i> .
7	1250	W	Entwässerungsgerinne der Tennessee Mine <i>tailings</i> auf schwach geneigtem Hang, 150 m w. der <i>tailings</i> ; Lithic Leptosols über verwittertem Granit, sehr geringer äolischer Sedimenteinfluß auf Oberflächenboden.	Lückige Vegetation aus Zwergsträuchern (wie bei Standort 3), niedrigen Yuccas, <i>Juniperus osteosperma</i> , <i>Acacia greggii</i> und - in der Nähe der Gerinne - <i>Quercus turbinella</i> , Deckungsgrad ca. 30 %.	Sedimentprobe und Vegetationsproben wurden direkt am Rand des Entwässerungsgrinnes genommen.
8	1180	SW	Sehr schwach geneigter mittlerer Pedimentabschnitt, von SW-orientierten Gerinnen zerschnitten; Lithic Leptosols über verwittertem Granit.	Schütterer Zwergstrauchvegetation mit überwiegend <i>Gutierrezia sarothrae</i> und subdominant <i>Eriogonum fasciculatum</i> , in den Gerinneinschnitten einige - <i>Quercus turbinella</i> -Sträucher; Deckungsgrad ca. 20 %.	Bodenprobe sowie Proben von Gräsern und <i>Eriogonum fasciculatum</i> direkt auf dem Pediment genommen, Probe von <i>Quercus turbinella</i> ca. 15 m daneben in einem Gerinneinschnitt.

der nördlichen Cerbat Mountains (Standort 1) dienten als Hintergrundwerte aus einem vom Bergbau nicht beeinträchtigten Gebiet (Standort 1 liegt außerhalb des in Abb.1 dargestellten engeren Arbeitsgebietes).

An jedem Standort wurde eine Bodenprobe aus 2,5-7,5 cm Tiefe genommen sowie drei verschiedene Vegetationsproben (vgl. Abb. 3 und 4). Die ausgewählten Pflanzen (*Eriogonum fasciculatum*, Gräser und *Quercus turbinella*) sollten einerseits dominante Arten erfassen, andererseits aber auch die üblichen Weidepflanzen

repräsentieren; denn das Gebiet wird noch heute extensiv als Rinderweideland genutzt. Von den Rindern werden die ausgewählten Arten normalerweise in der Reihenfolge Gräser > *Eriogonum fasciculatum* > *Quercus turbinella* bevorzugt (mündl. Mitteil. DAN BISHOP, ehemaliger Rancher, Chloride). Weil die Weidetiere Blätter und Sproßspitzen gleichermaßen aufnehmen, wurden für eine Probe beide Pflanzenteile verwendet; wenn daher im folgenden von „Blättern“ die Rede ist, dann sind immer Blätter *und* Sproßspitzen gemeint.

Im März 1996 wurden an den Standorten 5 und 6 noch einmal Blatt- und Sproßspitzenproben gesammelt. Gleichzeitig wurden damals auch Wurzelproben ausgegraben (bis 20 cm u.Fl.), um den Schwermetalltransfer von unterirdischen zu oberirdischen Pflanzenteilen überprüfen zu können (Proben V 5.2 bzw. V 6.2).

Alle Proben wurden bei MC KENZIE Laboratories, einem offiziell von der EPA (Environmental Protection Agency) anerkanntem Labor für Umweltanalytik in Phoenix, Arizona, auf Arsen, Cadmium, Chrom, Kupfer, Quecksilber, Nickel, Blei und Zink untersucht, die Bodenproben zusätzlich auf Eisen und Mangan. Die Vegetationsproben wurden gewaschen, bei 60 °C getrocknet und gemahlen. 1 g des Mahlgutes wurde verascht und die Asche anschließend mit Salzsäure extrahiert (MC KENZIE 1992). Ein Teil der Vegetationsproben V 4 und V 5 wurde zusätzlich im ungewaschenen Zustand aufbereitet, um die Auflage schwermetallhaltigen Staubes auf den Pflanzen abschätzen zu können. Von den Bodenproben wurden 2 g gemahlene Feinerde mit konzentrierter Salpetersäure und 30 %igem Wasserstoffperoxid aufgeschlossen und anschließend mit verdünnter Salzsäure versetzt.

Mit Ausnahme des Quecksilbers erfolgte die Bestimmung der Schwermetalle mittels ICP-AES. Quecksilber wurde über die AAS nach der Kaltdampfmethode nach Reduktion mit  $\text{SnCl}_2$  analysiert. Da die Nachweisgrenzen bei der Analyse mit ICP-AES zum Teil über den Grenz- bzw. Orientierungswerten (s.u.) lagen, kam bei den später bearbeiteten Vegetationsproben V 5.2 und V 6.2 die Graphitrohrtechnik zum Einsatz, um auch niedrigere Konzentrationen erfassen zu können. Zur Qualitätskontrolle wurde für jeden Probensatz (Vegetationsproben, Bodenproben) eine Probe vollständig wiederholt. Alle angegebenen Schwermetallkonzentrationen stellen den Durchschnitt dreier Meßwerte dar.

Des weiteren wurden im Labor des Instituts für Geographie in Erlangen für alle Bodenproben Korngrößenverteilung (Naßsiebung und Pipettanalyse nach KÖHN),  $\text{CaCO}_3$  (mit SCHEIBLER-Apparatur), pH-Wert (elektrometrisch in  $\text{H}_2\text{O}$  und  $\text{CaCl}_2$ ), elektrische Leitfähigkeit (konduktometrisch im 1:5-Extrakt) und organische Substanz (über den Glühverlust) bestimmt (vgl. KRETZSCHMAR 1994).

Als Beurteilungsgrundlage für die Schwermetallkonzentrationen der Böden dienten die Richtwerte der amerikanischen Groundwater Protection Guidance Levels (ADHS 1990) und die Grenzwerte der deutschen Klärschlammverordnung (1992). Für die Schwermetallkonzentrationen der Vegetation standen aus dem Untersuchungsgebiet keine Richtwerte zur Verfügung, so daß auf die von SAUERBECK (1989: 304)

ermittelten Normalgehalte und für das Pflanzenwachstum kritischen Gehalte zurückgegriffen werden mußte.

Auf Korrelationsberechnungen zur Überprüfung der Zusammenhänge zwischen Bodenparametern und Schwermetallgehalten in den Pflanzen mußte verzichtet werden, weil bei den Vegetationsproben zu viele Werte unter der Nachweisgrenze lagen.

## 4 Ergebnisse

### 4.1 Bodenparameter an den untersuchten Vegetationsstandorten

Die Mobilität der Schwermetalle im Boden und damit ihre Pflanzenverfügbarkeit ist von bestimmten Bodenparametern abhängig: Grundsätzlich gilt, je höher der Gehalt an Ton, an organischer Substanz und an Oxiden (v.a. Eisen- und Mangan-oxide) ist und je höher der pH-Wert liegt, desto stärker ist die Metalladsorption im Boden (BERGMANN 1989, HERMS 1989, SAUERBECK 1989, SCHACHTSCHABEL et al. 1992 u.a.). Die für das Untersuchungsgebiet ermittelten Bodenparameter sind in Tab. 2 aufgelistet.

Washbett-Sedimente (Standorte 1, 2, 4, 7) und Nebka-Sedimente (Standort 6) weisen Sandgehalte von weit über 90 % auf, während in den Oberflächenböden (Standorte 3 und 8) zwar auch die Sandfraktion dominiert, jedoch unter 70 % bleibt. Dagegen hebt sich das Sediment der *tailings* (Standort 5) mit einem Tongehalt von 28,3 % und einem mittleren Schluffanteil von 29,4% deutlich ab.

Die pH-Werte ( $H_2O$ ) der Hintergrundproben (Standorte 1 und 2) bewegen sich mit 8,5 bis 9 im für Trockengebiete typischen Rahmen. Proben aus dem näheren Einflußbereich der Minen (Standorte 3, 4, 6) zeigen etwas geringere Werte, die aber immer noch im alkalischen Bereich oder knapp darunter liegen. Im Gegensatz dazu belegen die niedrigen Werte der *tailings*-Sedimente und der Sedimente aus dem *tailings*-Abfluß (Standorte 5 bzw. 7: pH 2,4 bzw. 3) den unmittelbaren Zusammenhang zwischen Sedimentversauerung und früherer Erzlösung.

Der Gehalt an organischer Substanz ist erwartungsgemäß sehr gering. Da auf den Tennessee Mine-*tailings* keine Vegetation vorkommt, müssen die auffällig hohen Kohlenstoffanteile in den Sedimenten der *tailings* (Standort 5) bzw. des *tailings*-Abflusses (Standort 7) als Kohlenstoff interpretiert werden, der beim Glühen aus nicht-organischen Verbindungen freigesetzt wurde.

Die Böden sind carbonatfrei bis carbonatarm; trotzdem ist der Gesamtsalzgehalt sehr niedrig mit Ausnahme desjenigen der *tailings*-Sedimente (Standort 5) und der Sedimente aus dem *tailings*-Abflußgerinne (Standort 7).

Im engeren Einflußbereich der Minen (Standorte 3, 4, 5, 6, 7) nehmen alle Schwermetallkonzentrationen bezogen auf die Hintergrundwerte der Standorte 1 und



Tabelle 2: Bodenparameter an den Standorten 1 bis 8

Bodenparameter	Standorte							
	1	2	3	4	5	6	7	8
<b>Bodenchemische Parameter</b>								
pH (H <sub>2</sub> O)	8.5	9.0	7.4	6.8	2.4	7.9	3.0	7.4
pH (CaCl <sub>2</sub> )	7.6	7.9	6.5	5.9	2.4	7.5	3.1	6.3
C (org.) (in %)	0.9	0.7	2.1	0.9	5.2	0.4	4.9	1.2
EC (in µS/cm)	72.9	110.0	26.3	42.3	1910.0	88.0	1273.0	20.9
CaCO <sub>3</sub> (in %)	0.7	1.0	0.0	0.6	0.0	0.0	0.0	0.0
<b>Korngrößenverteilung in Gewichtsprozent</b>								
T (< 0.002)	1.6	2.7	10.4	3.7	28.3	2.0	3.6	7.2
fU (0.002-0.006)	0.9	1.2	4.3	0.1	10.9	0.2	0.5	2.5
mU (0.006-0.02)	2.0	0.9	5.9	1.0	9.1	0.7	0.7	5.7
gU (0.02-0.063)	4.4	4.7	10.5	1.2	9.4	0.6	3.2	17.4
U gesamt	7.3	6.8	20.7	2.3	29.4	1.5	4.4	25.6
fS (0.063-0.2)	18.6	23.9	21.0	31.0	14.1	27.6	57.4	16.9
mS (0.2-0.63)	39.4	49.0	22.9	50.9	14.4	68.6	33.5	22.6
gS (0.63-2.0)	33.1	17.6	25.1	12.1	13.9	0.3	1.0	27.7
S gesamt	91.1	90.5	68.9	94.0	42.3	96.5	92.0	67.2
<b>Schwermetalle in mg/kg [Grenzwerte: Klärschlammverordnung (1992) / GWPGs (ADHS 1990)]</b>								
As [20 / 5]	34.0	13.0	71.0	160.0	1700.0	1100.0	860.0	8.7
Cd [1.5 / 0.5]	< 0.125	< 0.125	1.9	2.1	5.9	41.0	5.4	< 1.2
Cr [100 / 10]	13.0	13.0	18.0	19.0	21.0	5.9	3.7	11.0
Cu [60 / 130]	2.5	< 12.0	1.8	50.0	420.0	160.0	110.0	4.3
Hg [1.0 / 0.2]	< 0.08	< 0.04	< 0.08	0.0	1.1	0.3	0.3	< 0.08
Ni [50 / 15]	10.0	< 12	12.0	16.0	< 12	< 12	19.0	8.3
Pb [100 / 2]	5.6	7.4	65.0	600.0	36000.0	1300.0	750.0	11.0
Zn [200 / 500]	34.0	41.0	320.0	570.0	3400.0	12000.0	2200.0	32.0
Fe [– / –]	13000.0	11000.0	33000.0	24000.0	99000.0	31000.0	72000.0	9500.0
Mn [– / –]	260.0	190.0	400.0	700.0	600.0	2800.0	460.0	200.0

2 zu (vgl. Tab. 2 und Abb. 7); vor allem Arsen, Blei und Zink überschreiten dabei beide Grenzwerte. Besonders hinzuweisen ist auf die hohen Eisenkonzentrationen, die für die Fixierung der Schwermetalle im Boden von Bedeutung sind (SCHACHTSCHABEL et al. 1992 u.a.) Auf den Pedimenten knapp 2,5 km südwestlich des Minengebietes (Standort 8) erreichen dann alle Schwermetalle wieder annähernd die Konzentrationen der Hintergrundproben, d.h. sie sind weder fluvial noch äolisch mit schwermetallhaltigen Sedimenten aus dem Minengebiet verunreinigt worden.

Als günstig für eine Immobilisierung der Schwermetalle in Böden und Sedimenten sind demnach die neutralen bis alkalischen pH-Werte und die hohen Eisengehalte hervorzuheben, während Körnung und organische Substanz kaum dazu beitragen können.

## 4.2 Schwermetallgehalte der Vegetationsproben

### 4.2.1 Schwermetallgehalte in Blättern und Sproßspitzen

Die **Chrom-, Nickel- und Quecksilberkonzentrationen** lagen in Blatt- und Wurzelproben ausnahmslos unter der jeweiligen Nachweisgrenze (Cr: < 2,5 mg/kg;

Tabelle 3: Schwermetallgehalte der Vegetationsproben an den Standorten 1 bis 8

Standort	Vegetation <sup>1)</sup>		Schwermetalle (in mg/kg)				
	Probe <sup>2)</sup>	Bemerkung	As	Cd	Cu	Pb	Zn
1	V 1 a		—	—	2.9	—	7.5
	V 1 b		—	—	—	—	8.1
	V 1 c		—	—	4.1	—	15.0
2	V 2 a		—	—	3.4	—	10.0
	V 2 b		—	—	—	—	14.0
	V 2 c		—	—	3.2	—	16.0
3	V 3 a		—	—	4.4	—	31.0
	V 3 b		—	—	—	—	23.0
	V 3 c		—	—	4.8	—	23.0
4	V 4 a		—	—	4.5	19.0	140.0
	V 4 b		—	—	6.1	12.0	310.0
	V 4 c		—	—	4.0	—	110.0
	V 4 a	ungewaschen	—	—	3.2	18.0	120.0
	V 4 b	ungewaschen	—	—	4.7	22.0	280.0
	V 4 c	ungewaschen	—	—	3.4	—	110.0
5	V 5 a		—	—	5.7	29.0	73.0
	V 5 b		—	—	3.2	10.0	220.0
	V 5 c		—	—	5.0	63.0	150.0
	V 5 a	ungewaschen	7.8	—	6.3	60.0	120.0
	V 5 b	ungewaschen	6.9	—	3.1	21.0	150.0
	V 5 c	ungewaschen	9.1	—	5.6	120.0	94.0
	V 5.2 a		23.0	1.3	15.0	140.0	160.0
	V 5.2 b		2.1	0.1	3.0	4.3	58.0
	V 5.2 c		3.4	0.2	7.1	24.0	190.0
	V 5.2 a	Wurzeln	4.1	1.8	11.0	94.0	180.0
	V 5.2 b	Wurzeln	9.5	0.6	5.8	50.0	71.0
V 5.2 c	Wurzeln	3.9	3.4	6.1	1700.0	280.0	
6	V 6 a		19.0	—	7.6	62.0	440.0
	V 6 b		7.7	—	2.6	18.0	190.0
	V 6 c		6.4	—	6.6	7.8	170.0
	V 6.2 a		48.0	1.5	8.7	80.0	420.0
	V 6.2 b		16.0	0.1	2.5	5.9	160.0
	V 6.2 c		6.5	0.2	6.6	10.0	180.0
	V 6.2 a	Wurzeln	5.0	1.7	3.8	7.2	520.0
	V 6.2 b	Wurzeln	46.0	2.6	5.6	38.0	350.0
V 6.2 c	Wurzeln	38.0	14.0	20.0	68.0	2100.0	
7	V 7 a		21.0	—	6.9	20.0	380.0
	V 7 b		—	—	—	—	63.0
	V 7 c		—	—	3.6	—	54.0
8	V 8 a		—	—	2.6	—	15.0
	V 8 b		—	—	—	—	7.4
	V 8 c		—	—	5.4	—	19.0
<b>Vergleichswerte (nach SAUERBECK 1989)</b>							
Normalgehalte in Pflanzen			0.1 - 1.0	0.05 - 0.2	2.0-12.0	0.1 - 5.0	15 - 100
Kritische Gehalte in Pflanzen			3.0 - 10.0	5.0 - 10.0	15.0 - 40.0	10.0 - 20.0	150-500

1) Blattproben, wenn nicht anders angegeben. Die Proben V 5.2 und V 6.2 wurden im März 1996 genommen, alle anderen im September 1995.

2) a = Flat-top buckwheat brush (*Eriogonum fasciculatum*); b = Foxtail grass und Sacaton grass (*Bromus* und *Trachypogon* sp.); c = Scrub oak (*Quercus turbinella*).

— Wert liegt unter der Nachweisgrenze (As, Pb: < 5.0; Cd, Cr, Cu, Ni: < 2.5; Hg: < 0.17).

Hg: < 0,17 mg/kg; Ni: < 2,5 mg/kg), weshalb auf ihre Darstellung in Tab. 3 verzichtet werden konnte. Weder **Cadmium** noch **Kupfer** erreichen in den Blattproben kritische Werte, obwohl ein Zusammenhang zwischen steigender Kupferkonzentration in den Pflanzen und zunehmender Nähe zu den alten *tailings* (Standorte 4 bis 7) mit ihren kontaminierten Sedimenten erkennbar ist (Abb. 7).

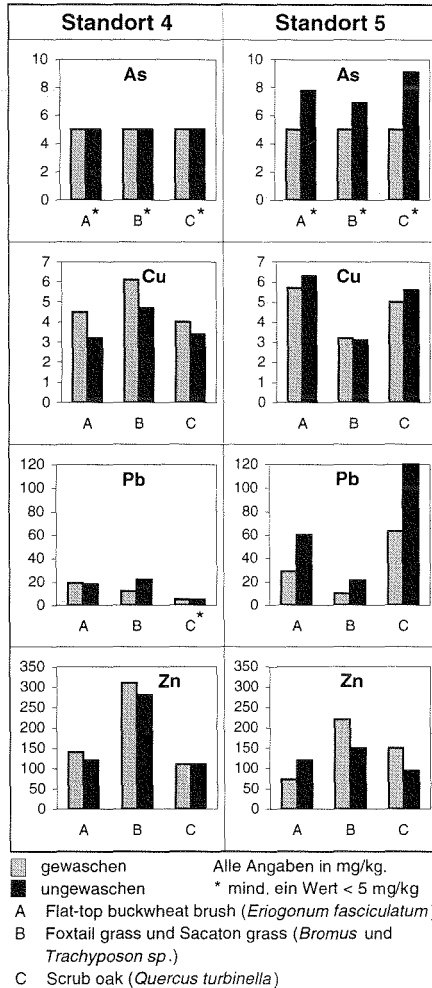
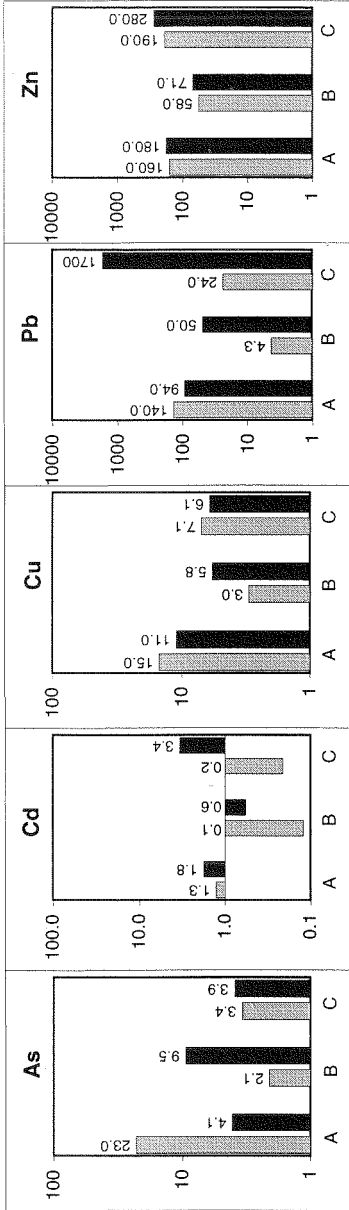
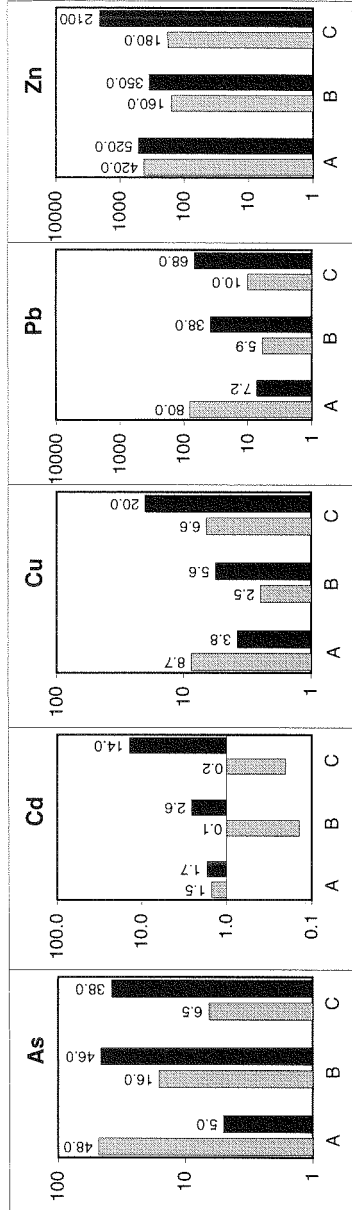


Abb. 5: Schwermetallgehalte gewaschener und ungewaschener Blattproben

Pflanzen auf den Schuylkill Mine tailings (Probe V 5.2)



Pflanzen auf dem Sandfeld direkt westlich der Tennessee Mine tailings (Probe V 6.2)



Blätter und Sproßspitzen  
 Wurzeln  
 (Angaben in mg/kg; auf eine Dezimalstelle gerundet)  
 A = Flat-top buckwheat brush (*Eriogonum fasciculatum*)  
 B = Foxtail grass and Sacaton grass (*Bromus* und *Trachypogon* sp.)  
 C = Scrub oak (*Quercus turbinella*)

Abb. 6: Schwermetallgehalte in Blättern und Wurzeln von *Eriogonum fasciculatum*, Gräsern und *Quercus turbinella*

Im Gegensatz dazu weisen die Arsen-, Blei- und Zinkgehalte auf eine lokale Beeinträchtigung des Pflanzenwachstums hin: Die **Arsenwerte** derjenigen Pflanzen, die auf kontaminierten *tailings*-Sedimenten wachsen (Standorte 5, 6 und 7), weisen meist phytotoxische Konzentrationen in den Blättern auf; speziell *Eriogonum fasciculatum* auf dem Sandfeld vor den Tennessee Mine *tailings* (Standort 6) erreicht Spitzenwerte von bis zu 48 mg/kg Arsen. Die **Bleigehalte** der Vegetationsproben aus dem zentralen Minengebiet überschreiten fast alle die für Pflanzen kritischen Konzentrationen; wieder treten die höchsten Anteile bei *Eriogonum fasciculatum* auf. Die normalen **Zinkgehalte** in den Blättern bewegen sich zwischen 7,5 und 16 mg/kg; auf kontaminierten Sedimenten (Standorte 4 bis 7) liegen sie um das 10- bis 30-fache darüber, erreichen also phytotoxische Werte (v.a. bei *Eriogonum fasciculatum* und bei den Gräsern).

Um einen Anhaltspunkt über die Bedeutung schwermetallhaltigen äolischen Staubes auf den Pflanzen zu erhalten – und damit gleichzeitig über die reale Gefährdung der Weidetiere –, wurde eine Hälfte der Proben von den Standorten 4 und 5 ungewaschen analysiert (Abb. 5).

Bei den ungewaschenen Vegetationsproben, die aus dem dichter bewachsenen Uferbereich des Tennessee Wash stammen (Standort 4), ist lediglich der Bleigehalt der Gräser merkbar durch Staubeinfluß erhöht; die Proben von *Eriogonum fasciculatum* und *Quercus turbinella* zeigen dagegen keinerlei Belastung durch kontaminierte Stäube. Die ungewaschenen Proben von den fast unbewachsenen Schuylkill Mine *tailings* (Standort 5) haben lediglich höhere Blei- und Arsengehalte als die gewaschenen Proben; Kupfer und Zink lassen keinen bestimmten Trend erkennen.

Diese Ergebnisse belegen erneut, wie bereits an anderer Stelle ausgeführt (RÖSNER 1997), daß ein großflächiger äolischer Sedimenttransport in dieser Region offensichtlich keine Rolle spielt – immerhin liegen die fast vegetationslosen Schuylkill Mine *tailings* (Standort 5) keine 50 m westlich von Standort 4.

#### 4.2.2 Verhältnis der Schwermetallkonzentrationen in Blättern und Wurzeln

Abb. 6 zeigt die Differenzierung der Schwermetallanreicherungen in Wurzeln und Blättern. Berücksichtigt sind nur Arsen, Cadmium, Kupfer, Blei und Zink, da die Konzentrationen der anderen Metalle meist unter der Nachweisgrenze lagen (vgl. Tab. 3).

Bei Gräsern und *Quercus turbinella* sind – bis auf eine Ausnahme – alle Metalle stärker in den Wurzeln angereichert als in den oberirdischen Pflanzenteilen. Demgegenüber hat *Eriogonum fasciculatum* As, Cu und Pb, stärker in den Blättern akkumuliert. Erwähnenswert ist außerdem die durchwegs stärkere Wurzelakkumulation von Zn, denn sie steht im Gegensatz zu Ergebnissen von VOOSSEN

(1995: 62), wonach Zink in größerem Umfang in den Blättern und nur zu geringen Teilen in den Wurzeln gespeichert werden soll.

## 5 Diskussion

### 5.1 Die Schwermetallbelastung der Pflanzen und ihr Zusammenhang mit Bodenparametern und Transfermechanismen

Abb. 7 veranschaulicht exemplarisch für die Elemente Kupfer, Blei und Zink die Abhängigkeit der Schwermetallkonzentrationen in den Pflanzenblättern von derjenigen der Böden und Sedimente. Die Reihenfolge in der Darstellung entspricht der Abfolge der Beprobungsstandorte von den Hintergrundproben aus den nördlichen Cerbat Mountains (Standort 1) über den oberen Tennessee Canyon (Standort 2) durch das zentrale Minengebiet hindurch (Standorte 3 bis 7) bis auf den Pedimentbereich, der wieder außerhalb davon liegt (Standort 8). Danach erreichen Böden und Sedimente im Einflußbereich des historischen Bergbaus deutlich höhere Schwermetallgehalte als in den äußeren Zonen. Die Konzentrationen in den Blättern verhalten sich tendenziell ähnlich, obwohl der Zusammenhang nicht so ausgeprägt ist wie bei den Böden.

Die Schwermetallaufnahme durch die Pflanzen verhält sich also offenbar nicht direkt proportional zum Schwermetallgesamtgehalt im Boden. Abb. 8 veranschaulicht am Beispiel von Kupfer, Blei und Zink, wieviel Prozent der im Boden angereicherten Schwermetalle von den einzelnen Pflanzen akkumuliert worden sind<sup>1)</sup>. An Standorten mit hochbelasteten Böden – den Schuylkill Mine *tailings* (Standort 5), dem Flugsandfeld vor den Tennessee Mine *tailings* (Standort 6) und dem Hauptabflußgerinne von dort (Standort 7) – wurden prozentual wesentlich weniger Schwermetalle aufgenommen als an den Standorten mit geringbelasteten Böden.

Neben spezifischen Schutzmechanismen der Pflanzen (vgl. LARCHER 1994) sind es im wesentlichen drei Faktoren, die hier einen größeren Transfer vom Boden in die Pflanze verhindern: eine starke Schwermetallbindung im Boden, eine ausgeprägte Wurzel-Sproß-Barriere und ein während der meisten Zeit des Jahres herrschendes Bodenfeuchtedefizit.

#### *Schwermetallbindung im Boden*

Die am stärksten kontaminierten Standorte 5, 6 und 7 sind durch niedrige Tongehalte, geringe Humusgehalte und sehr niedrige pH-Werte gekennzeichnet (vgl. Kap. 4.1 und Tab. 2) – alles Voraussetzungen, die eigentlich für eine schnelle Mobilisierung der Metalle sprechen würden. Ihnen stehen jedoch sehr hohe Eisengehalte entgegen (bis zu 99 000 mg/kg), die auf eine starke Festlegung der Schwermetalle an Eisenoxide im Boden schließen lassen (vgl. MC KENZIE 1980, BRÜMMER et al.

1983, 1986, BERGMANN 1989, HERMS 1989, HORNBURG & BRÜMMER 1990, SCHACHTSCHABEL et al. 1992, STREIT & STUMM 1993, LACHNIT 1994).

### Wurzel-Sproß-Barriere

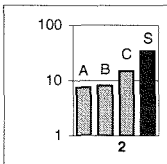
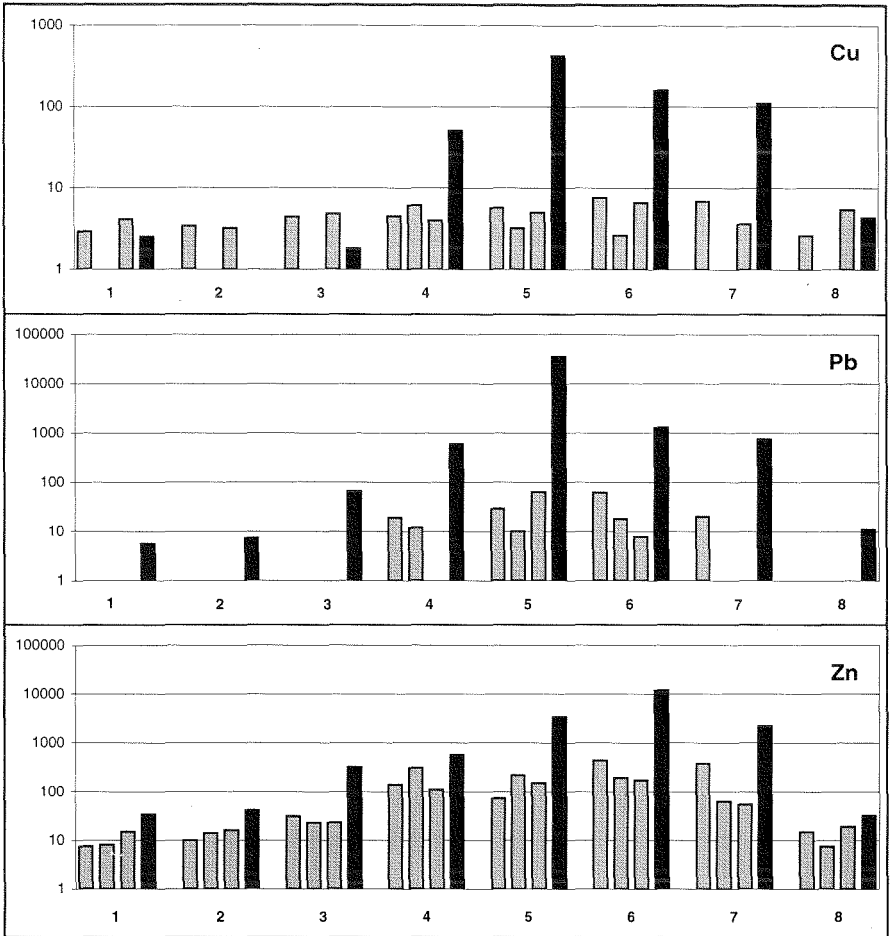
Ein zweiter Mechanismus, die „Wurzel-Sproß-Barriere“ (nach SAUERBECK 1989: 289), verhindert, daß größere Anteile von eventuell (s.u.) in pflanzenverfügbare Form vorliegenden Schwermetallen in die oberirdischen Pflanzenorgane gelangen (vgl. Kap. 4.2.2 und Abb. 6); das trifft zumindest auf Gräser und *Quercus turbinella* zu. Die Wurzelkonzentrationen liegen meist in dem von SAUERBECK (1989) angegebenen kritischen Bereich (Tab. 3, unten). Das heißt, es kann bereits zu einer Wurzelvergiftung und damit einer Schädigung des Pflanzenwachstums gekommen sein, bevor so viele Schwermetalle in den Sproß transportiert werden, daß dort sichtbare Veränderungen auftreten (vgl. BERGMANN 1989: 324, SAUERBECK 1989: 289).

### Bodenfeuchtedefizit

Die dritte Sperre für einen ungehinderten Schwermetalltransfer in die Pflanzen stellt das über die meiste Zeit des Jahres herrschende Bodenfeuchtedefizit dar (Abb. 9). Da Bodenwasser als Transportmedium für die Metalle agiert, hängt deren Mobilität – in jede Richtung – von der Wassersättigung des Bodens und der Geschwindigkeit der Wasserbewegung ab (STREIT & STUMM 1993: 40). Mit einer ausreichenden Bodenwassersättigung kann jedoch allenfalls in den Wintermonaten gerechnet werden, was aber angesichts der hohen Niederschlagsvariabilität (> 24 %) nicht regelmäßig zu erwarten ist. Folglich kann nur ein verhältnismäßig geringer Prozentsatz der im Boden akkumulierten Schwermetalle in Lösung gehen und damit pflanzenverfügbar werden.

## 5.2 Artspezifische Unterschiede bei der Schwermetallaufnahme und -belastung der Pflanzen

Vergleicht man die Blattproben aller drei Pflanzenarten, dann weist *Eriogonum fasciculatum* an den stark kontaminierten Standorten 5, 6 und 7 meist höhere Konzentrationen an Arsen und Blei auf (Tab. 3). Ein weiteres artspezifisches Merkmal scheint zu sein, daß *Eriogonum fasciculatum* – im Gegensatz zu Gräsern und *Quercus turbinella* – Arsen, Kupfer und Blei vorwiegend in den oberirdischen Pflanzenteilen speichert (Abb. 6). Offensichtlich verfügt dieser Strauch sowohl über eine höhere Aufnahmekapazität für Schwermetalle als auch über leistungsfähigere Transportmechanismen in seinen Zellen. Auf kargen, spurenmethallarmen Standorten wäre das sicherlich ein Vorteil; hier auf den schwermetallreichen Standorten des historischen Minengebietes reduziert die höhere Schwermetallaufnahmefähigkeit für Arsen und Blei aber vermutlich seine Überlebenschancen, sofern er nicht im Laufe der Generationen eine gewisse Schwermetalltoleranz entwickelt (s.u., Kap. 5.3).



2 Standortnummer

A Flat-top buckwheat brush (*Eriogonum fasciculatum*)

B Foxtail grass und Sacaton grass (*Bromus* und *Trachypogon* sp.)

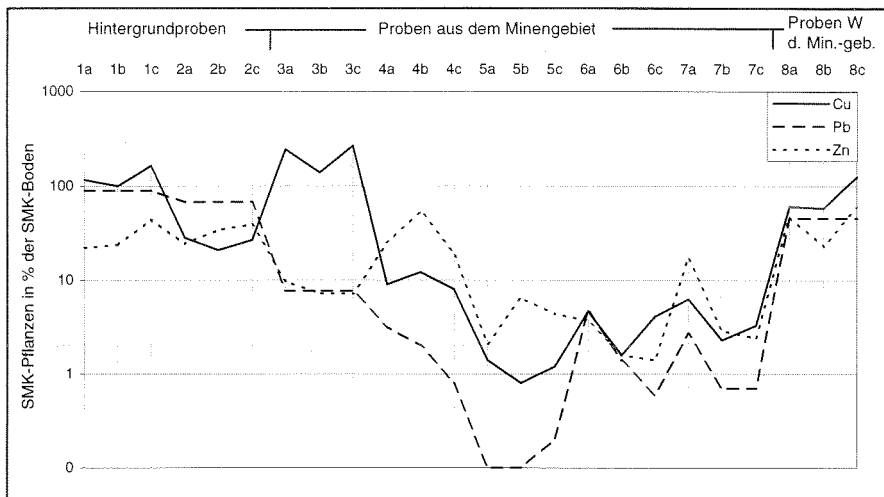
C Scrub oak (*Quercus turbinella*)

S Boden bzw. Sediment am Standort

Alle Werte in mg/kg; eine fehlende Säule bedeutet, daß die Schwermetallkonzentration dieser Probe unter der Nachweisgrenze lag.

Abb. 7: Kupfer-, Blei- und Zinkkonzentrationen in Pflanzen und Böden innerhalb und außerhalb des Hauptminengebietes östlich von Chloride





SMK = Schwermetallkonzentration; a = Flat-top buckwheat brush (*Eriogonum fasciculatum*); b = Foxtail grass und Sacaton grass (*Bromus* und *Trachyposon* sp.); c = Scrub oak (*Quercus turbinella*).

Abb. 8: Schwermetallkonzentration der Pflanzen (Blattproben) in Prozent der Schwermetallkonzentration von Böden

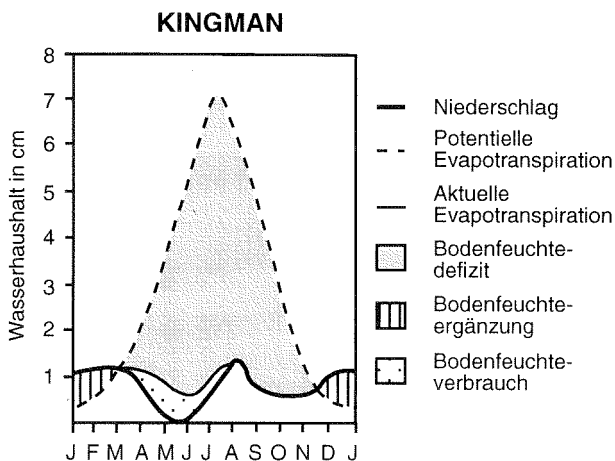


Abb. 9: Generalisierter Bodenfeuchtehaushalt der Böden bei Kingman, Arizona (nach HENDRICKS 1985)

### 5.3 Schwermetalltoleranz der Pflanzen

Die Böden und Sedimente der untersuchten Vegetationsstandorte im zentralen Minengebiet (Standorte 5, 6 7) sind vor allem mit Arsen, Cadmium, Blei und Zink so hoch belastet, daß es trotz der reduzierten Verfügbarkeit als Folge der starken Schwermetallbindung im Boden (s.o.) zu kritischen Akkumulationen in allen Pflanzenorganen kommen kann. Wenn also auf den *tailings* der Schuylkill Mine (Standort 5) und auf dem Flugsandfeld vor den Tennessee Mine *tailings* (Standort 6) einzelne Arten gedeihen können, dann vermutlich nur, weil die Pflanzen schon eine erhöhte Toleranz entwickelt haben. Anders wäre es nicht erklärbar, daß *Quercus turbinella*, die direkt auf den Schuylkill Mine *tailings* stockt, bei einem Bleigehalt von 1700 mg/kg in den Wurzeln sowie Arsen- und Zinkgehalten in Blättern und Wurzeln, die ebenfalls weit über der Toleranzgrenze liegen (vgl. Tab. 3), noch nicht abgestorben ist, sondern noch einen relativ vitalen Eindruck macht. Auch *Eriogonum fasciculatum* und die Gräser haben Bleigehalte in Wurzeln und Blättern, die um ein Vielfaches über den nach SAUERBECK (1989) tolerierbaren Werten von 10-20 mg/kg liegen; entsprechendes gilt für Arsen und Zink. Das gleiche trifft für *Quercus turbinella* auf dem Flugsandfeld vor den Tennessee Mine *tailings* zu, die Zinkgehalte von 2100 mg/kg in den Wurzeln erreicht – die kritischen Werte nach SAUERBECK (1989) liegen bei 150-500 mg/kg – und trotzdem kaum makroskopische Anzeichen einer Schädigung aufweist.

Die Pflanzenpopulationen müssen sich also physiologisch bereits an den schwermetallreichen Boden angepaßt haben, wobei die Toleranz immer spezifisch gegenüber den vorherrschenden Schwermetallen ausgeprägt wird (vgl. ERNST 1974: 16, VOOSSEN 1995: 61 f.). Obwohl die genauen Mechanismen der Schwermetalltoleranz bis heute noch nicht hinreichend geklärt sind, deuten verschiedene Untersuchungen darauf hin, daß sie sich bei vielen Pflanzenarten schon in wenigen Generationen entwickeln kann (VOOSSEN 1995: 63).

## 6 Zusammenfassung und Schlußfolgerung

Eine kritische Schwermetallanreicherung in Böden bzw. Sedimenten und Pflanzen existiert lediglich im direkten Verbreitungsgebiet hochschwermetallbelasteter *tailings*-Sedimente des historischen Minengebietes östlich von Chloride. Außerhalb davon werden Grenz- und Orientierungswerte für einzelne Schwermetalle in Böden und Pflanzen kaum überschritten, weil der Verbreitungsradius schwermetallkontaminierter Sedimente in dieser semiariden Region relativ gering ist aufgrund der normalerweise kurzen Abflußstrecken in den Washes und der geringen Effektivität von Deflation und äolischem Transport (vgl. hierzu RÖSNER 1997).

Der Wind spielt bei der Verfrachtung des Materials und der Kontamination der Pflanzen nur eine lokal sehr eng begrenzte Rolle, was schon an anderer Stelle

ausführlich dargelegt wurde (vgl. RÖSNER 1997). Das steht im Gegensatz zu dem Ergebnis von HARRES et al. (1987: 44) im semiariden Südsardinien, wo dem äolischen Transport schwermetallbelasteter Stäube aus den Halden eine große Bedeutung bei der Verbreitung der Metalle zukommt.

Die Schwermetalle Chrom, Nickel und Quecksilber sind im historischen Bergbaugebiet östlich von Chloride unbedeutend (s.o., Kap. 4.2.1). Demgegenüber sind Arsen, Blei und Zink oft weit über die Normalgehalte (nach SAUERBECK 1989) hinaus in Böden und Pflanzen vertreten. Cadmium und Kupfer nehmen hinsichtlich ihrer Bedeutung eine Zwischenstellung ein.

Der Schwermetalltransfer in Blätter und Sprosse der untersuchten Pflanzen (*Eriogonum fasciculatum*, Gräser und *Quercus turbinella*) erfolgt offenbar nicht direkt proportional zur Schwermetallanreicherung im Boden. Erstens wird die Schwermetallaufnahme der Pflanzen durch die starke Bindung der Metalle im Boden aufgrund regionalspezifischer Bodeneigenschaften (hoher Gehalt an Eisenoxiden, neutraler bis alkalischer pH-Wert) reduziert. Zweitens wird sie gehemmt durch das klimatisch bedingte langdauernde Bodenfeuchtedefizit. Und drittens dominiert – zumindest in Gräsern und *Quercus turbinella* – die Akkumulation in den Wurzeln. Wenn einzelne Pflanzenarten auf hochbelasteten Standorten trotz starker Schwermetallanreicherung in den unter- und oberirdischen Organen noch überleben können, dann vermutlich nur, weil sie bereits eine physiologische Toleranz gegenüber bestimmten Schwermetallen entwickelt haben (vgl. ERNST 1974, LARCHER 1994).

Artspezifische Unterschiede werden sowohl bei der Gesamtmetallkonzentration in den Blättern und Sproßspitzen als auch beim Verhältnis zwischen Wurzel- und Blattanreicherung erkennbar: *Eriogonum fasciculatum* weist gegenüber den anderen beiden Arten generell höhere Schwermetallkonzentrationen auf sowie eine viel stärker auf die oberirdischen Pflanzenorgane konzentrierte Anreicherung.

Betrachtet man nur die Belastungen der Vegetation durch den historischen Bergbau – die generell existierende Überweidungsproblematik sei hier einmal ausgeblendet –, dann ist nach den vorliegenden Ergebnissen die Weidenutzungsmöglichkeit in dieser Region kaum eingeschränkt. Zum einen sind stark kontaminierte Pflanzen auf den engeren Umkreis der *tailings* beschränkt. Zum anderen reduziert die bei den Gräsern bevorzugte Akkumulation der Schwermetalle in den Wurzeln die Gefahr für die Weidetiere. Die Belastung anderer Pflanzenarten ist von untergeordneter Bedeutung, weil diese Pflanzen erst dann von den Tieren aufgenommen werden, wenn keine Gräser mehr zur Verfügung stehen. Kontaminiertes Grundwasser und Oberflächenwasser ist ebenfalls nur auf die unmittelbare Umgebung der alten Minen, *tailings* und Stollen beschränkt, wie erst kürzlich dargelegt (RÖSNER 1995). Auch von daher droht keine akute Gefahr für die Tiere, sofern sie aus einem 500 m-Umkreis um die alten Minen herausgehalten werden.

## Danksagung

Herrn Lucky Gittings, Leiter des Fire Department in Chloride, sei an dieser Stelle herzlich für seine Einführung in die Region und ihre Geschichte sowie für die vielen fruchtbaren Diskussionen gedankt. Bei der Bestimmung einzelner Pflanzenarten halfen freundlicherweise Herr Dr. Frank Crosswhite, Boyce Thompson Southwestern Arboretum (Superior, Arizona), Herr Robin Grumbles, County Extension Director of the College of Agriculture (Kingman, Arizona) und Herr Scott Elefritz, Bureau of Land Management (Kingman, Arizona). Die Untersuchungen sind Teil eines dankenswerterweise von der Deutschen Forschungsgemeinschaft finanzierten Projektes zum historischen Bergbau im Südwesten der Vereinigten Staaten und seinen Auswirkungen auf die Umwelt.

## Anmerkung

- 1) Wenn die Schwermetallgehalte der Pflanzen unter der jeweiligen Nachweisgrenze lagen, dann wurde für die Berechnung der Wert der Nachweisgrenze eingesetzt. Damit erhält man einen Maximalwert der Schwermetallaufnahme durch die Pflanzen; der reale Wert liegt in jedem Fall darunter.

## Literatur

- ADHS (*Arizona Department of Health Services*) 1990: Guidance Levels for contaminants in Soil-Draft, February, 1990. Phoenix, Arizona, 30 S.
- BERGMANN, Werner 1989: Boden- und Umweltfaktoren, die die Mineralstoffaufnahme der Pflanzen beeinflussen – unter besonderer Berücksichtigung der Schwermetalle. In: BEHRENS, D. & J. WIESNER (Hg.): Beurteilung von Schwermetallkontaminationen im Boden. Vorträge und Resümee zu einem Expertengespräch der Dechema-Arbeitsgruppe „Bewertung von Gefährdungspotentialen im Bodenschutz“ am 21. und 22. Januar 1988 in Oberursel/Ts. Frankfurt am Main, 317-340.
- BLM (*Bureau of Land Management*) 1978: Final Environmental Statement – Proposed Livestock Grazing Program, Cerbat/Black Mountains Planning Units. U.S. Department of the Interior, Bureau of Land Management. Phoenix, Arizona, 285 S.
- BOWERS, J. E. 1993: Shrubs and trees of the southwest Deserts. Tucson, Arizona, 140 S.
- BRÜMMER, G. W., J. GERTH & U. HERMS 1986: Heavy metal species, mobility and availability in soils. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*, 149: 382-398.
- BRÜMMER, G. W., K. G. TILLER, U. HERMS & P. M. CLAYTON 1983: Adsorption-desorption and/or precipitation-dissolution processes of zinc in soils. *Geoderma*, 31: 337-354.
- DINGS, M. G. 1951: The Wallapai Mining District, Cerbat Mountains, Mohave County, Arizona. In: Contributions to economic geology. Geological Survey Bulletin 978-E: 123-163.
- ERNST, W. 1974: Schwermetallvegetation der Erde. = *Geobotanica selecta*, 5. Stuttgart, 194 S.

- GRAF, W. L., CLARK, S. L., KAMMERER, M. T., LEHMANN, T., RANDALL, K. & R. SCHROEDER 1991: Geomorphology of heavy metals in the sediments of Queen Creek, Arizona, USA. *Catena*, 18: 567-582.
- HARRES, H. P., HÖLLWARTH, M. & O. SEUFFERT 1987: Altlasten besonderer Art. Erzgewinnung in Sardinien und Schwermetallbelastung. Eine Untersuchung am Beispiel des Rio sa Duchessa. *Geoökodynamik*, 8: 1-48.
- HENDRICKS, D. M. 1985: Arizona soils. A centennial publication of the College of Agriculture, University of Arizona. Tucson, Arizona, 244 S.
- HERMS, U. 1989: Löslichkeit von Schwermetallen in Böden unter variierenden Milieubedingungen. In: BEHRENS, D. & J. WIESNER (Hg.): Beurteilung von Schwermetallkontaminationen im Boden. Vorträge und Resumée zu einem Expertengespräch der Dechema-Arbeitsgruppe „Bewertung von Gefährdungspotentialen im Bodenschutz“ am 21. und 22. Januar 1988 in Oberursel/Ts. Frankfurt am Main, 189-197.
- HILLER, D. A. 1994: Böden einer Zechenbrache im Ruhrgebiet. Allgemeine Eigenschaften sowie Gehalte und Verfügbarkeiten von Blei und Zink. *Geowissenschaften*, 12 (4): 103-108.
- HORNBURG, V. & G. W. BRÜMMER 1990: Einflußgrößen der Schwermetall-Mobilität und -Verfügbarkeit in Böden. „Mengen und Spurenelemente“, 10. Arbeitstagung der Universität Jena und Leipzig, Bd. 2: 415-423.
- HYDE, P. 1994: Cerbat Mountains, Mohave County, Arizona - water and soil characterization of the American Legion, Stockton, and Neal Watersheds - February 7-10 and April 15, 1994. Arizona Department of Environmental Quality, Division of Water Quality, Aquifer Protection Program. Phoenix, Arizona, 28 S.
- HYDE, P. 1995: Background metals concentrations in the soils of Arizona mining areas. Arizona Department of Environmental Quality, Division of Water Quality, Aquifer Protection Program. Phoenix, Arizona, 8 S.
- Klärschlammverordnung* 1992: Klärschlammverordnung (AbfKlärV) vom 15. April 1992. (BGBl. 1992, Teil I, 912-934). In: ROSENKRANZ, D. (Hg.): Bodenschutz. Ergänzbare Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser. Loseblatt Ausgabe, Bd. 2. 12. Lieferung X/92, Nr. 8100. Berlin, 1-35.
- KRETZSCHMAR, R. 1994: Kulturtechnisch-bodenkundliches Praktikum. Ausgewählte Labor- und Feldmethoden. 2 Bde., 8. überarb. Aufl. Kiel, 877 S.
- LACHNIT, F. 1994: Landschaftsökologische Bedeutung der Eisenoxide für die Bindung von Schwermetallen in Böden – Adsorption und Festlegung von Cd, Pb und Cu durch Goethit. Diplomarbeit, Geogr. Inst. der Univ. Bonn, 51 S.
- LARCHER, W. 1994: Ökophysiologie der Pflanzen. Leben, Leistung und Streßbewältigung der Pflanzen in ihrer Umwelt. 5., völlig neubearb. Aufl. Stuttgart, 394 S.
- MALACH, R. 1977: Mohave County Mines. New York, 63 S.
- MARCUS, W. A. (1987): Copper dispersion in ephemeral stream sediments. *Earth Surface Processes and Landforms*, 12: 217-228.
- MC KENZIE Laboratories 1992: Method 3050A: Acid digestion of sediments, sludges, and soils. Phoenix, Arizona.
- MC KENZIE, R. M. 1980: The adsorption of lead and other heavy metals on oxides of manganese and iron. *Aust. J. of Soil Res.*, 18: 61-73.

- RICHMOND, D. L. & M. L., RICHARDSON 1974: General soil map and interpretations, Mohave County, Arizona. U.S. Department of Agriculture, Soil Conservation Service in Cooperation with the Natural Resource Conservation Districts in Mohave County. Phoenix, Arizona, 48 S.
- RÖSNER, U. 1995: Water quality investigations in the historic mining district of Chloride and adjacent areas in the Cerbat Mountains (Mohave County, Arizona). Arizona Geological Survey, Contributed Report CR-95-I. Tucson, Arizona, 33 S.
- RÖSNER, U. 1997: Heavy-metal contamination of soils and sediments in historical mining areas of drylands. The example of the Chloride mining district in northwestern Arizona. Unveröff. Manuskript, 28 S.
- RÖSNER, U. 1998: Effects of historical mining activities on surface water and groundwater. An example from northwest Arizona. *Environmental Geology* 33:224-230.
- SAUERBECK, D. 1989: Der Transfer von Schwermetallen in die Pflanze. In: BEHRENS, D. & J. WIESNER (Hg.): Beurteilung von Schwermetallkontaminationen im Boden. Vorträge und Resumée zu einem Expertengespräch der Dechema-Arbeitsgruppe „Bewertung von Gefährdungspotentialen im Bodenschutz“ am 21. und 22. Januar 1988 in Oberursel/Ts. Frankfurt am Main, 281-316.
- SCHACHTSCHABEL, P., BLUME, H. P., HARTGE, K.-H. & U. SCHWERTMANN 1992: Scheffer/Schachtschabel – Lehrbuch der Bodenkunde. – 13. überarb. Aufl. Stuttgart, 491 S.
- SCHMIDT, G., ZIERDT, M. & M. FRÜHAUF 1992: Die wassergebundene Schwermetallemission aus Halden des Mansfelder Kupferschieferbergbaus in das Vorflutsystem des Süßen Sees. *Geoökodynamik*, 13: 153-172.
- SELLERS, W. D. & R. H. HILL 1974: Arizona Climate 1931-1972. The University of Arizona Press. Tucson, Arizona, 616 S.
- STREIT, B. & W. STUMM 1993: Chemical properties of metals and the process of bioaccumulation in terrestrial plants. In: MARKERT, B. (Hg.): Plants as biomonitors. Indicators for heavy metals in the terrestrial environment. Weinheim, New York, Basel, Cambridge, 31-62.
- THOMAS, B. E. 1953: Geology of the Chloride Quadrangle, Arizona. *Bulletin of the Geological Society of America*, 64: 391-420.
- VOOSEN, M. 1995: Vegetations- und Substratanalysen an Schwermetallstandorten in Ostbelgien. *Kölner Geographische Arbeiten*, 65: 57-75.
- WOZNICKI, R. 1987: History of Arizona. 4. Aufl. Phoenix, Arizona, 172 S.
- WRCC (*Western Regional Climate Center*) 1996: Temperature and precipitation data from 1967-1993. Desert Research Institute, Reno, Nevada.