

## 2 Umweltveränderungen in Bergbauregionen

Etwa seit dem Neolithikum hat es der Mensch verstanden, die von ihm entdeckten natürlichen Rohstoffe, insbesondere Metalle, technologisch zu nutzen (BLUME 1992; HOHL et al. 1981).

Unter Zuhilfenahme fossiler Brennstoffe erfolgte mit der Zeit eine ständig wachsende Verarbeitung und Verwertung der abgebauten natürlichen Metallressourcen bis in die heutigen Jahre. So ist beispielsweise die Förderung von Kupfer heute 570mal größer als im Jahre 1800 (YOUNG 1993).

Im Rahmen der Bergbautätigkeit tritt der Mensch u. a. als Gestalter der Geomorphologie auf, indem er Hohlformen schafft (Tagebaue, unterirdische Stollen, Schachtröhren) und andererseits Vollformen in Gestalt von Halden entstehen lässt (HILLER 1997b; LAMPING 1985; MEYER et WIGGERING 1991; NEWTON 1976; RATCLIFFE 1974; STRAHLER et STRAHLER 1973; WAGENBRETH 1996).

Der Bergbau hinterlässt in vielen Gebieten neben dem veränderten Landschaftsbild auch Veränderungen der stofflichen Zusammensetzung von Böden, Gewässern und Pflanzen, die auch heute noch, trotz z. T. eingestellter Bergbautätigkeit und Verwertung, relevant für Organismen und ihre Umwelt sein können (ARGE TÜV BAYERN - L.U.B. 1991; BAXMANN 1996; BENNETT et DOYLE 1999; FRÜHAUF 1999; IPE JENA 1991; NOELL 1993; PRÜß 1994; SCHMIDT 1997; SCHMIDT et FRÜHAUF 1996; SCHRECK 1996; WOHLRAB et al. 1995). BENNETT et DOYLE (1999) stellen fest, dass 90% der Metallerze in Form von Abfall in großen Halden oder in Teichen nahe der Bergwerke gelagert werden.

Umweltbelastungen, die durch den Abbau von mineralischen Rohstoffen entstehen, sind nach YOUNG (1993) abhängig von verschiedenen Faktoren: den ökologischen Bedingungen des Abbaugebietes, der Abraummenge, der Tiefe der Lagerstätte, der chemischen Beschaffenheit der Erze, der die Erze umgebenden Gesteinsschichten und Böden und dem Erzgewinnungsverfahren. Die Auswirkungen des Bergbaus betreffen ebenso die Prozesse der Anreicherung von Erzen und deren Verhüttung (Tab. 1).

**Tab. 1: Umweltauswirkungen durch Bergbau (nach YOUNG 1992)**

Gewinnungsstadium	mögliche Auswirkungen
Ausgrabung und Förderung des Erzes	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Zerstörung von Habitaten, menschlichen Siedlungen und anderen Landschaftselementen (Tagebau)</li> <li>• Absenkungsphänomene (Untertagebau)</li> <li>• Zunahme der Erosion; Verschlammung von Seen und Fließgewässern</li> <li>• Erzeugung von Abraum</li> <li>• Versauerung von Seen, Fließgewässern und Grundwasser (wenn Erz oder Abraum Schwefelverbindungen enthält) sowie Kontaminationen durch Metall</li> </ul>
Erzanreicherung	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Erzeugung von Abraum (Erzabfällen)</li> <li>• Kontaminationen mit organischen Stoffen (Erzabfälle enthalten oft Rückstände der zur Anreicherung verwendeten Chemikalien)</li> <li>• Versauerung von Seen, Fließgewässern und Grundwasser (wenn Erz Schwefelverbindungen enthält) sowie Kontaminationen durch Metall</li> </ul>
Verhüttung	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Luftverschmutzung (die Emissionen können Schwefeldioxid, Arsen, Blei, Cadmium und andere toxische Stoffe enthalten)</li> <li>• Erzeugung von Abraum (Schlacken)</li> <li>• Auswirkungen auf die Energieerzeugung (die meiste von der Bergbauindustrie verbrauchte Energie geht in die Verhüttung)</li> </ul>

Die Folgen der Deponierung von Erzabfällen der Panguna-Kupfermine auf Bougainville (Papua Neu Guinea) sind nach YOUNG (1993) ein besonders gravierendes Beispiel für Umweltbelastungen. Pro Tag wurden dort ca. 130 000 t metallischer Rückstände (600 Mio. t bis zur Stilllegung der Mine) in den Fluss Kawerong gekippt. Die Auswirkungen ziehen sich bis in das 30 km entfernte, 700 ha große Mündungsdelta, wo insgesamt 1 800 ha des Flusssystemes Kawerong/Jaba mit diesen Abfällen kontaminiert sind. Weiterhin führt YOUNG (1993) an, dass durch das Schmelzen von Kupfer und anderer Nichteisen-Metalle weltweit jährlich ca. 6 Mio. t Schwefeldioxid freigesetzt werden. Dadurch entstand z. B. um die Copper-Hill-Hütte

in Tennessee (USA) ein Gebiet („dead zone“) von 7000 ha, in dem nur wenig bzw. keine Vegetation überleben kann.

Die Auswirkungen des Abbaugeländes („mine site“) rufen nach SENGUPTA (1993) Konflikte und Einschränkungen gegenüber anderen Formen ökonomischer Tätigkeiten des Menschen hervor (Abb. 1).

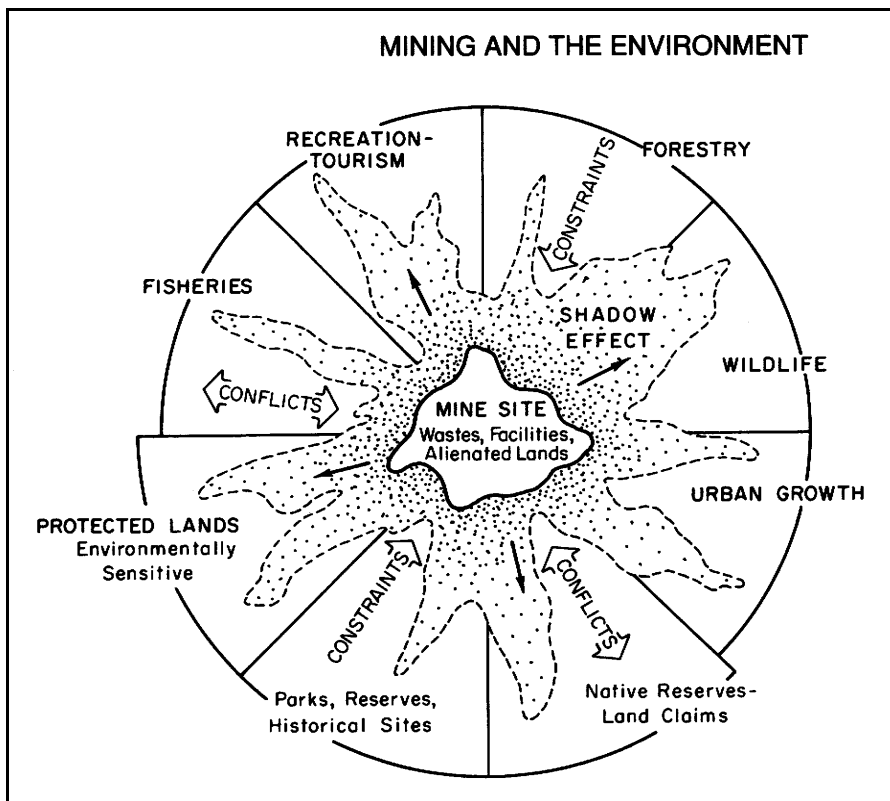


Abb. 1: Bergbau und Landnutzung (SENGUPTA 1993)

Die Abb. 1 beschreibt die Wechselwirkung des Bergbaus mit den anderen Landnutzungen sowie Beeinträchtigungen durch diesen. Die direkten, nicht unbedeutenden Auswirkungen der Bergbautätigkeit innerhalb des Minengeländes („mine site“) sind räumlich kleiner als die indirekten Wirkungen des Bergbaus („shadow effect“), die mit anderen Formen menschlicher ökonomischer Aktivität wie z. B. Landwirtschaft, Forstwirtschaft und Besiedlung in Konflikt stehen. Der Bereich der Interaktion zwischen Bergbau und anderen Landnutzungen ist in jüngerer Zeit zunehmend komplexer geworden. Auch die Verantwortung von Bergbaugesellschaften für Umweltschutzmaßnahmen ist im letzten Jahrzehnt drastisch über die Betriebsgrenzen hinaus ausgedehnt worden SENGUPTA (1993), da der unvermeidliche Schatteneffekt von Bergbautätigkeit in seiner räumlichen, zeitlichen und stofflichen Dimension nun weitreichender als zuvor eingeschätzt wurde.

Im Rahmen von Wechselwirkungen des Bergbaus mit anderen Nutzungsformen wird ferner die Meinung vertreten, dass es neben der völligen Zerstörung der Bodendecke (FIEDLER 1990) und der in Tab. 1 aufgeführten Schädigungen der Umwelt auch zu Veränderungen kommen kann, die abwechslungsreichere Landschaften zur Folge haben (RATCLIFFE 1974). Nach HILDMANN (1996) und WAGENBRETH (1996) können Bergbaufolgelandschaften auf lange Sicht umweltpolitisch deshalb durchaus positiv beurteilt werden, was die Veränderungen des Reliefs, die Verteilung von Land und Wasser sowie die veränderte Flora und Fauna betrifft und dies auch ohne menschliches Zutun. Diese Meinungen sind jedoch nicht uneingeschränkt zu akzeptieren, vor allem dann nicht, wenn mit der Bergbautätigkeit eine erhebliche Verbreitung von Schadstoffen in die Umwelt einhergeht.

## 2.1 Veränderungen der Landschaftsmorphologie

In industriell hochentwickelten Ländern sind an vielen Stellen die vom Menschen verursachten Veränderungen des Landschaftsbildes größer als die naturbedingten (WAGENBRETH et STEINER 1990).

Die Rohstoffgewinnung durch den Bergbau führt zu Schäden in der Landschaft (HEINRICH et HERGT 1991), zu einer veränderten Wasser-Land-Verteilung, Nutzungsbeschränkungen und Eingriffen in den Lebensraum von Pflanzen- und Tiergesellschaften (HILDMANN 1996). Der Tagebau als massivste Form der Landschaftszerstörung (HEINRICH et HERGT 1991; STRAHLER et STRAHLER 1973) kollidiert mit der die Böden nutzenden Landwirtschaft, mit der Besiedlung des Raumes und dessen Verkehrsnetz (FIEDLER 1990; GOUDIE 1994; HILLER 1997a; SENGUPTA 1993). Tagebaue bzw. Tagebaurestlöcher sind beispielsweise in Braunkohlengebieten zwischen Bitterfeld und Zeitz (OHSE 1996), in der Niederlausitz (BAXMANN 1996), bei Köln, in den US-Bundesstaaten Pennsylvania, Ohio, West Virginia, Kentucky, Illinois (GOUDIE 1994) lokalisiert. Dass die Nutzung von Bodenschätzen beträchtliche Umweltschäden nach sich ziehen kann, wird u. a. an folgenden Beispielen deutlich. Beim Abbau einer Kupfermine in Utah (USA) wurde siebenmal soviel Erde bewegt, wie beim Bau des Panama-Kanals, Minen und Schmelzhütten beanspruchen bis zu einem Zehntel des gesamten jährlichen Energieverbrauchs, der Bergbau hinterlässt Milliarden Tonnen Abfall und ist ursächlich dafür, dass von der Oberfläche mehr Erde abgetragen wird als durch alle Flüsse der Welt infolge natürlicher Erosion (YOUNG 1993).

Der untertägige Abbau der Rohstoffe kann mit weiträumigen Bergsenkungen einhergehen, welche die Absenkung des Grundwassers (Sümpfung - z. B. im Ruhrgebiet) nach sich ziehen können. Polderlandschaften entstehen (HEINRICH et HERGT 1991; HILLER 1997a). Durch den Bergbau kann es in Verbreitungsgebieten wasserlöslicher Gesteine (Salze, Gipse, Kalkgebiete) infolge subrosiver Prozesse verstärkt zu Senkungen mit Erdfällen oder Senkungsmulden kommen (BENNETT et DOYLE 1999; HOHL et al. 1981; NEWTON 1976).

In Far West Rand (Südafrika) kam es durch das Ableiten des Wassers in einem Goldbergwerk zu einer massiven Senkung des Grundwasserspiegels um mehr als 300 m, welche das Austrocknen und Schrumpfen von Tonen und anderen Materialien, die die Decken großer Höhlen auskleideten, bewirkte. Der dadurch initiierte Einsturz des Deckengewölbes brachte 29 Menschen den Tod (GOUDIE 1994). Nach WALLWORK (1974) ist die Bedeutung des Bergbaus für Senkschäden jedoch abhängig von der geologischen Struktur, der Dicke des entfernten Flözes, seiner Tiefe, der Arbeitsbreite, der angewandten Arbeitsmethode und von dem Ausmaß der Auffüllung mit Abraummateriale nach der Abtragung.

Die bergbauliche Tätigkeit des Menschen bedingt also primär den Flächenverbrauch durch die mit der Rohstoffgewinnung einhergehende Massenverlagerung, Veränderungen des natürlichen Reliefs und die Einbringung technogener Reliefelemente wie Abraumhalden (MEYER et WIGGERING 1991; SCHULZ et WIGGERING 1991). Die Rohstoffaufbereitung und -verarbeitung, der Transport von Rohstoffen und Produkten sowie die Deponierung der Produktionsrückstände beeinflussen als sekundäre Faktoren das Erscheinungsbild der Landschaften in Form von Industrieanlagen, Verkehrswegen und Schlackehalden.

Weitere Einflüsse entstehen durch die Ansiedlung von Arbeitskräften, wodurch erhöhter Flächenverbrauch für Siedlungsräume, Straßenverkehr, Hausmülldeponien etc. für diese Gebiete charakteristisch werden. Durch die mit der stärkeren Besiedlung meist einhergehende intensivierete Landwirtschaft ergeben sich zusätzlich zu landschaftsmorphologischen Veränderungen weitere ökologische Konflikte (LAMPING 1985).

## 2.2 Änderungen des Wasserhaushaltes

Durch die im Rahmen der Bergbautätigkeit betriebene Wasserhaltung kommt es im allgemeinen zu großflächigen Grundwasserabsenkungen, speziell zu Zerstörungen von Grundwasserleitern und massiven Eingriffen in den Verlauf und die Wasserführung von Oberflächengewässern (BAXMANN 1996; GILBERT 1971). Außerdem kann der Bergbau eine Steigerung der Wassererosion bewirken, was wiederum eine beschleunigte Sedimentation zur Folge hat (GOUDIE 1994). Wie bereits GILBERT (1971) in einer Studie zeigte, wurden durch die Ableitung von Druckwasser aus dem Bergbau in der Sierra Nevada (Kalifornien) große Mengen zusätzlicher Sedimente in die den Gebirgszug entwässernden Flusstäler gespült, was zu einer Anhebung der Flussbettniveaus, zu veränderten Flussläufen und zu Überflutungen von bisher hochwassergeschützten Landstrichen führte. Ein weiteres nicht zu unterschätzendes Resultat war beispielsweise das Einspülen von großen Mengen Schutt in die Meeresbuchten bei San Francisco und die dadurch hervorgerufene schnelle Verlandung.

Spätestens mit dem Einsatz der Dampfmaschine im Bergbau wurde der Mensch in die Lage versetzt, gewaltige Wassermengen aus dem Untergrund zu fördern, um somit die Gewinnung von Rohstoffen zu maximieren. Nach FRÜHAUF (1999), GOUDIE (1994), HOHL et al. (1981), NEUß et ZÜHLKE (1982), NEWTON (1976), SCHRECK (1996), WEDEPOL (1984) kommt es infolge der modernen Wasserhebung besonders in Gebieten mit löslichen Gesteinen durch die Intensivierung von Subrosions- und Lösungsprozessen zu bedeutenden Materialdefiziten im Untergrund. Die durch Subrosionsprozesse geschaffenen unterirdischen Hohlräume führten an der Erdoberfläche zu verschiedenen „Geländeformationen“. Die entstandenen Klüfte und Sedimentstörungen beschleunigten wiederum das Versickern der Niederschläge bzw. der Oberflächenwässer und intensivierten die Auslaugungsprozesse weiter. Senkungs- und Sackungs- bzw. Erdfallerscheinungen, die oftmals beträchtliche Bauschäden nach sich zogen, waren häufig die Folge.

Die Absenkung des Grundwassers durch den Bergbau bewirkte z. B. die Oxidation von Pyrit und Markasit (Eisensulfid, eine Modifikation von Pyrit) in den Flözen und homogenen Tonen in den Kohlegebirgen von Großbritannien, wodurch Schwefelsäure entstand (GOUDIE 1994). Aus diesem Grund weist das Dränagewasser von Minen fallweise pH-Werte von 2 und 3 auf. So auch in der Dexing-Kupfermine im Südosten Chinas, die mit 60 000 t täglich abgebauten Gesteins zu den größten Kupferminen der Welt gehört. (YAHYA et MÜLLER 1994).

Mit den Massenverlagerungen von Wasser und Salzen gehen auch der Transport von Schwermetallen in gelöster Form oder in Suspension einher. Speziell im Mansfelder Land hat nach SCHRECK (1996; 1997) der Wasserpfad (Auslaugung durch Niederschlagswasser) bei der Freisetzung von Schwermetallen aus den Bergbauhalden die größte Bedeutung. Die Akkumulation von suspendierten Schwermetallen erfolgt in Gewässerläufen in Abhängigkeit von der Partikelgröße zumeist in Gewässerabschnitten mit geringen Fließgeschwindigkeiten (WEDEPOL 1984).

## 2.3 Veränderungen des Stoffhaushaltes durch die Bergbautätigkeit unter besonderer Berücksichtigung der Schwermetalle

In Anlehnung an SCHMIDT (2000) werden die Ursachen der Veränderungen des Stoffhaushaltes durch den Bergbau nach primären, sekundären und tertiären Stoffemissionen unterschieden.

- Primäre Stoffemissionen entstehen unmittelbar durch die Bergbautätigkeit als Folge der Herauslösung von Rohstoffen und Nebengestein aus dem Gesteinsverbund sowie durch Sprengungen.
- Sekundäre Stoffbelastungen resultieren aus Verhüttungs- und Verarbeitungsprozessen der gewonnenen Rohstoffe und aus Emissionen abgelagerter Rückstände der Produktion (z. B. Haldenmaterial).
- Weitere Stoffausträge (sog. tertiäre) sind auf die Ansiedlungen infolge der örtlich vorherrschenden Bergbautätigkeit, den Verkehr, andere Industriezweige, Handwerk und Landwirtschaft zurückzuführen.

ren (Abwässer aus Industrie und Kommunen, Hausbrand, Staub, Rauchgase, Klärschlamm, Düngung, Erosion, Fahrzeugabgase etc.).

Der Verlagerung verschiedener Stoffe (Nährstoffe, Sedimente, Schwermetalle) durch die Bergbautätigkeit folgt zumeist eine Ablagerung bzw. Anreicherung in Senken (Seen, Kolluvien etc.). Bei erhöhten Konzentrationen kommt es dort oftmals zu Einschränkungen der ökologischen Funktionalität (Eutrophierung, extreme pH-Werte, Veränderungen der Flora und Fauna), die mit Nutzungsbeschränkungen für den Menschen einhergehen können (FIEDLER 1990).

In der vorliegenden Arbeit soll der Fragestellung nachgegangen werden, inwieweit Böden durch andere Schwermetallquellen außer durch Schädigungen infolge direkter Bergbautätigkeit bzw. Verhüttung und Verarbeitung von Kupferschiefer, belastet wurden. Zunächst sollen einige grundlegende Eigenschaften von Schwermetallen und Böden sowie die Auswirkungen von Schwermetallbelastungen auf Pflanzen aufgeführt werden.

### 2.3.1 Schwermetalle und Böden

Als Schwermetalle werden Metalle und Halbmetalle bezeichnet, die eine Dichte  $> 6 \text{ g/cm}^3$  aufweisen. Dazu gehören u. a. Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Quecksilber und Zink, deren überdurchschnittliche Anreicherungen in Boden, Wasser, Luft, Mensch, Tier und Pflanze i. d. R. mit Verschmutzungs- bzw. Toxizitätsproblematiken im Zusammenhang stehen (ALLOWAY et AYRES 1996; BLIEFERT 1994; BLUME 1992; WALLNÖFER et ENGELHARDT 1995; WILD 1995b). Schwermetalle sind als mineralische Bestandteile bereits im Ausgangsgestein und somit im Boden enthalten. In einem bestimmten Konzentrations- oder Dosisbereich haben einige der Schwermetalle essentielle Bedeutung als Mikronährstoffe, die erst bei Über- oder Unterschreitung kritischer Werte toxisch wirken. (HAPKE 1984; KUNTZE et al. 1991). In niedrigen Konzentrationen stellen u.a. die Schwermetalle Co, Cu, Fe, Mn, Mo und Zn für Pflanzen sowie zusätzlich Cr und Sn für Tiere solche lebensnotwendigen Mikronährstoffe dar. Zu den potentiellen Schadstoffen zählen Cd, Hg, Ni und Pb (FIEDLER et RÖSLER 1987; SCHEFFER et SCHACHTSCHABEL 1998). Die Schwermetallgehalte in den Böden sind sowohl von natürlich verursachten (geogenen) als auch von durch menschliche Aktivität hervorgerufenen (anthropogenen) Einträgen abhängig.

Der geogene Grundgehalt umfasst den Stoffbestand eines Bodens, der sich aus dem Ausgangsgestein (lithogener Anteil), gegebenenfalls Vererzungen (chalkogener Anteil) und der durch pedogenetische Prozesse beeinflussten Verteilung von Stoffen im Boden ergibt. Mit dem Wechsel von lithogener (silikatisch, oxidisch, sulfidisch, karbonatisch) zu pedogener Bindung (sorption, austauschbar, oxidisch) erhöht sich die Mobilität der Schwermetalle in den Böden (EIKMANN et KLOKE 1993; FILIPINSKI et al. 1991; FLEIGE et HINDEL 1991; KUNTZE et al. 1991). Die Umverteilung der pedogenen Schwermetallgehalte erfolgt z. B. durch Verwitterung, Tonmineralneubildung, Humifizierung, Lessivierung, Podsolierung und Vergleyung (BEUGE et SCHULZE 1976; KÖNIG et KRAMER 1985).

Ursachen für die unterschiedlichen natürlichen Metallgehalte der Böden können in den vielfältigen Ausgangssubstraten liegen. So lassen sich z. B. über oberflächlich anstehenden erzhaltigen Gesteinen natürlich stark schwermetallbelastete Böden finden (FIEDLER et RÖSLER 1987). Dazu zählen beispielsweise olivinreiche Vulkanitgesteine im Frankenwald mit hohen Cu-, Ni- und Co-Gehalten und Tongesteine im Rheinischen Schiefergebirge (erhöhte Ni-Gehalte). Häufig sind jedoch nicht die tiefer im Untergrund anstehenden Gesteine, sondern überlagerndes Lockergestein (Schuttdecken, Löß, Schotter, Auelehme, Geschiebemergel u.s.w.) das bodenbildende Substrat. Somit wird der Grundgehalt von Schwermetallen in Böden durch dessen Stoffzusammensetzung geprägt (ZIERDT 1991). Tab. 2 liefert Aussagen über mittlere geogene Grundgehalte einiger Elemente in Gesteinen und Hintergrundgehalte von Böden (A-Horizonte) aus unterschiedlichem Ausgangsgestein.

**Tab. 2: Mittlere geogene Grundgehalte (mg/kg) einiger Mikronährelemente und potentiell toxischer Elemente in Gesteinen und Hintergrundgehalte von Böden (A-Horizonte) aus unterschiedlichem Ausgangsgestein (SCHEFFER et SCHACHTSCHABEL 1998)**

	Mn	Cu	Zn	B	Mo	Co	V	Cr	Ni	As	Cd	Sn	Sb	Hg	Tl	Pb
<b>Kontinentale Kruste</b>	800	35	70	10	1,5	18	109	88	45	3,5	0,1	2,5	0,3	0,02	0,5	15
<b>Ultrabastische Gesteine</b>	1600	10	50	2	0,3	150	40	1600	2000	1	0,05	0,5	0,1	0,02	0,06	1
<b>Basalt/Gabbro</b>	1400	90	100	5	1	50	200	170	130	1,5	0,15	1,5	1	0,02	0,08	4
<b>Glimmerschiefer, Phyllit</b>	700	25	80	50	(1,5)	13	100	75	25	4,3	0,15	5	(0,5)	0,02	0,65	20
<b>Granit</b>	325	15	50	15	1,8	4	30	12	7	1,5	0,09	3	0,2	0,03	1,1	30
<b>Tonstein</b>	850	45	95	100	1,3	20	130	90	70	10	0,3	10	2	0,45	0,7	22
<b>Sandstein</b>	50	5	15	35	0,2	0,3	20	35	2	1	0,05	0,5	0,05	0,03	0,8	7
<b>Kalkstein</b>	700	4	25	20	0,4	2	20	11	15	2,5	0,16	0,5	0,2	0,03	0,05	5
<b>Löß</b>	500	13	45	(60)	1,2	8	45	35	20	7	0,3	4,5	0,5	0,05	0,1	25
<b>Geschiebemergel, -lehm</b>	500	11	40	(50)	1	6	40	30	18	5	0,3	4,5	0,5	0,04	0,03	20
<b>Böden aus:</b>																
<b>Sand</b>	80	3	15	(12)	(0,4)	2	10	5	6	2	0,2	0,5	0,2	0,03	0,02	10
<b>Geschiebemergel</b>	500	11	50	(45)	(1)	5	40	25	12	6	0,3	4,5	0,5	0,08	0,04	25
<b>Löß</b>	500	15	55	(55)	(1,5)	5	40	30	20	7	0,3	4,5	0,5	0,08	0,1	35
<b>Basalt</b>	1000	45	135			(60)	(200)	(180)	150	3	0,3	(1)-	0,4	0,06		42
<b>häufiger Bereich in Böden</b>	40...	2...	10...	5...	0,2...	1...	8...	5...	3...	1...	0,1...	0,3...	0,1...	0,02...	0,02...	2...
<b>Böden</b>	1000	40	80	80	5	40	60	100	50	20	0,6	10	3	0,2	0,4	80

( ) = Einzelwerte

Schwermetalle gelangen auf natürlichem Wege u. a. durch Gesteinsverwitterung, Vulkanismus, Brände und Staubtransport in unsere Umwelt (BLUME 1992; FREDE et BACH 1996; HARRES 1998; SCHEFFER et SCHACHTSCHABEL 1998). Dabei dienen Wasser und Luft als Transportmittel, wobei diese beiden Medien auch hauptsächlich für die anthropogenen Schwermetalleinträge charakteristisch sind. So gelangen beispielsweise durch die stofflichen Einwirkungen von Klärschlamm, Siedlungsabfall, Pestiziden, Dünger, Deponien, Verkehr, Verbrennungen fossiler Brennstoffe und Müll, Stahl-, Eisen- und Zementproduktion, sowie durch die Gewinnung und Verarbeitung von Metallen Schwermetalle auf direktem Weg in Böden, Gewässer und Pflanzen (ALLOWAY et AYRES 1996; BLIEFERT 1994; BLUME 1994; BREDER 1994; CÖSTER 1993; EIKMANN 1994; FENT 1998; HARRES 1998; MIEHLICH et al. 1994; NOE 1990; PRÜEB 1994; REBER 1994; RÖSLER 1976; WILD 1995a; ZIERDT 1991).

Von Bedeutung sind auch Schadstoffe (Schwermetalle), die bei der Erz- und Kohleverarbeitung auf Industrie- und Zechengeländen durch folgende Prozesse in den Boden gelangen:

- Deponierung von eigenen und fremden Produktionsrückständen auf dem Betriebsgelände während des Betriebes und danach,
- Verunreinigungen durch Leckagen oder Handhabungsverluste während des Betriebes,
- zurückgelassenes Material in den Anlagen nach der Stilllegung und
- Verlagerung bzw. Ausbreitung kontaminierter Substanzen durch Abriss und Planierungsarbeiten (HILLER 1997b).

Die Konzentrationen von Schwermetallen im Boden, ausgehend von Emittenten (z. B. Schornsteine, Deponien) wie auch von diffusen Quellen (z. B. Automobilabgase), nehmen mit zunehmender Entfernung von der Verursacherquelle ab, bis sie sich in sog. „ländlichen Gebieten“ (Regionen in denen stärkere Belastungen infolge geringer Industrie-, Bevölkerungs- und Verkehrsdichte durch Schwermetalle noch nicht stattgefunden haben) immer mehr denen der natürlichen Ausgangskonzentrationen annähern. (BLUME 1992; FIEDLER et RÖSLER 1987). Bei Acker- und Gartenböden wird dieser Ausgleich der Konzentrationsunterschiede zusätzlich durch Ernteentzug sowie durch die Vermischung des Bodens infolge Bodenbearbeitung verstärkt. Gleichzeitig sind diese Böden jedoch auch häufig von Düngemaßnahmen betroffen, d. h. Schwermetalle wie Cu, Mn und Zn gewinnen in solchen Regionen mit ausgeprägter Landwirtschaft an Bedeutung (FIEDLER et RÖSLER 1987, ZIERDT 1991). Tab. 3 gibt einen Überblick über Schwermetallkonzentrationen in Böden, die aufgrund ihrer Lage verschiedenen Belastungseinflüssen ausgesetzt sind.

**Tab. 3: Schadstoffgehalte in landwirtschaftlich und gärtnerisch genutzten Böden im Vergleich zu Böden mit spezifischer Stoffanreicherung (Angaben in mg/kg Boden) (KÖNIG 1990)**

Schadstoffart	Allgemein verbreitete Gehalte		Gehalte in Böden mit Schadstoffanreicherung aus spezifischer Ursache
	in Böden landwirtschaftlicher Flächen in überwiegend ländlichen Gebieten	vorrangig in Gartenböden großstädtischer Verdichtungsgebiete	
Zink	20-120	80-300	800->3000
Blei	10-60	50-150	500-> 2000
Kupfer	5-25	20-40	> 200
Cadmium	0,2-1,0	0,5-1,5	4-> 30

Die sekundären, anthropogenen Schwermetalle, welche sich vorwiegend im Oberboden durch Immissionen anreichern, nähern sich mit zunehmender Bodentiefe natürlichen Gehalten, den sogenannten geogenen Ausgangsgehalten an. Die primären, geogenen Schwermetallanreicherungen sind dazu im Gegensatz relativ gleichmäßig über das gesamte Bodenprofil verteilt. (ALTERMANN et al. 1995; HILLER 1997b; SCHULTE et BLUM 1997). In verschiedenen Untersuchungen wurde nachgewiesen, dass sich anthropogen zugeführte Schwermetalle gegenüber den geogenen durch erhöhte Mobilität auszeichnen (FILIPINSKI et GRUPE 1990, KÖNIG et KRAMER 1985). Veränderte Elementverteilungen in den Humusaufgaben infolge anthropogener Kontamination lassen sich insbesondere in ungestörten Waldböden nachweisen.

Durch Erosion werden die ökologisch bedeutsamen Bodenfunktionen durch das abnehmende Bodenvolumen, welches für die Speicherung, Pufferung, Filterung, als Standort für Pflanzen und als Lebensraum für Mikroorganismen und Bodentiere essentiell wichtig ist, eingeschränkt (BUCHWALD et ENGELHARDT 1999). Der Abtrag von Feinanteilen und Humusstoffen beeinflusst die Bodeneigenschaften auf Standorten mit gering durchwurzelbarem Raum auf negative Weise (FRIELINGHAUS et al. 1993). Erosierte vom Wasser in gelöster Form transportierte oder an feine Partikel gebundene Schwermetalle werden in Flusssedimenten am Gewässerboden, im Mündungsbereich oder in Überschwemmungsgebieten akkumuliert. Dies bewirkt beispielsweise die vergleichsweise hohe Schwermetallkonzentration von Auenböden (HARRES 1998; WINDE 1997). Bei Untersuchungen von Auenböden, die durch Erzbergbaumaterialien mit Schwermetallen belastet sind, wurden zum Teil erhebliche Überschreitungen der LÖLF-Richtwerte für Blei, Cadmium, Kupfer etc. erreicht (ZUMBROICH et al. 1994).

### 2.3.2 Schwermetalle im System Boden - Pflanze

Böden können im Stoffhaushalt von Ökosystemen eine Senke für Schwermetalle darstellen, indem sie der Ökosphäre Stoffe entziehen. Adsorptions-, Desorptions- und Lösungsfällungsprozesse bestimmen je nach Menge und elementspezifischer Eigenschaft und in Abhängigkeit von verschiedenen Bodencharakteristika die Schwermetallverteilung zwischen in der Feststoffphase gebundenen und gelösten Anteilen. Durch Mikroorganismen und Pflanzen werden diese gelösten Anteile aufgenommen und gelangen in die Nahrungskette oder durch Auswaschung in das Grundwasser (BLUME 1992).

Aufgrund der Bedeutung der Böden als Schadstoffsink und -quelle sollen an dieser Stelle einige wichtige Bodeneigenschaften kurz aufgegriffen werden: Die chemischen und physikalischen Eigenschaften der Böden beeinflussen Art und Bioverfügbarkeit von Metallen, wobei diese Bodeneigenschaften auch durch die Wurzeln der Pflanzen modifiziert werden (ALLOWAY 1999; BLIEFERT 1994; BLUME 1992; SCHEFFER et SCHACHTSCHABEL 1998). Ein wesentlicher Faktor sind die Säure-Base-Eigenschaften der Böden (Bodenreaktion). Schwermetalle besitzen unter sauren Bedingungen eine hohe Mobilität, wird der pH-Wert durch Kalken des Bodens erhöht, verringert sich die Bioverfügbarkeit (ALLOWAY 1999; DVWK 1988). Humus ist einer der wichtigsten Bodenbestandteile. Er regelt den Wasser-, Luft- und Wärmehaushalt des Bodens und stellt die bedeutendste natürliche Stickstoffquelle dar (BLIEFERT 1994; BLUME 1992).

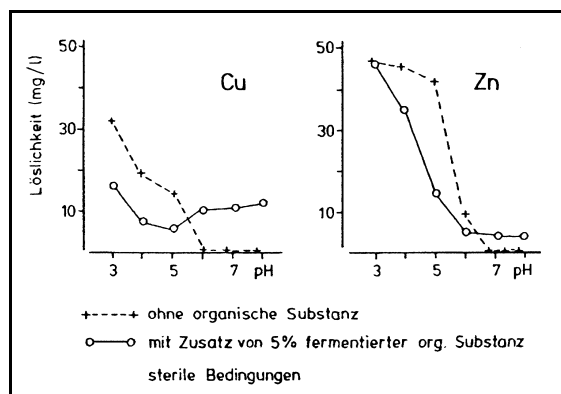
Durch anthropogenen Eintrag gelangen zunächst relativ leicht lösliche Schwermetalle in das Boden-Wasser-Pflanze-System, die langfristig gesehen jedoch auch der pedogenen Immobilisation (Bindung an

Kolloidoberflächen, Fixierung durch Tonminerale, insbesondere bei Zink, Inkorporation in organische Bodensubstanz, Okklusion in Metalloxiden) unterliegen können (BLUME 1992; BRÜMMER et al. 1986; KUNTZE et al. 1991). Abhängig von den Charakteristika der Metalle und Komplexbildner und deren jeweiligen Konzentrationen sowie der Bodenreaktionen entstehen positiv oder negativ geladene bzw. ungeladene lösliche metallorganische Komplexe sehr unterschiedlicher Art und Stabilität. In der Bodenlösung liegen die Schwermetalle vorwiegend als anionische Komplexe mit Chelat-Strukturen vor (SCHEFFER et SCHACHTSCHABEL 1998).

Bei der pH-abhängigen Adsorption durch organische Substanzen, vor allem durch organisch-komplexe Bindungsformen durch Carboxyl- und phenolische OH-Gruppen, nimmt die Stabilität der metallorganischen Bindungen in der Reihenfolge  $Zn < Cd < Ni \ll Pb \ll Cu$  zu (KERNDORF et SCHNITZER 1980).

„Bei neutraler bis alkalischer Reaktion der Bodenlösung findet im allgemeinen nur eine geringe Verlagerung der mit hoher Bindungsenergie durch anorganische und organische Bodenkomponenten gebundenen Schwermetalle statt. Mit abnehmendem pH steigen die Lösungsgehalte in Böden bei Cd bereits unterhalb 6.5 stark an, von Blei hingegen erst unter pH 5...“ (BLUME 1992, S. 298).

Eisen und Aluminium können mit Dicarbon- und Hydroxycarbonsäuren wie beispielsweise Citronensäure und Salicylsäure sowie Hydroxybenzolen negativ geladene Komplexe bilden, was verglichen mit anorganischen Lösungsgleichgewichten die Löslichkeit der Metalle hauptsächlich bei pH-Werten über 5 ... 6 entscheidend erhöht (SCHEFFER et SCHACHTSCHABEL 1998). Abb. 2 stellt die unterschiedliche Löslichkeit von Kupfer und Zink in einem belasteten Sandboden mit und ohne den Zusatz natürlicher organischer Komplexbildner dar.



**Abb. 2:** Einfluss von pH-Wert und organischen Komplexbildnern auf die Löslichkeit von Kupfer und Zink in einem belasteten Sandboden ( $Cu_t$ :  $115 \text{ mg kg}^{-1}$ ,  $Zn_t$ :  $123 \text{ mg kg}^{-1}$ ) (SCHEFFER et SCHACHTSCHABEL 1998)

Makro- und Mikronährstoffe können durch Wurzelexsudate und mikrobielle Syntheseprodukte mobilisiert und verfügbar gemacht werden. Pflanzen können so z. B. bei Eisenmangel durch erhöhte Protonenausscheidung und Ausscheidung von komplexierend und z. T. reduzierend wirkenden organischen Substanzen durch Säureangriff und teilweise durch Komplexbildung aus Eisen(III)-Oxiden sowie durch Reduktion Eisen freisetzen und in verfügbare Eisen(II)- und Eisen(III)-Komplexe umwandeln.

Auf diese Weise können anionische Nährstoffe, wie z. B. Phosphate und auch essentielle Schwermetalle, wie Mangan, Zink und Kupfer, mobilisiert werden. Durch die Adsorption der negativ geladenen metallorganischen Komplexe an positive Aluminium- und Eisenoxide verringert sich die Metalllöslichkeit bei pH-Werten unter 5 ... 6. Liegen die pH-Werte unter 3 ... 4, erfolgt die Aufspaltung schwächerer Komplexe, wie z. B. von Zink, durch eine erhöhte Protonenkonzentration. Die gebundenen Metallionen werden freigesetzt (Abb. 2). Bei einem hohen Metallangebot können neben Chelaten zwischen Metallen (M) und Carboxylgruppen auch einfache Komplexe, z. B. des Typs  $-COOM(OH)$ , entstehen. Mit zunehmendem pH-Wert steigt das Mol-Verhältnis von Komplexbildner zu Metall, wodurch gleichzeitig Stabilität und Löslichkeit der metallorganischen Komplexe zunehmen. In Bodenlösungen mit höheren DOC (dissolved



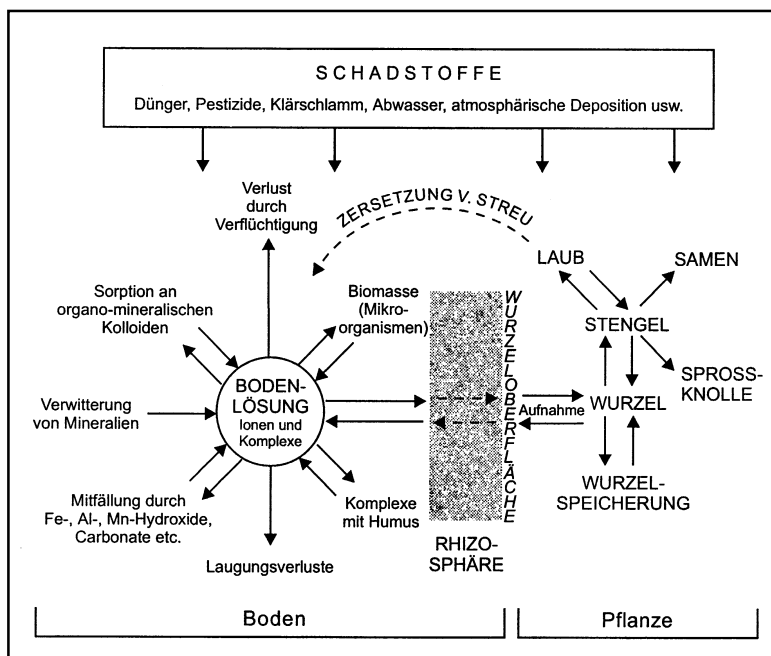
organic carbon) Gehalten steigt der komplexierte Anteil bei Kupfer meist oberhalb pH-Wert 5,5, bei Zink meist oberhalb pH-Wert 6,5 stark an (Abb. 2). Liegt der pH-Wert um oder über 7, liegen in der Bodenlösung die meisten Schwermetalle in komplexierter Form vor. Das Maß für die Stabilität metallorganischer Komplexe sind die Stabilitätskonstanten (SCHEFFER et SCHACHTSCHABEL 1998).

Die Schwermetallbelastung der Pflanzen wird hauptsächlich durch zwei Mechanismen bestimmt. Die Pflanzen nehmen in der Bodenlösung enthaltene Schwermetalle über die Pflanzenwurzeln auf (systematischer Aufnahmepfad) und erfahren durch äußeres Anhaften von kontaminiertem Bodenmaterial eine Schwermetallbelastung, die bei Nahrungspflanzen auch durch Waschen und küchentechnische Aufbereitung nicht vollständig entfernt werden kann (Verschmutzungspfad). Weiterhin können volatile Schwermetalle auch vom Boden über die Luft (Ausgasung) in die Pflanzen gelangen. Der Transferfaktor (F) als Quotient aus Metallkonzentration in der Pflanze und der Metallkonzentration im Boden gibt eine zahlenmäßige Auskunft über den Übergang der Schwermetalle aus dem Boden in Pflanzen (BLIEFERT 1994). Dieser Übergang ist u. a. vom entsprechenden Element abhängig. So gelten Zn und Cd beispielsweise als gut beweglich, im Gegensatz zu Pb, Cu und Hg (FENT 1998).

**Tab. 4: pH-Werte für die beginnende Mobilisierung verschiedener Metalle in Böden sowie häufige Bereiche für Transferfaktoren (BLUME 1992; SCHEFFER et SCHACHTSCHABEL 1998)**

Element	Cd	Zn	Ni	Co	Al	Cu	As	Cr(III)	Pb	Hg
pH-Grenze	6.5	6- 5.5	5.5	5.5	5.5	4.5	4.5- 4	4.5- 4	4	4
Transferfaktor	0,03-10	0,03-10	0,01-2			0,01-2	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5

Nach MENGEL (1984) hemmen beispielsweise überhöhte Zinkgehalte im Boden das Pflanzenwachstum beachtlich. Kalkung und z. T. auch die Düngung von organischem Material mindern die Zinkaufnahme der Pflanze aus dem Boden. Während Zn für die Pflanze unentbehrlich ist und auch erst bei höheren Konzentrationen toxisch wirkt, ist Cd schon in niedrigen Konzentrationen toxisch. Im Gegensatz zu Pb wird Cd von der Pflanze relativ gut aufgenommen und in die oberen Pflanzenteile verlagert.



Den Austausch von Schadstoffen zwischen Pflanzen und Boden, der überwiegend über die Wurzeloberfläche und die Rhizosphäre erfolgt, beschreibt Abb. 3.

Mit steigenden Schwermetallgehalten im Boden nehmen in der Regel auch die entsprechenden Gehalte in den Pflanzen zu (WILD 1995b).

**Abb. 3: Schadstoffe im System Boden - Pflanze (ALLOWAY et AYRES 1996)**

Untersuchungen haben gezeigt, dass die Resorption der Schwermetalle direkt von der an der Wurzel verfügbaren Konzentration abhängig ist (GRILL et ZENK 1989). Ursächlich für das unterschiedliche Schwermetallaufnahmevermögen der Pflanzen sind Differenzen bezüglich der Selektivität, der Wasseraufnahmerate sowie der Wurzelreichweite. Weitere Unterschiede ergeben sich auch bezüglich des Entwicklungsstadiums und des Ertrages, da durch Verdünnung bei erhöhter Grünmasse- bzw. Trockensub-

stanzbildung sowie durch sinkende Aufnahme bei Durchwurzelung tieferer, unbelasteter Bodenschichten der Schwermetallgehalt im Verlaufe des Wachstums abnimmt (KNOCHE 1996).

Bei dem wachsenden Schadstoffvolumen in Böden ist die Toleranz der Pflanzen gegenüber Schwermetallen ein wichtiger Aspekt. Manche Pflanzen wachsen auf schwermetallhaltigen Plätzen gut, andere, nicht-tolerante Pflanzen, wiederum vertragen die erhöhten Metallkonzentrationen nicht und werden in ihrem Wachstum beschränkt bzw. gehen ein (WILD 1995b). Eine Besonderheit ist jedoch, dass die toleranten Pflanzen gewöhnlich langsamer wachsen als die nichttoleranten, selbst wenn für tolerante Exemplare die Konzentration der Metalle im Boden optimal ist. Dieser Wachstumsunterschied ist, vorsichtig ausgedrückt, der Preis für den Toleranz-Mechanismus (ERNST 1983). Nach VERKLEIJ (1993) werden die schwermetallempfindlichen Spezien durch die zunehmende Schwermetallkonzentration in der Umwelt möglicherweise aussterben. Bezüglich des Akkumulationsverhaltens von Pflanzen hinsichtlich der Verteilung der Schwermetalle Cd, Cu, Pb und Zn zeigten sich höhere Konzentrationen und weniger biologische Dispersion in älteren Pflanzenteilen als in jungen Keimspitzen (SIEBERT et al. 1995).

Nach BERGMANN (2001) werden Schwermetalle, die die Pflanzen über den Boden aufnehmen, im Organismus der Pflanzen grundsätzlich verkapselt deponiert. Sie bleiben in den Pflanzenzellen gespeichert und gelangen so in die Nahrungskette des Menschen. In den Pflanzen umschließen Phytochelatine und Aminosäuren wie N-Trimethylglycin die Schwermetall-Ionen, so dass diese ihre zerstörerische Rolle nicht entfalten können. Amine wie Putrescin und Spermin verhindern, dass Schäden an der Zellmembran und den Chromosomen durch Schwermetalle entstehen. „Das bedeutet aber, dass die für diesen Stressstoffwechsel benutzten Aminosäuren als Grundbausteine des Lebens nicht mehr zur Verfügung stehen...“ (BERGMANN 2001). Die Folge: das Wachstum der Pflanzen ist erheblich gebremst. Trockenheit, Bodenversauerung und -versalzung, z. B. durch Fehler in der Landbewirtschaftung, verstärken diese Effekte zusätzlich. Als Nahrungsmittel sind nach BERGMANN (2001) derart geschädigte Pflanzen nicht nur wegen der im Übermaß gespeicherten Schwermetalle weniger empfehlenswert, sondern auch aufgrund der veränderten Zusammensetzung an Stoffwechselprodukten.

### 2.3.3 Gesundheitsschäden durch Schwermetalle, Grenzwerte, Sanierungsvorschläge

Aus dem Boden werden die Schadstoffe direkt durch die Pflanze aufgenommen und gelangen zu Menschen und Tieren und von dort wiederum in den Boden, wo sie den Pflanzen erneut zugeführt werden. Nicht abbaubare Schwermetalle können diesen Kreislauf nach WALLNÖFER et ENGELHARDT (1995) nie wieder verlassen. Die Konzentration und Art der eingetragenen Schwermetalle spielen dabei eine entscheidende Rolle (HAPKE 1984; KUNTZE et al. 1991; PRÜß 1992). Da die Böden als offene Systeme, Trinkwasserspeicher und als Lebensraum für viele Pflanzen und Tiere dem Ein- und Austrag von Stoffen aus geogenen wie auch anthropogenen Quellen unterliegen, kann eine Veränderung des Stoffhaushaltes direkte oder indirekte Auswirkungen auch auf die Gesundheit des Menschen haben (ALLOWAY et AYRES 1996; BLIEFERT 1994; WILD 1995a).

Schwermetalle werden von Mensch und Tier nur langsam wieder ausgeschieden. Über Jahre akkumuliert können sie zu chronischen Erkrankungen (z. B. Itai-Itai-Krankheit durch Cadmiumvergiftung, Krebserkrankungen der Atemwege durch Arsen und Chrom, Minamata-Krankheit durch Quecksilbervergiftungen, Hirnödeme und Nierenschäden durch Bleivergiftungen) führen (ALLOWAY et AYRES 1996; BLIEFERT 1994; GRILL et ZENK 1989; WILD 1995a). Weiterhin sind durch eine Anreicherung der toxisch wirkenden, nicht essentiellen Schwermetalle in stoffwechselphysiologisch wichtigen menschlichen Organen nach KUNTZE et al. (1991) gesundheitliche Schädigungen der Leber, des Blutes bzw. des Knochenmarkes bekannt.

Zur Bewertung der Schwermetallkonzentration in den Böden liegen u. a. deshalb bestimmte Rahmenwerte vor. Eine Auswahl von Orientierungswerten für unbedenkliche, tolerierbare und toxische Schwer-

metallgehalte in Böden sind Tab. 5 zu entnehmen. Die Orientierungsdaten für tolerierbare Gesamtgehalte (Königswasseraufschluss) einiger Elemente in Kulturböden sind bei der Ausbringung von Klärschlämmen und Komposten auf Acker- und Gartenböden zu berücksichtigen und sollen so einen weiteren Anstieg der Schadstoffkonzentrationen im Boden verhindern helfen (KLOKE 1993).

**Tab. 5: Nutzungs- und schutzgutbezogene Orientierungswerte für (Schad-)Stoffe in Böden (nach EIKMANN et KLOKE 1993)**

Nutzungs- und schutzgutbezogene Orientierungswerte für (Schad-)Stoffe in Böden		Pb	Cd	Cu	Zn
Gefährdungsbereich	BW	in mg/kg			
unbedenklich	I	< 100	< 1	< 50	< 150
tolerierbar	II	100-< 500	1-< 2	< 50	150-< 300
	III	500-< 1000	2-< 5	50-< 200	300-< 600
toxisch	> III	> 1000	> 5	> 200	> 600

Der Bodenwert (BW) I ist ein Basiswert (Hintergrundwert), der als oberer, geogen und pedogen bedingter Istwert natürlicher Böden ohne wesentliche, anthropogen bedingte Einträge festgelegt ist. Hintergrundwerte für Böden im allgemeinen beruhen auf den ermittelten Hintergrundgehalten und bezeichnen unter Angabe der statistischen Kenngrößen und der Differenzierung hinsichtlich der Bodeneigenschaften und Standortverhältnisse sowie der Bezugsgrößen Nutzung und Gebietstyp die repräsentativen Stoffkonzentrationen in Böden. Der Hintergrundgehalt eines Bodens setzt sich zusammen aus dem geogenen Grundgehalt eines Bodens und der ubiquitären Stoffverteilung als Folge diffuser Einträge in den Boden (EIKMANN et KLOKE 1993). Der als Toleranzwert oder spezieller Nutzungswert bezeichnete BW II wird auch als Prüfwert oder Sanierungszielwert bezeichnet und charakterisiert den „schutzgut- und nutzungsbezogene(n) Gehalt in Böden, der trotz dauernder Einwirkung auf die jeweiligen Schutzgüter, deren „normale“ Lebens- und Leistungsqualität auch langfristig nicht negativ beeinträchtigt. Der Bodenwert III (Eingreifwert bzw. Interventionswert) legt Metallgehalte im Boden fest, bei dem Schäden an Schutzgütern wie Pflanze, Tier und Mensch, sowie an Nutzungen und Ökosystemen erkennbar werden“ (EIKMANN et KLOKE 1993, Kennzahl 9305, S. 1)

Grenz- und Richtwert können jedoch nicht losgelöst von den Bodenparametern, die eine spezifische Region charakterisieren, betrachtet werden. Vielmehr sind, wie oben beschrieben, bei der Einschätzung des ökotoxikologischen Verhaltens der im Boden akkumulierten Schwermetalle die Parameter pH-Wert, Ton- und Humusgehalt, Karbonatgehalt, Sesquioxide und Kationenaustauschkapazität in eine gesamtheitliche Betrachtung mit einzubeziehen (ANDREAE 1994; FRIELINGHAUS et al. 1999b; HARRES 1992). Nach § 8 Abs. 2 Nr. 1 BBODSCHG (1998) gelten Vorsorgewerte für Metalle in Böden, die nach Bodenart Ton, Lehm/Schluff und Sand unterschieden werden (Tab. 6).

**Tab. 6: Vorsorgewerte für Metalle nach BBODSCHV (1999) in mg/kg Trockenmasse, Feinboden, Königswasseraufschluss**

Böden	Cd	Pb	Cr	Cu	Hg	Ni	Zn
Bodenart Ton	1,5	100	100	60	1	70	200
Bodenart Lehm/Schluff	1	70	60	40	0,5	50	150
Bodenart Sand	0,4	40	30	20	0,1	15	60
Böden mit naturbedingt und großflächig siedlungsbedingt erhöhten Hintergrundgehalten	unbedenklich, soweit eine Freisetzung der Schadstoffe oder zusätzliche Einträge nach § 8 Abs. 2 und 3 dieser Verordnung keine nachteiligen Auswirkungen auf die Bodenfunktionen erwarten lassen						

Neben den Vorsorgewerten für Böden legt die BBODSCHV (1999) Prüfwerte und Maßnahmenwerte für Böden unter Ackerbau und Gartenbau (Tab. 7) sowie Maßnahmenwerte für Grünland fest, die den Wirkungspfad Boden - Nutzpflanze repräsentieren.

**Tab. 7: Prüf- und Maßnahmenwerte nach § 8 Abs. 1 Satz 2 Nr. 1 und 2 des BBODSCHG (1998) für den Schadstoffübergang Boden – Nutzpflanze auf Ackerbauflächen und in Nutzgärten im Hinblick auf die Pflanzenqualität in mg/kg Trockenmasse, Feinboden (BBODSCHV 1999)**

Stoff	Ackerbau, Nutzgarten		
	Methode <sup>1)</sup>	Prüfwert	Maßnahmenwert
Arsen	Königswasser	200 <sup>2)</sup>	-
Cadmium	Ammoniumnitrat	-	0,04/0,1 <sup>3)</sup>
Blei	Ammoniumnitrat	0,1	-
Quecksilber	Königswasser	5	-
Thallium	Ammoniumnitrat	0,1	-
Benzo(a)pyren	-	1	-
Arsen <sup>4)</sup>	Ammoniumnitrat	0,4 <sup>4)</sup>	-
Kupfer <sup>4)</sup>	Ammoniumnitrat	1 <sup>4)</sup>	-
Nickel <sup>4)</sup>	Ammoniumnitrat	1,5 <sup>4)</sup>	-
Zink <sup>4)</sup>	Ammoniumnitrat	2 <sup>4)</sup>	-

1) Extraktionsverfahren für Arsen und Schwermetalle.

2) Bei Böden mit zeitweise reduzierenden Verhältnissen gilt ein Prüfwert von 50 mg/kg Trockenmasse.

3) Auf Flächen mit Brotweizenanbau oder Anbau stark Cadmium-anreichernder Gemüsearten gilt als Maßnahmenwert 0,04 mg/kg Trockenmasse; ansonsten gilt als Maßnahmenwert 0,1 mg/kg Trockenmasse.

4) Prüfwerte nach § 8 Abs. 1 Satz 2 Nr. 1 des BBODSCHG (1998) für den Schadstoffübergang Boden - Pflanze nur auf Ackerbauflächen.

Um Schadstoffe aus Luft, Wasser und Boden zu entfernen, sind aufwendige Sanierungsmaßnahmen nötig. Durch Reinigungsverfahren bezüglich Luft und Wasser entstehen in der Regel Rückstände, die als Düngemittel (Klärschlamm) eingesetzt oder im Boden deponiert werden (FRIELINGHAUS et al. 1999a). Im Gegensatz zu Luft und Wasser akkumulieren die Böden die langzeitigen anthropogenen Belastungen (VIERECK-GÖTTE et EWERS 1997).

BENNETT et DOYLE (1999) zeigen verschiedene Dekontaminations- und Vorsichtsmaßnahmen für schwermetallverseuchte Grundstücke auf. Dazu gehören u. a. das Abtragen der kontaminierten Böden (WILLE 1993), die Immobilisation (Umwandlung der Schadstoffe durch Zugabe von Chemikalien auf die Böden), die Vitrifikation (das Überdecken der verunreinigten Böden mit reiner Erde), die Einkapselung (hier wird der geschädigte Boden in den tieferen Schichten mit Folien überzogen und so gegen Ausfällungen und Entgasung im Oberbodenbereich geschützt) (NEUMAIER et WEBER 1993; WILLE 1993), das Waschen, die Extraktion (die Böden werden mit organischen Lösungen behandelt), die Dampfreinigung (NEUMAIER et WEBER 1993; WILLE 1993), die Elektromigration und Elektroosmose (Elektroden erzeugen im Boden ein Spannungsfeld) (WILLE 1993), die Phytoremediation (Dekontamination mittels hyperakkumulativer Pflanzen) (ALEF 1994; BROOKS et al. 1998) und Bioleaching (Freisetzung von Schwermetallen in das Wasser durch Mikroorganismen) (HADDADIN et al. 1995; KAPOOR et al. 1995).

Nach GRILL et ZENK (1989) kann zur Problemlösung der Anbau gentechnisch veränderter Nutzpflanzen in Betracht gezogen werden, die in den essbaren Pflanzenteilen besonders wenig Schwermetalle akkumulieren. Dieses Ziel könnte durch die gesteuerte Bildung von schwermetallbindenden Molekülen, den Phytochelatinen, in bestimmten Pflanzenorganen (Wurzelsystemen) erreicht werden.

Auch eine Entgiftung der bereits mit Schwermetallen kontaminierten Böden durch effizient metallakkumulierende Pflanzen ist nach ZENK (1996) in Zukunft möglich.