

Erik Schrenner

Kontaminationen von Flusslandschaften durch mittelalterlichen Bergbau: Beispiele aus Bayern

Studienarbeit

Dokument Nr. V197338
<http://www.grin.com>
ISBN 978-3-656-23530-9



Thema:

**Kontaminationen von Flusslandschaften durch
mittelalterlichen Bergbau: Beispiele aus Bayern**

Inhaltsverzeichnis

1 Einleitung	3
2 Schwermetalle und ihre Bedeutung	4
2.1 Arsen	5
2.2 Blei	6
2.3 Zink	7
3 Schwermetalleinträge in Auensedimenten	8
4 Bergbaufolgelandschaften	10
5 Das Untersuchungsgebiet	12
5.1 Physisch- geographische Grundlagen	13
5.2 Die Vils	13
5.3 Der Bergbau	14
5.3.1 Lagerstätten	14
5.3.2 lokale Bergbauhistorie	15
5.3.3 natürliche Schwermetallgehalte	16
6 Auswertung der Schwermetallgehalte	18
6.1 Tiefengradient	18
6.2 Horizontale Variabilität	20
7 Handlungsarten für den Umweltschutz	21
8 Zusammenfassung	23
Literaturverzeichnis	24

1 Einleitung

Seit dem Mittelalter werden in verschiedensten Montanregionen Deutschlands Rohstoffe abgebaut. Dabei führt die intensive Nutzung der Landschaften um den Bergbau zu einer nachhaltigen Veränderung. Schwermetalle, die infolge der Übernutzung in die Umwelt gelangen konnten, sind ein Beispiel dafür. Sie stellen ein hohes Gefahrenpotenzial dar, da sie durch natürliche Prozesse nicht abgebaut werden können und sowohl im menschlichen Körper als auch im Boden immer weiter angereichert werden. Wenn bestimmte Voraussetzungen erfüllt sind, kann es zu einer Mobilisierung der Schwermetalle kommen. Dies kann zu einer Kontamination des Grund- und Oberflächenwassers führen, wobei Flusssysteme als natürlicher Transportweg für die Schwermetalle dienen. In Auenlandschaften können sich die Schwermetalle dann in Senken akkumulieren und werden zu sekundären Schadstoffquellen für die Umwelt. Dabei stellen die Schwermetallsenken gute Informationsquellen über die historische Veränderung der Landschaft dar und können Auskunft über den Grad der Übernutzung geben.

Die vorliegende Arbeit soll einen Einblick in das Thema der Kontamination von Flusslandschaften durch mittelalterlichen Bergbau liefern. Dabei wird der Schwerpunkt auf das Bundesland Bayern gelegt und aus diesem auch ein Beispiel genannt werden. In diesem Zusammenhang werden als erstes drei verschiedenen Schwermetalle aufgeführt, welche für das im Folgenden aufgeführte Beispiel besonders relevant sind. Danach wird ein kurzer Einblick in Bergbaufolgelandschaften gegeben. Im Anschluss daran wird die Thematik mit dem Beispielgebiet aus Bayern näher betrachtet. Hierbei wird die physisch- geographische Lage des Gebietes vorgestellt und ein Überblick über die Historie des lokalen Bergbaus geliefert. Anschließend werden die Messwerte und Folgen der Kontamination durch den mittelalterlichen Bergbau angeführt. Den Abschluss der Arbeit bilden Handlungsarten zum Umweltschutz, um einen kompletten Überblick über die Thematik zu erhalten.

2 Schwermetalle und ihre Bedeutung

Die meisten Schwermetalle gehören zur Gruppe der Spurenelemente. Dabei kommen 90% von ihnen nur in der Konzentration von $< 0,1\%$ in der Umwelt vor. Sie sind durch ihr spezielles Gewicht von $> 6,0 \text{ g/cm}^3$ (Förstner:1974:14) definiert. Die meisten Spurenelemente besitzen ähnliche Eigenschaften und ihr Verhalten in Böden und ihre physiologische Wirkung ist oft analog. Die toxikologische, ökologische und physiologische Wirkung ist dabei von der Art jedes einzelnen Elements abhängig.

Eine Reihe von Schwermetallen wie Quecksilber, Blei und Cadmium besitzen eine ernährungsphysiologische Funktion. In geringen Konzentrationen üben sie keinerlei Einfluss auf das Wachstum und den Ertrag von Pflanzen aus. Wird jedoch eine bestimmte Konzentration überschritten, so wirken sie äußerst toxisch. Durch ihre Beteiligung an vielen Stoffwechselvorgängen haben Zink und Kupfer eine wichtige Rolle als Mikronährstoffe für Lebewesen. Dadurch können sie in der Medizin aber auch in der Forst- und Landwirtschaft eingesetzt werden. Bei Letzterem werden sie dem Düngemittel als Zusatzstoff beigelegt.

Der Boden stellt neben dem Wasser und der Luft das wichtigste Element für die Lebewesen auf der Erde dar. Dabei wurde erst in den letzten 30 Jahren über den Schutz und die Schädigung durch verschiedenste Einflüsse auf unsere Böden diskutiert. Ein Schwerpunkt der bodenkundlichen Forschung ist, neben der Untersuchung der Belastung durch organische Schadstoffe, die Analyse der Schwermetallverunreinigungen in Böden. Das ökologische Problem liegt hierbei in der Beständigkeit der Schwermetalle. Diese können in den Böden nicht abgebaut, sondern lediglich akkumuliert und angereicht werden. Bei bestimmten biochemischen Voraussetzungen kann es zur Mobilität kommen, wodurch sie in der Bodenlösung vorliegen und somit bioverfügbar sind. Dadurch können sie von Pflanzen und Tieren aufgenommen werden, wobei die Gefahr entsteht, dass sie auch in die menschliche Nahrungskette gelangen und angereicht werden.

Schadstoffe wie Schwermetalle gelangen häufig erst durch anthropogenen Einfluss in die Umwelt oder kommen geogen in Ausgangsgestein und Böden vor. Dabei ist

besonders auffällig, dass bei Untersuchungen zur Kontamination von anorganischen Schadstoffen besonders in Ballungsgebieten die Werte um ein Vielfaches erhöht waren. Weiterhin weisen Gebiete, in denen Schwermetallerze abgebaut und weiterverarbeitet wurden, eine extreme Metallanreicherung in den Böden auf. Da sie in natürlichen Böden nur in einer sehr geringen Konzentration vorkommen, muss davon ausgegangen werden, dass sie das Produkt von Verwitterung und Anreicherung sind. Böden stellen aber auch einen natürlichen Puffer dar und können die Schwermetalle kurz- aber auch langfristig immobilisieren und dem Stoffkreislauf entziehen. Bei der Pufferwirkung werden gelöste Schadstoffe durch Adsorption an Bodenstoffe, wie Tonminerale, Oxide oder Humusstoffe, gebunden oder durch bodeneigene Substanzen chemisch ausgefällt. Dadurch kommt es zur Immobilisierung der Schadstoffe, wodurch das Gefährdungspotenzial verringert wird. Im alkalischen Milieu können 90% der Schwermetalle eine Bindung mit einem Feststoff eingehen (Brand:1989:5/Förstner:1976:13-15/Narimanidze et al.:2005:12/Völkel:2006:3-4)

2.1 Arsen

Das Halbmetall Arsen stammt aus der Gruppe V des Periodensystems der Elemente. Da es oft in Vergesellschaftung mit anderen Schwermetallen zu finden ist wird es bei wissenschaftlichen Studien über die Schwermetallanreicherung ebenfalls untersucht. Arsen sublimiert, das heißt es wechselt seinen Aggregatzustand bei einer Temperatur von 613°C. Es besitzt durch mehr als eine Oxidationsstufe bei natürlichen Bodenbedingungen eine sehr komplexe Geochemie. Dabei sind einige Verbindungen stark toxisch. Arsen kann als Kation und als Anion vorkommen. Durch den Einsatz von Pestiziden in der Landwirtschaft und Bergbauaktivitäten gelangen die meisten anthropogen verursachten Arseneinträge in die Natur. Die Aufnahme bei Pflanzen ist eher sehr gering.

Natürliche Arsenverbindungen bestehen zu 60 % aus Arsenaten, zu 20 % aus Sulfiden und Sulfidsalzen, wobei die häufigste Erscheinungsform das Arsenmineral Arsenopyrit ist. Eine Förderung geschieht heute nur noch als Nebenprodukt beim Gold-, Silber-,

Kupfer- und Bleibergbau. Außerdem zeigt es eine hohe Affinität zu Schwefel, wodurch es meist in der Nähe zu sulfidischen Erzlagerstätten zu finden ist. In diesen Regionen besitzen die Böden einen erhöhten atmosphärischen Eintrag, was auf die relativ hohe Flüchtigkeit zurückzuführen ist. Beim Verhütten von Zink- und Bleierzen entsteht Arsenoxid als ein giftiges Nebenprodukt. Ein weiteres Problem stellen landwirtschaftlich genutzte Flächen dar, welchen durch den Einsatz von Düngemitteln häufig ebenfalls erhöhte Werte aufweisen. Im Durchschnitt sind in der Erdkruste 1-15 mg/kg As enthalten. Einen starken Einfluss bei der Löslichkeit beziehungsweise Sorption von Arsen besitzen der pH- Wert, der Anteil von Fe- und Al-Oxiden und das Redoxpotential. Flüsse besitzen etwa 1,7 µg/kg Arsen als gelöste Fracht (Alloway:1999:113-127/Moore:1984:4-22/Völkel:2006:8-9).

2.2 Blei

Blei ist ein blaugraues, schweres Metall mit einer Dichte von 11,3 g/cm³. Es ist in der IV Gruppe des Periodensystems der Elemente angesiedelt, schmilzt bei 327°C und verdampft bei 1744°C. Durch seinen geringen Schmelzpunkt konnten bereits frühe Kulturen Blei verarbeiten. Die kontinentale Kruste enthält im Durchschnitt 15 mg/kg Blei, wobei das am häufigsten auftretende Mineral der Galenit ist. Ein unbelasteter Boden besitzt meistens Gehalte zwischen 2-60 mg/kg Blei, wobei dieser Wert zumeist < 20 mg/kg ist. Bei höheren Belastungen steht meist der anthropogene Einfluss im Vordergrund. So kommen erhöhte Werte in Böden vor, welche sich in der Nähe von metallverarbeitenden Betrieben, verkehrsreichen Straßen, Schießplätzen oder Bergbauarealen befinden. Das Schwermetall Blei kann sich bei der Aufnahme durch Lebewesen in Nieren und Leber sowie in Zähnen und Knochen anreichern. An dieser Stelle ersetzt es das Calcium und wird stattdessen in das Apatitgitter eingebaut. Auch dadurch ist die Verweilzeit von Blei in der Umwelt gegenüber anderen schädlichen Stoffen groß. Hauptsächlich wird Blei atmosphärisch in die Böden eingetragen. Der Wind kann eine sehr große Rolle einnehmen, da er das Blei, durch feine Partikel und Aerosole, weit transportieren kann. So finden sich häufig erhöhte Immissionswerte fernab von Industriegebieten. Durch Interzeptionsdeposition, die Filterwirkung von

Bäumen, kann in Wäldern, bevorzugt in Nadelwäldern, deutlich mehr Blei eingetragen werden als in Laubwäldern. Aber auch durch Wind- und Wassererosion bei Erz- und Abraumhalden ehemaliger Bergbaustandorte können Böden eine erhöhte Belastung erfahren. Hinzu kommen noch Klärschlammausträge und Siedlungsabfälle, welche zur Belastung beitragen.

Blei ist im Boden sehr immobil und weist bei einem pH-Wert von > 5 eine sehr geringe Löslichkeit auf. Erst beim Absinken des pH-Wertes auf < 4 steigt die Löslichkeit an, wodurch eine Verfügbarkeit ansteigt. Bleiacetate, -chloride und -chlorate weisen eine gute Löslichkeit auf. Die Gehalte von Blei in Flüssen betragen zwischen 0,02-0,4 $\mu\text{g/kg}$. Die verminderte Löslichkeit und daraus resultierenden schwache Verlagerung finden sich etwa 80% des emittierten Bleis in oberflächennahen Schichten. Ein weiterer Faktor für die Mobilität ist der Anteil an organischer Substanz im Boden. So kann besonders organischer Kohlenstoff im Boden löslichkeitserniedrigend wirken, auch wenn sich der pH-Wert in einem sauren Milieu bewegt. Andererseits gibt es auch organische Böden, welche sich positiv auf die Mobilität auswirken. Dies geschieht wenn sich lösliche organische Komplexe beim Erreichen der Sättigung der Bleiaustauschkapazität bilden. Ein Beispiel für solche organischen Komplexe sind die Fulvosäuren.

Die drei wichtigsten Prozesse zur Fixierung des Bleis im Boden sind zum einen die Adsorption an Mineraloberflächen oder an Sequioxiden und die Bildung von stabilen organischen Komplexen. Zum anderen trägt die Ausfällung schlecht löslicher Pb-Komponenten wie Sulfate oder Karbonate zur Fixierung im Boden bei (Arthen:1992:40-42/Förstner:1974:21-23/Völkel:2006:5-6).

2.3 Zink

Zink ist für Lebewesen ein bedeutsames Spurenelement, kann jedoch bei erhöhter Konzentration stark toxisch wirken. Es ordnet sich in der Gruppe IIa des Periodensystems der Elemente an und verdampft bei 907°C . Sein Schmelzpunkt befindet sich bei 419°C und die größte Verbreitung erfährt es durch das sulfidische Mineral Spahlerit. In der Erdkruste betragen die durchschnittlichen Gehalte 15-

100mg/kg. Natürlich kommt Zink ausschließlich in der Oxidationsstufe +2 vor, wobei es bevorzugt im Gitter der Silikate gebunden ist. In belasteten Böden bildet Zink definierte Zn- Verbindungen mit Sulfiden, Silikaten, Phosphaten oder Karbonaten. Außerdem wird es bei stark belasteten Böden gern an organische Substanzen gebunden. In der Umwelt existiert Zink hauptsächlich gelöst im Bodenwasser, austauschbar und gebunden an Bodenpartikel, in primären Mineralen und okkludiert in sekundäre Tonmineralen oder Metalloxiden/-hydroxiden.

Im Vergleich zu Blei ist Zink deutlich mobiler, wenn nicht sogar das mobilste aller Schwermetalle. Dabei sind Zinkchlorate, -chloride, -nitrate und -sulfate besonders leicht lösliche Komponenten. Im Gegensatz dazu zählen Zinkoxide, -sulfide, -silikate, -karbonate und -phosphate sowie organische Komplexe zu den schwer löslichen Salzen. Der Gehalt von austauschbarem Zink beträgt bei einem pH-Wert von 5 bereits 10-30%. Bewegt sich der pH-Wert in saurem Milieu bei drei, so sind schon 50% austauschbar. Ein Anstieg der Gesamtgehalte trägt wie bei Blei zur höheren Löslichkeit bei. Genauso identisch verhalten sich die Emissionsquellen zwischen Blei und Zink. Durch die Vergesellschaftung der beiden Erze sind besonders Böden in Bergbaugebieten auf Buntmetalle kontaminiert. Die hohe Löslichkeit führt außerdem dazu, dass Flüsse mit durchschnittlich 7-10 µg/kg Zink befrachtet sind (Arthen:1992:45-46/Moore:1984:182-199/Völkel:2006:6-8).

3 Schwermetalleinträge in Auensedimenten

Durch die Nutzung der Wasserkraft in Flusslandschaften seit dem 13. Jahrhundert konnten sich hohe Frachten an Schwermetallen in Auensedimenten akkumulieren. Die wichtigste Rolle spielte dabei der Bergbau. In den Talauen kam es zur Ansiedlung vieler Erzaufbereitungs- und Verhüttungsstandorte, die dazu beitrugen, dass sich Schadstoffe über den hydrologischen und atmosphärischen Weg in die Sedimente der Auen eintragen konnten. Die fortschreitende Industrialisierung führte weiterhin zur Rodung der Wälder, wodurch sich durch zunehmende Erosion riesige Lehmepakete in den

Talauen akkumulieren konnten. Dieser Vorrat an Feinbodenanteil, welcher eine große Masse an Tonmineralen und pedogenen Oxiden aufweist ist die perfekte Voraussetzung für die Bindung von Schwermetallen, da dies die bevorzugten Sorptionspartner sind.

Die effektivsten Transportsysteme für gelöste oder partikuläre Schadstoffeinträge sind die Oberflächengewässer. Von da aus können Schadstoffe direkt in das Grundwasser gelangen. Im Grundwasserschwankungsbereich, der die Auenböden prägt, werden sie dann dem Substrat zugeführt. Die partikulären Schwermetalle lagern sich hingegen bei Hochwasserereignissen zusammen mit dem Sediment in den Auenlandschaften ab. Dahingehend zeigt sich direkt der anthropogene Einfluss auf die Umwelt. Dies zeigt, dass fluvial morphologische Prozesse und der Wechsel zwischen Erosion und Akkumulation wichtig für die Verteilung und Verbreitung und die spätere Remobilisierung von Schwermetallen sind. In vielen Fällen einer Kontamination von Auenlandschaften wird von einer punktförmigen Emissionsquelle gesprochen. Selbst einer Unterbindung der Emission trägt noch nicht zu einer Verminderung der Kontaminationsgefahr bei, da die belasteten Sedimentpakete als sekundäre Schadstoffquellen fungieren. Dies hat zur Folge, dass sich der Ursprung flächenhaft ausbreiten kann und somit immer noch eine Gefahr für die Umwelt darstellt. Die entscheidende Rolle beim Transport der Schwermetalle spielt die Schwebfracht. So werden über 90% der Schwermetalle mit Hilfe von Sedimentschwebfracht im Fluss transportiert. Dabei sind besonders Ton- und Schluffpartikel durch ihre guten Bindungseigenschaften und leichte Verlagerbarkeit in den Fokus gerückt.

In den vergangenen Jahren konnte ein deutlicher Rückgang der Metallfracht verzeichnet werden. Dennoch zeigt sich die Umwelt dahingehend nicht weniger belastet. Durch die Eigenschaften der Böden, Schwermetalle in geochemischen Senken zu speichern und zu immobilisieren kann es beim Wechsel der Umweltbedingungen erneut zur Mobilisierung und Bioverfügbarkeit kommen. Beispiele, die zur Änderung der Bedingungen führen könnten, wären das Absinken des pH-Wertes durch saure Niederschläge oder wechselnde Redoxbedingungen. An dieser Stelle ist auffällig, dass anthropogen verursachte Schwermetallablagerungen schneller mobilisiert werden können als geogen angereicherte, was an den unterschiedlichen Bindungsverhältnissen liegt sowie an der besseren Verfügbarkeit.

Durch die physikochemischen Eigenschaften sind besonders reduzierte Auensedimenten ein bevorzugter Platz zur Mobilisierung von Schwermetallen. Dies liegt an dem vorherrschenden niedrigen pH-Wert und den hohen Redoxpotentialen. Das Gegenstück dazu ist der unter Oxidationseinfluss stehende aGo-Horizont. Hier können sich durch Sorption an die Sesquioxide viele Schwermetalle anreichern. Auch deshalb stellen junge Auenlehmaablagerungen, welche unter dem Einfluss des Grundwasserschwankungsbereichs liegen, den am stärksten belasteten Bereich dar (Calmano:1989:31-33/Kress:1993:90/Lahmann:1987:41-46/Völkel:2006:9-11).

4 Bergbaufolgelandschaften

Seit dem Mittelalter beeinflusst der Mensch die Umwelt nachhaltig. Dabei zeigen sich besonders in Deutschland starke Zusammenhänge zwischen Bergbau, Besiedlung und der damit verbundenen Umstrukturierung der Landschaft. Metallrohstoffe wurden schon seit der postneolithischen Zeit abgebaut und weiterverarbeitet. Bedingt dadurch entwickelte sich das Montanwesen, als ein neuer Wirtschaftszweig. Dazu gehören nicht nur die Prospektion, der Abbau und die Aufbereitung, sondern auch die Verarbeitung und der Handel mit Erzen und Fertigwaren. Aber nicht nur der Bergbau an sich war verantwortlich für die holozäne Veränderung der Landschaft, sondern auch die damit verbundene Rodung der umliegenden Wälder und das Anlegen von Ackerlandschaften. Gegenwärtig sind diese Bergbaufolgelandschaften geprägt von Veränderungen im Relief, der Natur und Vegetation und von Schadstoffeinträgen in die Umwelt.

Seit Beginn des Mittelalters konnten sich vor allem im Mittelgebirge, aber auch im Schwarzwald wichtige Erzbergbaugebiete entwickeln. Infolge eines Anstiegs der Bergbauaktivität einer Region kommt es in dieser zu einer Zerstörung der Landschaft. Bäume werden gefällt und ganze Wälder gerodet, um dem zunehmenden Bedarf an Holz, der für den Bergbau und die Verhüttung notwendig ist, nachzukommen. Die dabei entstehenden, sich in Hanglage befindlichen Freiflächen konnten der Erosion nicht standhalten. So wurde viel Sediment als Kolluvien in die Talbereiche verlagert. Auch

das ist ein Grund, weshalb der historische Bergbau eine so große Wirkung auf die Geomorphologie der Landschaft und der Flüsse hat. Durch die Schädigung des Waldes und die Emission vieler Schwermetalle aus verschiedenen Quellen entstanden anthropogene Umweltbelastungen. Wirtschaftszweige, wie das Verhüttungswesen, welche sich zumeist in der Nähe der Abbaugebiete angesiedelt haben, liefern einen bedeutenden Beitrag zur Kontamination. Besonders deutlich wird die Verbreitung von Schwermetallstäuben und Schwefeldioxidgasen. Diese erstrecken sich über eine elliptische Form in Hauptwindrichtung um die Abbaugebiete beziehungsweise die metallverarbeitenden Gebiete. Die größte Belastung für die Umwelt ist innerhalb der ersten 3 Kilometer zu verzeichnen. Mit Zunahme der Industrialisierung, dem Ausbau des metallverarbeitenden Gewerbes und der damit verbundenen Erhöhung der Schornsteine können Schadstoffe auch in weitere Gebiete verlagert werden. Hinzu kommt der fluviatile Transport partikulär gebundener Schadstoffe und die dadurch entstehende Verbreitung, welche sich über Dekakilometer erstrecken kann.

Im Mittelalter spielten besonders die Reicherzzonen eine wichtige Rolle. Dagegen werden seit der Neuzeit, das heißt seit dem 16./17. Jahrhundert, auch Massenerze gefördert. Die weiterentwickelte Technologie ermöglicht eine bessere Ausbeutung der Erze, trägt aber auch dazu bei, dass die Flüsse zunehmend mit Schwermetallen kontaminiert werden. Allgemein wird das Kontaminieren der Umwelt durch Bergbaureststoffen aus Halden oder Abwasserbecken als „[...] acid mine drainage [...]“ (Völkel:2006:12) bezeichnet.

In Deutschland wurden auch viele Flüsse, die ehemalige Bergbauregionen entwässern, untersucht. Dabei wurde ein besonderes Augenmerk auf die Schwermetalleinträge, den Verschmutzungsgrad und das Gefährdungspotenzial gelegt. Untersuchungsgegenstand waren Trinkwasser, Oberflächen- und Grundwasser und im Einzugsgebiet gelegene Böden. Als Untersuchungsmedien dienten meistens Fluss- und Auensedimente mit deren Hilfe auch geochemische Kartierungen vorgenommen wurden. Dabei ließ sich feststellen, dass mit der Entfernung zum Eintragungspunkt die Gehalte an Schwermetallbelastungen abnehmen. Weiterhin finden sich die höchsten Kontaminationswerte in oberflächennahen Schichten. Außerdem ist hervorzuheben, dass noch Jahrzehnte nach Schließung und Beendigung der Bergbautätigkeit Schwermetalle in den Böden vorhanden sind. Nach Ende der Bergbautätigkeit können

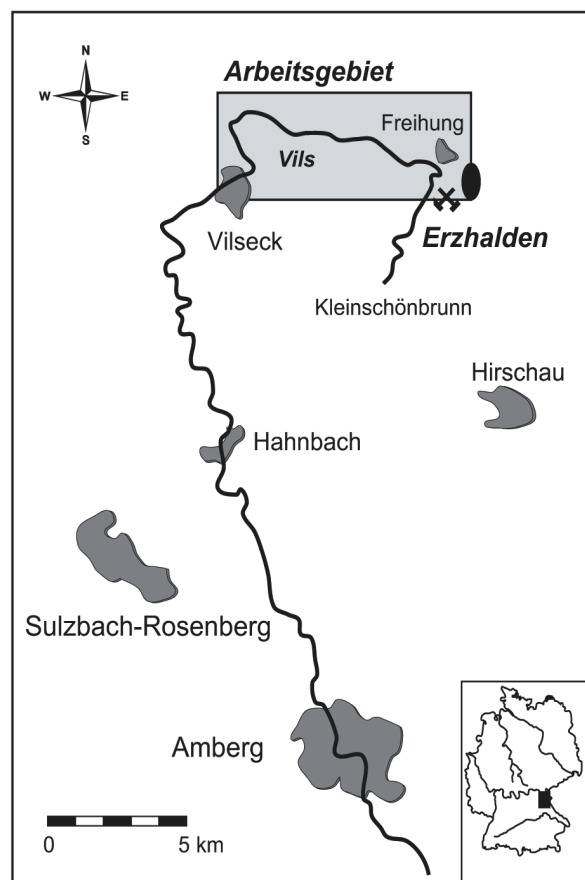
abgelagerte Schadstoffe bis zu 200 Jahre im fluvialen System verbleiben. Bei einem Hochwasserereignis können sie zwar verdünnt, aber nicht komplett ausgespült werden. Bei Betrachtung der Mobilität sind meistens Zink und Cadmium die Aktivsten, Blei hingegen ist kaum verlagerbar (Alloway:1999:46-47/Coulthard:2003:451-454/Förstner:1974:33-36/Völkel:2006:11-13).

5 Das Untersuchungsgebiet

5.1 Physisch- geographische Grundlagen

Das Untersuchungsgebiet ist im nördlichen Vilstal gelegen und wird von den Orten Vilseck und Freihung eingegrenzt. Das untersuchte Gebiet beinhaltet den Flussabschnitt der Vilsaue zwischen 70 und 82 Kilometer. Östlich des Flusses befindet sich das ehemalige Bleibergbaugebiet, welches sich über ca. 25 ha erstreckt. Das Untersuchungsgebiet wird dem Oberpfälzer Hügelland beziehungsweise dem Oberpfälzer Bruchschollenland zugerechnet.

Abbildung1:Lage des Beispielgebietes



(Völkel:2006)

Das Vilstal differenziert sich in drei Bereiche. Der im oben genannten Gebiet gelegene Oberlauf durchfließt ein aus kretazischen Sedimenten bestehendes Muldental, dessen höchste Erhebung 575 m ü. NN ist. Der zweite Bereich beginnt bei Hahnbach wo die Vils in die Hahnbacher Senke eintritt. Diese Senke ist, durch eine Reliefumkehr bedingte Sattelstruktur, mit keuperzeitlichen Sedimenten im Kern geprägt. Der letzte Abschnitt beginnt südlich von Amberg. An dieser Stelle tritt die Vils in ein Kastental der fränkischen Alb ein, innerhalb dessen Massenkalksteine aus dem Malm anstehen.

Das Vilstal liegt im östlichen Schattenbereich der fränkischen Alb. Dies macht sich besonders bei den Niederschlagssummen bemerkbar. Der jährliche Niederschlag liegt zwischen 550-800 mm/a. Die Jahresmitteltemperatur beträgt 7,8°C. Klimatisch weist das Untersuchungsgebiet einen typischen kontinentalen Charakter auf, wie es für Ostbayern typisch ist. Vorherrschend sind sowohl ein hoher Anteil sommerlicher konvektiver Niederschläge als auch trockene Winter (Völkel:2006:15-19/Völkel:2007:44-47,49).

5.2 Die Vils

Die Vils ist ein kleiner Mittelgebirgsfluss, welcher durch Grundwasser geprägt ist. Sie erstreckt sich über eine Länge von 87 km und entspringt in Kleinschönbrunn. Die ersten 9 km fließt die Vils in nördliche Richtung. Daraufhin biegt sie bei Freihung nach Westen hin ab, um sich dann ab Vilseck nach Süden zu richten. Die südliche Fließrichtung behält sie bis zu ihrem Mündungsort in die Naab bei. Im Untersuchungsgebiet ist die Vils ein Fluss zweiter Ordnung.

Hauptverantwortlich für eine Ablagerung kontaminierter Sedimente ist und war eine Hochwassersituation. Der oberflächennahe Grundwasserstand steigt bei erhöhtem Niederschlag an. Durch leicht erhöhte Uferdämme tritt die Vils bei einem Hochwasserereignisse jedoch sehr selten über die Uferstreifen. Stattdessen hat der Grundwasserspiegelanstieg Auswirkungen auf eine extreme Durchfeuchtung der Auen bis zur Geländeoberfläche. In der folgenden Abbildung zeigt sich ein

Hochwasserereignis mit Grundwasserspiegelanstieg und die dadurch entstandenen Wasserflächen im Auenbereich.

Abbildung 2: Die Vils bei Gressenwöhr, Hochwasser im Oktober 2002



(Völkel:2006)

Dies zeigt sich vor allem in Senken in denen sich offene Wasserstellen bilden. Schon seit der Bergbauaktivität im 15. Jahrhundert hat die Vils ihren Flussverlauf nicht mehr geändert (Völkel:2006:19-21/Völkel:2007:46-47).

5.3 Der Bergbau

5.3.1 Lagerstätten

Bekannt ist das Vilstal seit dem Mittelalter durch seine Montanindustrie bei Amberg und Sulzbach- Rosenberg. Durch den Einfluss exogen dynamischer Tektonik sind im Gebiet zwischen Auerbach und Amberg kretazische, sedimentäre Eisenerze von bis zu 60m Mächtigkeit aufgeschlossen wurden. Die Bildung der Eisenerze ist von

langestrecken Rinnen und Trögen abhängig. Diese mussten mit den Sedimenten des östlichen Hebungsgebietes verfüllt werden. Das im Rohhumuswasser gelöste Eisen konnte bei der Mischung mit karbonathaltigem Wasser oder beim Kontakt mit Karbonatgesteinen ausfallen. Daraufhin kam es zur Erzbildung woraufhin es entlang vorgezeichneter Strukturen zur Bruchtektonik kam. Im Verlauf des Prozesses folgte eine Überschiebung. Diese bewirkte einen natürlichen Erosionsschutz. Die Hauptbestandteile des vorliegenden Kreideerzes sind Brauneisenerz und Weißerz.

Entlang einer schräggestellten Trias-Scholle, innerhalb der Freihunger Störungszone, wurde Bleibergbau betrieben. Dieser stellt die Grundlage für den Schadstoffeintrag im Untersuchungsgebiet dar. Durch komplexe Tektonik konnten zwei abbauwürdige Gebiete entstehen. Aufgrund des geogenen Anteils an Blei in Kalifeldspäten wird davon ausgegangen, dass das Blei im Untersuchungsgebiet aus den umliegenden kristallinen Gesteinen entstanden ist, da hier viel Kalifeldspäte vorliegen (Völkel:2006:21-24/Völkel:2007:68-74).

5.3.2 Lokale Bergbauhistorie

Spuren der Eisengewinnung lassen sich im Vilstal bis in die Spätlatènezeit zurückverfolgen. Das Eisenhandwerk erreichte im Mittelalter eine überregionale Vormachtstellung in der Technik, der Produktion und dem Handel mit Eisenerz. Eine erste Erwähnung findet der Amberger Erzberg in einem Dokument von 931. Die erste Nennung des Bergbaus liegt hingegen im Jahr 1285. Ab dem 13. Jahrhundert werden erste Eisenhämmer direkt an der Vils errichtet, um das Erz mithilfe der Wasserkraft verarbeiten zu können. Im späteren Verlauf des Bergbaus und der Verarbeitung des Erzes hatte fast jeder Ort seinen eigenen Eisenhammer, sodass der komplette Flussverlauf damit gesäumt war. Der Untergang des Eisenbergbaus wird auf die veraltete Technik und den 30-jährigen Krieg zurückgeführt.

Heute finden sich kaum noch Spuren von der Eisenerzgewinnung, weil sie vom Bleibergbau überlagert wurden sind. Dieser ist jedoch schwer zu datieren. Verschiedene Historiker gehen von unterschiedlichen Zeiträumen aus. Dabei ist die am

häufigsten angegebene Zeitspanne für die Entstehung des Bleibergbaus zwischen 1400 und 1450. Es wird davon ausgegangen, dass 1612 circa 65 Zechen im Raum Freihung existieren. Dies liegt unter anderem daran, dass 1573 der Bleibergbau in Amberg lukrativer als der Erzbergbau war. Verschiedene Schmelzhütten werden dem Jahr 1540 zugerechnet. Deshalb wird davon ausgegangen, dass die Blütezeit im 16. Jahrhundert liegt. Im Zuge der Verarbeitungen entsteht ein, mit Zink und Arsen kontaminiertes Blei. Von diesen Reststoffen wird das Blei extrahiert. Die Abfallprodukte landen auf Halden, die sich in der Nähe des Verarbeitungsortes befinden. Noch heute zeigen sich diese Schlackenhalde im Gelände. Zusätzlich zu der Verwüstung und Verödung kamen extremer Holzabbau und die Rodung ganzer Wälder für die Verarbeitung der Rohstoffe. Während der Zeit des 30-jährigen Krieges von 1618 bis 1648 kam es zum ersten Niedergang des Bleibergbaus. 1858 kam es dann zu einem kleineren Aufschwung, welcher aber nur bis zu einem Brand im Jahr 1890 anhielt. 1937 erfolgte der letztmalige Versuch den Bleibergbau zu fördern. Mit dem Einmarsch amerikanischer Truppen und und der Abgabe der Wasserpumpen an den Sulzberger Eisenbergbau endete der Bergbau 1945 durch eine Flutung der Stollen (Völkel:2006:24-28/Völkel:2007:68-74).

5.3.3 Natürliche Schwermetallgehalte

Über die Anreicherung der Schwermetalle im regionalen geochemischen Hintergrund definiert sich die Kontamination von Böden. Hierbei wird versucht, den anthropogenen Eintrag von Schwermetallen zu identifizieren, ohne den geogen eingetragenen Grundgehalt an Schwermetallen einzuberechnen. Der Stoffbestand des Ausgangsgesteins und die, von pedogenetischen Prozessen beeinflusste, Umverteilung von Stoffen in Böden, ergeben den geogenen Grundgehalt. Diese Hintergrundwerte und -gehalte werden als repräsentative Schwermetallkonzentrationen im Untersuchungsgebiet genutzt. Dabei werden diese, als Schwellenwerte genutzte, Konzentrationen herangezogen, um anthropogene und geogene Einträge in Böden abzugrenzen. Die unterschiedliche geologische Situation macht es unmöglich ein einheitliches Verfahren zu benutzen. Heute werden die Gehalte mit der Auswertung von Graphen und Statistiken bestimmt. Im bereits beschriebenen Beispiel werden die

Mittelwerte von Arsen, Blei und Zink bestimmt. Es werden zehn Profile untersucht, die flussaufwärts von Freihung liegen. Dies hat den Vorteil, dass die Werte nicht durch den Einfluss des oberflächlichen Abflussbereichs des Bergbaugeländes und der anstehende Bleierze entstehen. Im Bereich der zehn Probeentnahmen existiert kein Bereich, der nicht unter Schwermetalleinfluss steht, sodass es nicht möglich ist ein Referenzprofil zu erstellen. Bei den zehn Profilen handelt es sich um sechs an der Vils und vier an der Altbach, einem kleinen Nebenfluss der Vils, gelegene. Bei der Untersuchung wurden fünf Tiefenstufen zwischen 0-1m und 4-5m untersucht. Desweiteren gab es eine Probeentnahme nach Horizontabfolgen. Die Ergebnisse werden in Tabelle 1 dargestellt.

Tabelle 1: Hintergrundgehalte (mg/kg) für die Auensedimente der Vils

Horizont	Vils			Altbach			gesamt		
	Pb	Zn	As	Pb	Zn	As	Pb	Zn	As
aAh/aAp	2120,5	149,7	15,4	159,6	55,4	n.n.	1140,1	102,5	15,4
aM	72,8	41,6	n.n.	76,6	n.n.	n.n.	74,7	41,6	n.n.
aGo	61,1	81,1	n.n.	30,6	n.n.	n.n.	45,9	81,1	n.n.
aGr	68,0	109,4	13,4	33,5	53,7	15,6	50,7	81,5	14,5
aIC	25,2	56,0	13,8	25,4	53,8	15,0	25,3	54,9	14,4
ICv	24,6	57,6	n.n.	21,2	45,5	13,6	22,9	51,6	13,6

Tiefenstufe	Pb	Zn	As	Pb	Zn	As	Pb	Zn	As
0-1 m	455,0	56,4	9,3	99,6	26,7	8,7	277,3	41,5	9,0
1-2 m	23,7	39,7	4,2	17,9	32,8	12,6	20,8	36,2	8,4
2-3 m	19,6	34,6	7,6	14,4	41,4	17,5	17,0	38,0	12,5
3-4 m	11,0	45,2	8,9	13,2	32,9	15,4	12,1	39,0	12,2
4-5 m	13,6	49,4	11,9	9,3	29,3	18,1	11,4	39,3	15,0

(Völkel:2006)

Festzustellen ist, dass besonders im Oberbodenhorizont erhöhte Werte vorliegen. Diese lassen auf den anthropogenen Einfluss schließen, zeigen aber auch, dass besonders die ersten Zentimeter von atmosphärischem Eintrag geprägt sind. Dabei sollte besonders bei Blei berücksichtigt werden, dass der Hintergrundwert für die gesamte schwäbische Alb bei 25 mg/kg innerhalb von 0-1m liegt (Lahmann:1987:41-46/Völkel:2006:29-31).

6. Auswertung der Schwermetallgehalte

Wie in Kapitel fünf erläutert, ist die Ermittlung der Gesamtgehalte der Schwermetallanreicherung in Auenböden unverzichtbar. Durch diesen Wert wird es erst möglich den Grad der Kontamination an einer Lokalität zu bestimmen. Außerdem ermöglicht es, den geogenen Hintergrundgehalt zu bestimmen. Im lokalen Untersuchungsbild zeigt sich folgende Reihenfolge des Kontaminationsgrades: Blei > Zink > Nickel > Arsen > Chrom > Kupfer > Uran > Cadmium. Die relevanten Werte für eine erhöhte ökologische Umweltbelastung konnten bei Blei, Zink und Arsen festgestellt werden. Die Höhe der gemessenen Werte verdeutlicht, dass die Kontamination nicht Folge einer geogenen Anreicherung im Boden ist. Vielmehr wird von einem anthropogenen Eintrag ausgegangen.

6.1 Tiefengradienten

Die Messungen der Gesamtgehalte erfolgten mit Hilfe der Massenspektrometrie mit induktiv gekoppeltem Plasma und der feldportablen Röntgenfluoreszenzanalyse. Für Blei liegen die höchsten gemessenen Werte bei 27776,0 mg/kg und 20890,7 mg/kg, wobei es sich hierbei um Werte handelt, welche aus 1-2 m Tiefe stammen. Die niedrigsten Werte hingegen sind 0,76 mg/kg und 11,8 mg/kg und stammen aus dem >5 m Bereich. Die höchsten Daten stammen aus dem oberen Bereich des Auensediments beziehungsweise unmittelbar von der Geländeoberfläche. 77% der Werte liegen unter 100 mg/kg und damit auch unter dem Mittelwert von 366,7 mg/kg.

Beim Zink liegen die Maximalwerte bei 546,8 mg/kg und 417, 5 mg/kg, die Minimalwerte bei 21,0 mg/kg und 1,7 mg/kg. Der Mittelwert der Messungen beträgt 97,7 mg/kg. Auch hier sind wieder besonders oberflächennahe Bereiche stark kontaminiert.

Das Arsen differenziert sich etwas von Blei und Zink und hat nicht so ausgeprägte Werte vorzuweisen. Die zwei höchsten gemessenen Werte sind 480,0 mg/kg und 82,5

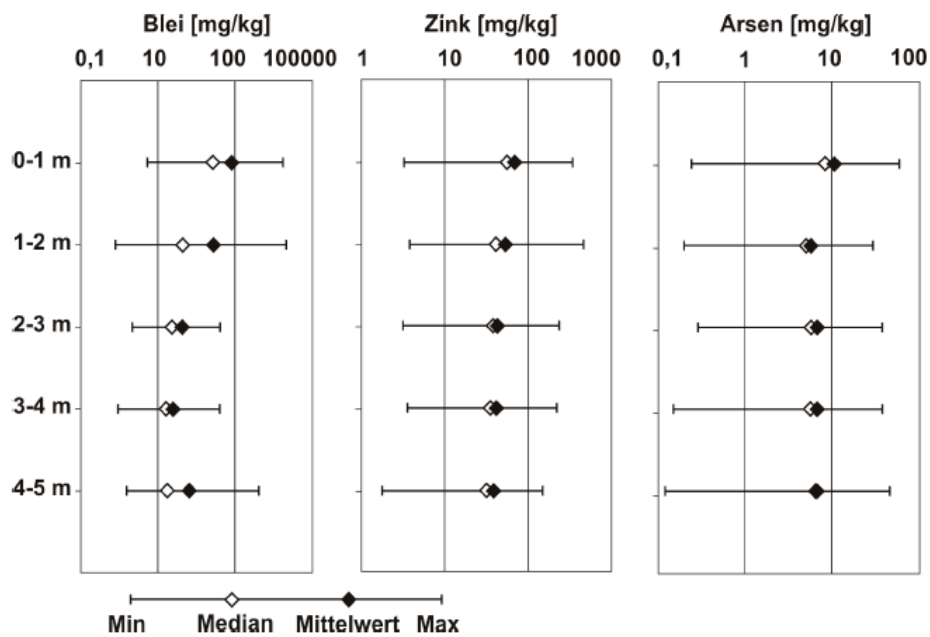
mg/kg. Der Mittelwert von 34,5 mg/kg macht deutlich, dass an den gemessenen Stellen nur vereinzelt Kontamination vorzufinden ist.

Bei der Tiefenverteilung der Gehalte zeigt sich deutlich ein Unterschied. Wird Blei hauptsächlich im oberen Bereich angereichert, verteilen sich Arsen und Zink relativ gleichmäßig über die komplette Spanne der Horizonte. Dies ist auf die bessere Verlagerbarkeit und Mobilität der Elemente zurückzuführen. Wie Abbildung 2 deutlich macht, besitzt Blei eine exponentielle Abnahme der Gehalte mit der Tiefe und wird hauptsächlich im oberen Bereich abgelagert. Besitzt es in dem ersten Meter noch einen Wert von 824 mg/kg, sinkt dieser sehr schnell ab und ist bei 1-2m nur noch bei einem Wert von 275,0 mg/kg. Diese Abnahme setzt sich bei 2-3m (41 mg/kg) und 3-4m (24 mg/kg) fort. Lediglich die Bleigehalte bei 4-5m (62 mg/kg) nehmen wieder zu, was auf das geogen anstehende Gestein im Raum Vilseck zurückzuführen ist. Dadurch wird deutlich, dass eine starke anthropogen verursachte Anreicherung des Bleis ausschließlich im ersten Meter erfolgt. Ausnahmeerscheinungen dieser Richtlinie sind auf lokale geologische Besonderheiten zurückzuführen und somit nicht mehr anthropogen.

Zink zeigt einen linearen Rückgang der Gehalte mit der Tiefe. Der durchschnittliche Gehalt von 79 mg/kg für den oberen ersten Meter geht bis zum 4-5m Bereich auf 39 mg/kg zurück. Der geogene Hintergrundgehalt beträgt ebenfalls 39 mg/kg, wodurch darauf zu schließen ist, dass lediglich der obere Bereich von einer Kontamination betroffen ist. Grundsätzlich ist aber keine Regelmäßigkeit der Anreicherung in gewissen Tiefenstufen sichtbar.

Die Arsengehalte sind weniger auffällig. Im Mittel sind die Gehalte für das komplette Arbeitsgebiet nicht erhöht. Stattdessen liegen sie für die Tiefenstufen von 1-5m noch unter dem ermittelten geogenen Hintergrundgehalt. Ausschließlich im ersten Meter zeigt sich eine Dominanz bei der Anreicherung (Völkel:2006:57-62).

Abb. 3: Statistische Kenndaten der Schwermetallgehalte im Untersuchungsgebiet in den 5 Tiefenstufen



(Völkel:2006)

6. 2 Horizontale Variabilität

Die flächige Verteilung der Schwermetallgehalte in den Auenböden ist ein weiterer zu beachtender Faktor. Es zeigt sich eine deutliche Verteilung der untersuchten Elemente entlang des 12 km langen Flussabschnittes. Die am höchsten mit Blei kontaminierten Beprobungsstellen haben die geringste Entfernung zum ehemaligen Abbauggebiet. Die höchsten gemessene Werte liegen im unmittelbaren Abstrombereich der erzführenden Schichten oder entlang der ehemaligen Erz- und Schlackehalden. Besonders der Ringmühlbach entwässert im Abschnitt der Halden und belastet dadurch seine Aue mit den hoch kontaminierten Sedimenten. Einen Flussabschnitt weiter nehmen die Konzentrationen des Bleis ab, weil Diffusionsprozesse und steigende Absorption dazu beitragen, dass Schwermetalle in höher liegenden Sedimenten gebunden werden. Auffällig ist außerdem, dass in Mündungsbereichen der Nebenflüsse der Vils geringere Konzentrationen gemessen wurden. Das ist bedingt durch die unbelasteten Sedimente, welche tributär herangeführt wurden und somit für einen Verdünnungseffekt sorgen. Bei der Betrachtung der Auen zeigt sich, dass die größte Belastung durch Schwermetalle in

den flussnahen Zonen liegt, da diese häufig von kleineren Hochwässern beeinflusst sind. Am Rand der Auen hingegen sind geringere Kontaminationen zu verzeichnen, da diese unter dem Einfluss von unbelasteten Hang- und Terrassensedimenten stehen (Völkel:2006:62-66)

7 Handlungsarten für den Umweltschutz

Die Notwendigkeit des Umweltschutzes in bestimmten Regionen ist unabdingbar. Besonders im Beispielgebiet wird deutlich, dass ein Schutz vor weiterer Kontamination extrem wichtig ist. Um eine weitere Verbreitung der toxisch wirkenden Elemente zu verhindern, finden sich verschiedene Ansätze. Zum einen gibt es Dekontaminationsmaßnahmen, wie die Verminderung oder gar Beseitigung von Schadstoffen oder belasteten Materials. Außerdem gibt es Sicherungsmaßnahmen, welche das Abdecken oder Versiegeln kontaminierter Flächen, aber auch die „[...] langfristige Verhinderung oder Verminderung der Ausbreitung der Schadstoffe [...]“. (Völkel:2006:111) anstreben. Zum anderen gibt es „[...] Maßnahmen zur Beseitigung oder Verminderung schädlicher Veränderung der physikalischen, chemischen oder biologischen Beschaffenheit des Bodens: Anpassung der Nutzung oder Veränderung der Bodenbeschaffenheit.“ (Völkel:2006:111).

Am Beispiel der Vils wäre es sinnvoll mit der Sanierung des Ursprungs der Kontamination zu beginnen. Ein Problem stellt hierbei jedoch die Größe des ehemaligen Bergbaugebietes dar. So ist es nicht sinnvoll das Areal mit Dekontaminationsmaßnahmen, wie der Auskoffnung des Geländes, kontaminationssicher zu machen. Hinzu kommt, dass die hohen Bleigehalte als Sondermüll gerechnet werden und dadurch eine Entsorgung extrem kostspielig wäre. Somit bleiben lediglich die Möglichkeiten einer Veränderung der Bodenbeschaffenheit der Halden oder eine Abdeckung. Bei der Abdeckung wird die Halde vor Niederschlägen geschützt. Dadurch können die Schwermetalle nicht vom Wasser verfrachtet werden und sich somit nicht in Auensedimenten anreichern. Der Einbau

eines undurchlässigen Geovlieses an der Oberfläche wäre anzustreben. Eine andere Methode wäre die Immobilisierung der Schadstoffe. Dabei werden die Schadstoffe durch bestimmte organische Substanzen gebunden. In diesem Fall müsste auf die Emissionsquelle eine große Schicht humosen Materials aufgetragen werden. Dies führt zum Einen zur Absorption der Schwermetalle und zum Anderen schützt es die Halde vor direktem Niederschlag, wodurch eine Auswaschung des belasteten Materials unterbunden wird (Calmano:1989:159-180/Völkel:2006:111-113).

Zusammenfassung

Die vorliegende Arbeit sollte die Thematik der Kontamination von Flusslandschaften durch mittelalterlichen Bergbau näher erläutern. Grundsätzlich lässt sich feststellen, dass überall in Gebieten historischen Bergbaus auch Folgelandschaften entstehen. Nicht nur Rodungen, Kahlschlag und Ausbeutung der einzelnen Regionen gehören dazu, sondern auch eine Kontamination von Flüssen und Landschaften durch freigesetzte Schwermetalle. Dabei ist wichtig, dass Schwermetalle nicht nur geogen, also durch anstehendes Gestein in die Umwelt gelangen, sondern auch anthropogen verursacht werden, indem sie einen Weg in das Ökosystem Erde finden. Anhand des Beispiels aus dem Raum Bayern konnte die Belastung durch Schwermetalle für ein Flussabschnitt und deren Auenbereich dargestellt werden. Mit Hilfe von Beprobungen wurde festgestellt, wie hoch die Kontamination durch den angrenzenden ehemaligen Bergbau ist und inwieweit diese auf die Auenlandschaft einwirkt. Hier wurde ersichtlich, dass besonders Blei mit einer erhöhten Belastung im oberflächennahen Horizont zur Kontamination beiträgt. Aber auch die Gehalte von Arsen und Zink zeigten sich erhöht. Dadurch wurde ersichtlich, dass die Nutzung der kontaminierten Flächen sehr eingeschränkt ist. Ohne bestimmte umweltorientierte Maßnahmen sollte eine andere Nutzungsart als die Grünlandwirtschaft verhindert werden.

Literaturverzeichnis

Alloway, B. (1999): Schwermetalle in Böden. Heidelberg: Springer-Verlag Berlin

Arthen, A. (1992): Untersuchungen zum Verhalten der Schwermetalle Blei, Cadmium, Kupfer und Zink unter wechselnden Ex- und Infiltrationsbedingungen bei der Uferfiltration. Universität Karlsruhe

Brand, K. (1989): Untersuchungen über die Festlegung und Remobilisierung der Schwermetalle Blei, Cadmium, Kupfer und Zink bei der Uferfiltration. Universität Karlsruhe

Calmano, W. (1989): Schwermetalle in kontaminierten Feststoffen. Köln: Verlag TÜV Rheinland GmbH

Coulthard, T./Macklin, M. (2003): Modeling long-term contamination in river systems from historical metal mining. University of Wales

Förstner, U./Müller, G. (1974): Schwermetalle in Flüssen und Seen. Heidelberg: Springer Verlag Berlin

Kress, S. (1993): Sedimente und Schwermetalle im sublakustrinen Rinnensystem des Bodensees. Universität Köln

Lahmann, E./Jander, K. (1987): Schwermetalle in der Umwelt. Stuttgart: Gustav Fischer Verlag

Moore, J./Ramamoorthy, S. (1984): Heavy Metals in Natural Waters. New York: Springer- Verlag

Narimanidze, E./Wichmann, L./Henningesen, P.-F./Steffens, D. (2005): Bergbaubedingte Schwermetallbelastungen von Böden und Nutzpflanzen in einem Bewässerungsgebiet südlich von Tiflis/Georgien. Justus-Liebig-Universität Gießen

Völkel, J. (2006): Bewertung der potentiellen Gefährdung von Grund- und Oberflächenwässern infolge Mobilisierung von Schwermetallen aus bergbaubedingt kontaminierten Auensedimenten im nördlichen Vilstal/Opf. Regensburg

Völkel, J. (2007): Kolluvien und Auensedimente als Geoarchive im Umfeld der historischen Hammerwerke Leidersdorf und Wolfsbach (Vils/Opf.). Regensburg