

## UMWELTGEOLOGISCHE UNTERSUCHUNGEN IM GEBIET DER MÜLLDEPONIE AHRENTAL (INNSBRUCK, TIROL)

P. Tschaufeser, Innsbruck

Mit 6 Abbildungen und 13 Tabellen

**Zusammenfassung:** Südwestlich von Innsbruck im Gebiet der Mülldeponie Ahrental wurden umfangreiche geologische, geochemische und hydrochemische Untersuchungen durchgeführt.

Das Untersuchungsgebiet liegt am Westrand des altpaläozoischen Innsbrucker Quarzphyllits und läßt sich stratigraphisch in die Karbonat-Serizit-Phyllit-Serie einordnen. Diese Serie konnte aufgrund einer detaillierten geologischen und geochemischen Bearbeitung wiederum in Teilfaziesbereiche gegliedert werden.

Messungen am tektonisch stark beanspruchten und zerklüfteten Innsbrucker Quarzphyllit zeigen hauptsächlich steil einfallende (70-90°) Querklüfte, die sich in der Tiefe schließen oder durch Feinkornmaterial verfüllt werden.

Der Deponieuntergrund (Quartär) besteht zum größten Teil aus Lockergesteinen und organischem Material. Die unterste Schicht jedoch besteht aus max. 7m mächtigen tonigem Material (Seetone) mit einem kf-Wert von  $10^{-9}$ , welcher als Abdichtungsmaterial sehr gut geeignet ist.

Über den Deponiebereich verteilt wurden an 9 verschiedenen Probennahmepunkten Wasserproben (Sickerwässer, oberflächlich abfließende Dränagenwässer, Grundwasser und von der Deponie unbelastete "Vergleichswässer") über einen Zeitraum von 1 1/2 Jahren monatlich entnommen. Erwartungsgemäß liegen die unbelasteten Vergleichswässer bei allen Elementen deutlich unter dem Trinkwassergrenzwert. Die "Oberflächenwässer" zeigen eine Erhöhung der einzelnen Elementkonzentrationen gegenüber den unbelasteten Wässern. Die Sickerwässer hingegen sind stark an Schwermetallen bzw. Spurenelementen angereichert - ihre Konzentrationen überschreiten in vielen Fällen den Trinkwassergrenzwert um mehr als eine Zehnerpotenz. Die Konzentrationen der einzelnen Wasserproben unterlagen im Zeitraum der Probennahme z.T. großen Schwankungen. Einzelne Maxima und Minima lassen sich nicht korrelativ über die verschiedenen Probenentnahmestellen verfolgen.

Eine Trendanalyse zeigt jedoch, daß innerhalb der statistischen Annäherung im Verlauf von 18 Monaten die oberflächlich abgeleiteten Deponiewässer eine Konzentrationszunahme, die Sickerwässer hingegen eine Konzentrationsabnahme der einzelnen Elemente zeigen. Die unbelasteten Vergleichswässer lassen einen gleichbleibenden Trend erkennen. Die Ursachen dafür dürften auf die Vorgänge im Deponiekörper selbst bzw. auf die "Entstehung" der einzelnen Wässer zurückzuführen sein.

Mit Hilfe der Anzahl von signifikanten Korrelationen der jeweiligen Probennahmepunkte konnten diese Wechselwirkungen und Zusammenhänge näher aufgezeigt werden.

Ergänzend zur Wasseranalytik wurden an denselben Probennahmepunkten Soft-Sedimente entnommen. Die Ergebnisse zeigen ein dynamisches Geschehen im Stoffkreislauf der verschiedenen Elemente - in der Aufnahme und Abgabe der Metalle. Im Sediment deponierte Schadstoffe werden durch verschiedene Prozesse wieder gelöst und erneut verfrachtet, d.h. die ursprüngliche Annahme, nur mit Hilfe von feinkörnigen Sedimenten die allgemeine Belastung mit Schadstoffen zu ermitteln, hat sich wesentlich erweitert.

Eluationsversuche mit  $H_2O$  bidest., 0.1N HCl und  $HCl+HNO_3$  an abgelagertem Müll zeigen beim Übergang vom neutralen zum sauren Milieu folgendes Löslichkeitsverhalten:  $As < Cr < Pb < Cd < Ni < Cu < Zn$ .

Die Elementkonzentrationen der Bodenproben (aus dem rekultiviertem Teil der Deponie) liegen unter den vorgegeben Richtwerten, jedoch wird der natürliche Schwermetallgehalt bei einigen Elementen deutlich überschritten.

Die im Ahrental aufgebrauchten Klärschlämme liegen in ihren Metallkonzentrationen unter den vorgegebenen Grenz- und Richtwerten.

**Abstract:** Detailed geological, geochemical and hydrochemical analyses have been carried out in the waste deposit Ahrental southwest of Innsbruck.

The studied area is situated on the western margin of the old-Paleozoic Innsbruck Quartzphyllite, which could be subdivided by geological and geochemical investigations. Steep to vertical dipping joints are closed with increasing depth or are filled with fine-grained material.

The Quarternary base of the Ahrental deposit consists of up to 7 m thick lacustrine clays (kf-value:  $10^{-9}$ ) with very good sealing properties.

Water samples were taken monthly from 9 sample locations in the area of the waste deposit over a timespan of 18 months. Surface water samples show an enrichment of measured elements over non-polluted water, taken for comparison purposes and estimation of background values. Percolation waters show strong concentration of heavy metals resp. trace elements. In many cases their concentrations lie up to ten times higher than the limits given for drinking water.

During the 18 months of sampling large variations in the concentrations of individual water samples occurred. It has been shown that measured maximum and minimum values do not correlate within different sampling locations.

Based on statistical techniques (trend analysis) an increase in the concentration of the surficially drained waters and a decrease in the content of percolation waters has been proved over 18 months, while non-polluted waters show no trend variations. This might be due to different reactions in the waste body resp. to the genesis of the different waters. Based on the amount of significant correlations of individual samples, the interactions responsible for these effects have been redrawn.

Additionally, soft-sediments have been sampled and analyzed. The results show a dynamic fluctuation in the concentration of elements due to different solubility behaviour). This means, that the amount of pollutional effects cannot be elaborated by analyzing soft-sediments alone.

Several eluations with H<sub>2</sub>O bidest., 0.1N HCl and HCl+HNO<sub>3</sub> on deposited material have been run. The following solubility behaviour has been observed at the transition from the neutral to the acid milieu: As<Cr<Pb<Cd<Ni<Cu<Zn.

The concentrations of elements measured in soil-samples (taken from the re-cultivated parts of the waste deposit) are below the limits given by the Austrian norm. However, in some cases the contents are enriched compared to natural occurring values. Sludge that is re-deposited in the waste deposit Ahrental exhibits heavy-metal concentrations within the given limits in Austria.

## 1. Geologie

Die endgültige Lagerung von Abfällen hängt von der sorgfältigen Wahl geeigneter Deponiestandorte ab. Von den geogenen Kriterien sind es die geologischen und hydrologischen/ hydrogeologischen Faktoren, die entscheidend für die Wahl eines geeigneten Standortes sind.

Die Deponie Ahrental ist seit 1971 in Betrieb, jedoch soll durch umfangreiche geologische Standortuntersuchungen eine Eignung der Deponie für eine geplante Erweiterung auf höheren Niveaus des Talkörpers geprüft werden.

### 1.1. Geologische Übersicht

Das Untersuchungsgebiet liegt im Westrand des Innsbrucker Quarzphyllits.

Der Innsbrucker Quarzphyllit wurde von HA-DITSCH & MOSTLER (1982) einer detaillierten Seriengliederung unterzogen, die eine Dreigliederung ermöglicht:

1. Quarzphyllit-Grünschieferserie im Ordovizium
2. Karbonat-Serizitphyllit-Serie im Silur
3. Schwarzschiefer-Karbonatserie vorwiegend im Devon

### 1.2. Lithologie

Der Innsbrucker Quarzphyllit im Ahrental läßt sich stratigraphisch in die Karbonat-Serizitphyllit-Serie einordnen, welche wiederum in Teilfaziesbereiche gegliedert werden kann.

1. der dunkle, eher massige, z.T. intern stark verfaltete und
2. der feingeschichtete helle Phyllit: diese beiden Typen unterscheiden sich makroskopisch vor allem durch den Feldspat- und Quarz- Gehalt;
3. der "Übergangstypus": dieser stellt einen Sammelbegriff für Serizit-Chlorit-Schiefer, Chlorit-Serizit-Schiefer und karbonatführende Chloritschiefer dar (aus

Übersichtsgründen wurde der Übergangstypus bei der geochemischen Bearbeitung als eine Einheit zusammengefaßt);

#### 4. der Kalk- und Dolomitmarmor.

Im Liegenden dieser Serie überwiegt vor allem der dunkle Phyllit, in den immer nur geringmächtige Lagen oder Linsen des hellen Phyllits, Übergangstypus und des Marmors zwischengeschaltet sind. Typisch ist, daß an den Ablöseflächen zum hellen Phyllit bzw. zu den Marmorlinsen oder den Marmorlagen immer wieder geringmächtige (cm- bis dm-Bereich) Lagen von Serizit-Chlorit-, karbonatführenden Chloritschiefern oder feinste Serizit- und Talk - Lagen liegen. Zum Hangenden hin nehmen diese sandigen und karbonatreicheren Einschaltungen zu und enden in diesem Gebiet mit einem 50–100 m mächtigen Marmorcomplex.

#### Quartär (Deponieuntergrund):

Eine genaue Kenntnis des Untergrundes ist eine der Grundvoraussetzungen für die Errichtung einer Deponie, deshalb wurden im Deponiegebiet Ahrental mehrere Bohrungen durchgeführt.

Die unterste Schicht (max. 7 m) besteht aus tonigem Material (Seeton), der größte Teil aus Lockergesteinen (Sand, Kies) und organischem Material (Humus).

Die Seetone sind als Abdichtungsmaterial sehr gut geeignet, da die k-Werte (Durchlässigkeitsbeiwert) für Hausmülldeponien unter  $10^{-8}$  m/s liegen sollten und die Seetone einen k-Wert von  $10^{-9}$  m/s haben.

In den oberen Schichten können die Sickerwässer aufgrund des Materials jedoch ungehindert durchfließen und durch den Kontakt mit dem organischen Anteil erneut Lösungsvorgänge hervorrufen.

#### 1.3. Tektonik

Generell fallen die Schichten flach ein und sind intern leicht verfaltet (intensive Verfaltungen kommen nicht vor).

Der Karbonat-Serizitphyllit im Ahrental ist ein stark zerklüftetes System, wobei es oft sehr schwierig ist, das ursprüngliche Kluftsystem von einer jungen Hangtektonik (nacheiszeitliche Bewegungen) auseinanderzuhalten. In diesem Kluftsystem herrschen v.a. die NE-SW-Flächen und die NNW-SSE-Flächen (Streichrichtung) vor.

Die Erfassung der Klüfte war in bezug auf den Deponiestandort, v.a. für eine Erweiterung der Deponie auf ein

höheres Talniveau wichtig, da durch die Klüfte die Sickerwässer leicht entweichen könnten. Da das Kluftsystem hauptsächlich aus steil einfallenden (70-90°) Querklüften besteht, schließen sich diese in der Tiefe bzw. werden durch Feinkornmaterial verfüllt. Ein Entweichen der Sickerwässer wird dadurch erschwert.

#### 1.4. Mineralogie und Petrographie

Der Innsbrucker Quarzphyllit im Ahrental ist innerhalb der Grünschieferfazies retrograd metamorph (HADITSCH & MOSTLER, 1982). In der Karbonat-Serizitphyllit-Serie (v.a. in den hellen und dunklen Phylliten) tritt Chlorit als retrogrades Produkt auf (Biotit-Chloritisierung). HOSCHKE, KIRCHNER, MOSTLER & SCHRAMM (1980) nehmen aufgrund der Biotit-Chloritisierung eine mittlere Grünschieferfazies (Quarz-Albit-Muskovit-Chlorit-Subfazies) an.

Der Hauptmineralbestand zeigt, daß die mineralogische Zusammensetzung sehr eintönig ist. Der Mineralbestand des hellen und dunklen Phyllits setzt sich hauptsächlich aus Quarz, Plagioklas (Albit), Muskovit, retrogradem Chlorit, Biotit und Karbonat zusammen; im Übergangstypus konnte neben Quarz, Plagioklas (Albit), Muskovit, Karbonat, erstmals im Innsbrucker Quarzphyllit Talk nachgewiesen werden (optisch und röntgenographisch); Biotit wurde allerdings nicht beobachtet.

#### 1.5. Gesteins - Chemismus

##### Hauptchemismus:

Anhand des Modalbestandes lassen sich die einzelnen Typen bereits durch den Karbonatgehalt deutlich unterscheiden.

Diese Unterscheidung der einzelnen Typen kann man im ACF- und A'KF- Diagramm ebenfalls erkennen.

Im ACF-Diagramm (nach WINKLER, 1979) liegen die Gesteine im Feld der Kalke, Mergel (das entspricht den Marmoren und dem Übergangstypus), der Grauwacken (z.T. heller Phyllit) und der Tone (v.a. dunkler Phyllit und z.T. heller Phyllit). Auch im A'KF- Diagramm liegen die Phyllite (heller und dunkler Typus) nach WINKLER im Bereich der marinen Tone (Übergangstypus und Marmor werden hier nicht berücksichtigt).

Zusätzlich wurde in weiteren Diagrammen versucht, aufgrund des Pauschalchemismus eine Trennung der Typen herauszuarbeiten ( $Al_2O_3$ , FeO, MgO;  $Al_2O_3$ ,  $K_2O + Na_2O$ , FeO + MgO;  $Al_2O_3$ , CaO, FeO + MgO).

Es wird jedoch ersichtlich, daß die Differenzierung vor allem Ca-betont ist.

In Variationsdiagrammen ( $\text{Al}_2\text{O}_3 - \text{SiO}_2$ ;  $\text{TiO}_2 - \text{Al}_2\text{O}_3$ ;  $\text{Alk} - \text{Al}_2\text{O}_3$ ;  $\text{Alk} - \text{SiO}_2$ ;  $\text{Al}_2\text{O}_3 - \text{CaO} + \text{MgO}$ ;) wurde versucht, die Kalk-Serizitphyllit-Serie weiters zu untergliedern. Im Diagramm  $\text{Al}_2\text{O}_3 - \text{CaO} + \text{MgO}$  können alle Typen dieser Serie deutlich voneinander abgegrenzt werden. Die Abgrenzung erfolgt vom dunklen Phyllit bis hin zum Marmor durch eine Abnahme von Aluminium und durch eine Zunahme von Calcium und Magnesium.

In den Diagrammen  $\text{TiO}_2 - \text{Al}_2\text{O}_3$  und  $\text{Alk} - \text{Al}_2\text{O}_3$  lassen sich die einzelnen Typen nicht mehr genau differenzieren, jedoch kann man einen Trend erkennen.

In den Diagrammen  $\text{SiO}_2 - \text{Al}_2\text{O}_3$  und  $\text{Alk} - \text{SiO}_2$  unterscheiden sich die "Phyllite" deutlich von dem Ca- und Mg-reicheren Übergangstypus und Marmor durch eine negative Korrelation (der helle und dunkle Phyllit sind in diesen Fällen chemisch ident).

#### **Spurenelemente:**

Wie bei den Hauptelementen wurde versucht, eine Differenzierung der einzelnen Typen mit Hilfe der Spurenelemente herauszuarbeiten und zusätzlich einen Rückschluß auf das Ausgangsmaterial zu bekommen.

Die Spurenelemente lassen in verschiedenen Variationsdiagrammen keine genaue Differenzierung zu, jedoch erkennt man in den meisten Diagrammen einen Trend der einzelnen Typen.

Eine gute Differenzierung der einzelnen Typen kann man mit Hilfe der Niggli - Parameter erkennen.

Die Spurenelementkonzentration in Metasedimenten wird hauptsächlich durch den Tonmineral- und Glimmergehalt in den ursprünglichen Sedimenten bestimmt. Der Niggli-Parameter (al-alk) [ $\text{Mol}\% (\text{Al}_2\text{O}_3 - \text{Na}_2\text{O} + \text{K}_2\text{O})$ ] ist ein Maß für Aluminium in Tonmineralen und Glimmern, da die Differenz (al-alk) in Albit und K-Feldspat Null ist. Dadurch erhält man eine positive Korrelation zwischen (al-alk) und jenen Spurenelementen, die im ursprünglichen Sediment vorhanden waren (SENIOR & LEAKE, 1978).

Diagramme, in denen die Spurenelementkonzentration gegen den Niggli-Parameter (al-alk) aufgetragen wurde, lassen eine deutliche Unterscheidung der einzelnen Typen erkennen.

#### **Statistische Auswertung :**

Die Haupt- und Spurenelemente wurden statistisch ausgewertet, um eine möglichst gesicherte Aussage über die Datenmengen, d.h. über deren kollektives Verhalten und nicht über das Verhalten jedes Einzelwertes, zu erhalten.

Bei den Hauptelementen kann man erkennen, daß sich alle 3 Typen (heller, dunkler Phyllit und Übergangstypus) signifikant ( $t=99\%$ ) bis wahrscheinlich signifikant ( $t=95\%$ ) (außer bei  $\text{P}_2\text{O}_5$ ) voneinander unterscheiden.

Bei keinem Spurenelement unterscheiden sich alle 3 Typen signifikant voneinander. Einen signifikanten Unterschied zwischen hellem und dunklem Phyllit erhält man bei den Elementen Cu, Li, Mn, Ni und Zn, zwischen dem Übergangstypus und hellem bzw. dunklem Phyllit bei den Elementen Cd, Co, Cr und Sr. Cu und Ni unterscheiden sich nur signifikant voneinander zwischen dem Übergangstypus und dunklem Phyllit. Die Elemente As und Mn weisen in keinem Fall einen signifikanten Unterschied auf.

Statistisch gesehen kann eine Trennung aller 3 Typen hauptsächlich durch die Hauptelemente erfolgen. Bei den Spurenelementen können nur einzelne Elemente für die Trennung von jeweils 2 Typen herangezogen werden.

Weiters wurde versucht, durch die Einfachkorrelation von Hauptelementen, Spurenelementen, Haupt- mit Spurenelementen, eine Wechselbeziehung zwischen den Elementen in den einzelnen Typen herauszuarbeiten. Die Korrelationen lassen in den einzelnen Gesteinstypen kaum einen Trend erkennen. Es gibt wenig signifikante Korrelationen, die sich in allen 4 Typen wiederholen (was vielleicht als Unterscheidungsmerkmal der einzelnen Typen herangezogen werden könnte).

#### **Background:**

Der Gesteinschemismus spielt v.a. für die Wasseranolytik als Background-Wert generell eine wesentliche Rolle.

Durch Grundwasser- und Oberflächenabfluß oder Hangwässer werden die natürlich vorkommenden Elemente im Gestein gelöst und in den jeweiligen Wässern angereichert. So ist vor allem in Gebieten, deren Gesteine einen erhöhten Metallgehalt aufweisen, mit einer erhöhten Konzentration in den Gewässern zu rechnen. Allerdings haben die Gesteine im Untersuchungsgebiet als Background keinen wesentlichen Einfluß auf die Wasserelementkonzentrationen. So konnten z.B. durch die karbonatreicheren Einschaltungen des Übergangstypus oder durch die Marmorlinsen bzw. -schichten kaum erhöhte Ca-, Mg-

oder Sr - Werte in den unbelasteten Wässern festgestellt werden (siehe Kap. Wasseranalytik).

Diese Beobachtung deckt sich mit der Tatsache, daß geogen gebundene Elemente wesentlich stärker gebunden sind, als anthropogen gebundene Elemente.

Dies wird vor allem durch den Eluationsversuch (siehe Kap. Eluationsversuche) deutlich. Die "natürlichen" Wässer (Gallosbach und Zenzenhofquelle) zeigen weitaus niedrigere Konzentrationen als jene des mit bidest. Wasser ausgelaugten Mülls, obwohl die Festsubstanz annähernd gleiche Ausgangskonzentrationen aufweisen.

## 2. Boden-, Sediment-, Klärschlamm- und Mülluntersuchung

### 2.1. Einleitung

An den verschiedenen Probenarten (Sediment aus Abwasserdränagen, Klärschlamm, Bodenproben, gemischt mit Klärschlamm und abgelagerten Müll) wurden die Konzentrationen mehrerer Spurenelemente bestimmt, da jede einzelne Probenart einen direkten (Sedimente, Müll) bzw. indirekten (Böden, Klärschlamm) Einfluß auf die untersuchten Wasserproben hat.

Der abgelagerte Müll hat vor allem wegen seiner Langzeitwirkung und der daraus resultierenden Gewässergefährdung die tiefgreifendsten Bezüge zur Umwelt.

Die Soft-Sedimente, in denen die Schwebstoffe zum Absatz kommen, sollen die Belastung des Gewässers wiedergeben und sind daher als Untersuchungsgrundlage sehr gut geeignet.

Neben den normal transportierten anthropogenen Schadstoffen werden biologisch aufgearbeitete Klärschlämme an das Environment zurückgegeben. Die Klärschlämme im Ahrental wurden mit unbelastetem Boden gemischt und zur Rekultivierung bzw. Deponieabddeckung verwendet.

Bei allen Probenarten kommt es, langfristig betrachtet, zu einer Remobilisierung und Umlagerung der enthaltenen Schadstoffe. Daher scheint es sinnvoll die einzelnen Probenarten zu untersuchen und auf ihr Mobilisierungsverhalten aufmerksam zu machen. Durch den Vergleich ihrer anorganischen Parameter sollen geeignete Faktoren zur Abschätzung ihres geogenen/anthropogenen Verhaltens gefunden werden.

Bei allen Probenarten ist, ausgehend von ihrer anorganischen Belastung die Mobilität bzw. Verfügbarkeit der einzelnen Metalle von wesentlicher Bedeutung. Die Re-

mobilisierung von Schwermetallen ist ein sehr komplexer Vorgang, dessen Ursachen auf mehrere Parameter zurückzuführen und abhängig von der jeweiligen Probenart sind.

### 2.2. Eluationsversuche

Aufgrund der Bohrung im "alten Deponieabschnitt" im Herbst 1986 wurde versucht, mit Hilfe von Eluationsversuchen einen Aufschluß über das Auslaugeverhalten abgelagerter Abfälle zu erhalten.

Die Bohrung wurde im bereits abgeschlossenen und rekultivierten Deponieabschnitt durchgeführt (Schüttung von 1977–1984). Die Proben wurden bis zu einer Tiefe von 18 m entnommen.

Die Bestimmung der Eluierbarkeit erfolgte nach dem DEV (Deutschen Einheitsverfahren) für Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchungen. Die Proben wurden mit bidestilliertem Wasser, 0.1N Salzsäure und Königswasser eluiert. Der Eluationsrückstand wurde mit der AAS auf die Elemente As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb und Zn untersucht.

#### Auswertung der Daten:

##### Leaching mit HCl + HNO<sub>3</sub>:

Der Eluationsversuch mit Königswasser stellt auf Grund der stark lösenden Wirkung praktisch den Gesamtgehalt an Metallen dar.

Bei der Betrachtung dieser Ergebnisse muß davon ausgegangen werden, daß ein Teil der Elemente sicher schon ausgelaugt bzw. in tieferen Schichten adsorbiert wurde. Um einen ungefähren Vergleich zu erhalten, sind in Tab. 1 Messungen von "frischem" Müll und die Mittelwerte des Eluationsversuches mit dem Königswasser dargestellt. Außer Arsen zeigen im Eluationsversuch alle anderen Elemente geringere Konzentrationen für die Bohrproben der Deponie Ahrental.

Bei der Betrachtung der einzelnen Probennahmepunkte findet man die höchsten Konzentrationen, mit Ausnahme von Arsen, zwischen 7.10 m und 15.0 m. Auffallend ist, daß im Bereich des Grundwassers die Konzentrationen der einzelnen Elemente ansteigen (Probennahmpunkt 14).

##### Leaching mit 0.1N HCl:

Beim Eluationsversuch mit 0.1N HCl (pH=1) sind die Elementkonzentrationen erwartungsgemäß niedriger als beim Auslaugungsversuch mit Königswasser. Auch hier wird bei der Betrachtung der einzelnen Probennahmepunkte eine Konzentrationserhöhung zwischen 7.10 m und 15 m im Bohrprofil deutlich (mit Ausnahme von Arsen).

	Beispiel 1	Beispiel 2	Beispiel 3	Beispiel 4		Leaching mit HCl + HNO <sub>3</sub>		
				Wintermüll	Sommermüll	Ø-Wert	Min.-Wert	Max.-Wert
As	~1,5	< 2-20	n.a.	n.a.	n.a.	51,3	32	112,9
Cd	~ 40-50	2-14	5,6	2,9	4,1	2,9	1,07	7,36
Cr	2060-2810	5-100	170	n.a.	n.a.	90,6	13,8	239,8
Cu	411-532	120-210	300	250	200	115,2	17,2	359,7
Ni	n.a.	n.a.	270	n.a.	n.a.	26,4	11,7	51,3
Pb	~210-370	110-330	450	600	200	219	44,4	630,9
Zn	588-742	300-1000	1200	600	450	315,8	48,1	673,4

Tab.1:

Vergleich mit Leaching aq. regia; Bsp. 1, Bsp. 2: Mengen an anorganischen Schadstoffen im Hausmüll (aus TABASARAN, 1984); Bsp. 3: Untersuchungen aus Bohrkernen aus der Deponie Zaiserweiher (aus TABASARAN, 1984); Bsp.4: hochgerechnete Ergebnisse für Metalle im Gesamtmüll (aus DOBBERSTEIN, 1983)

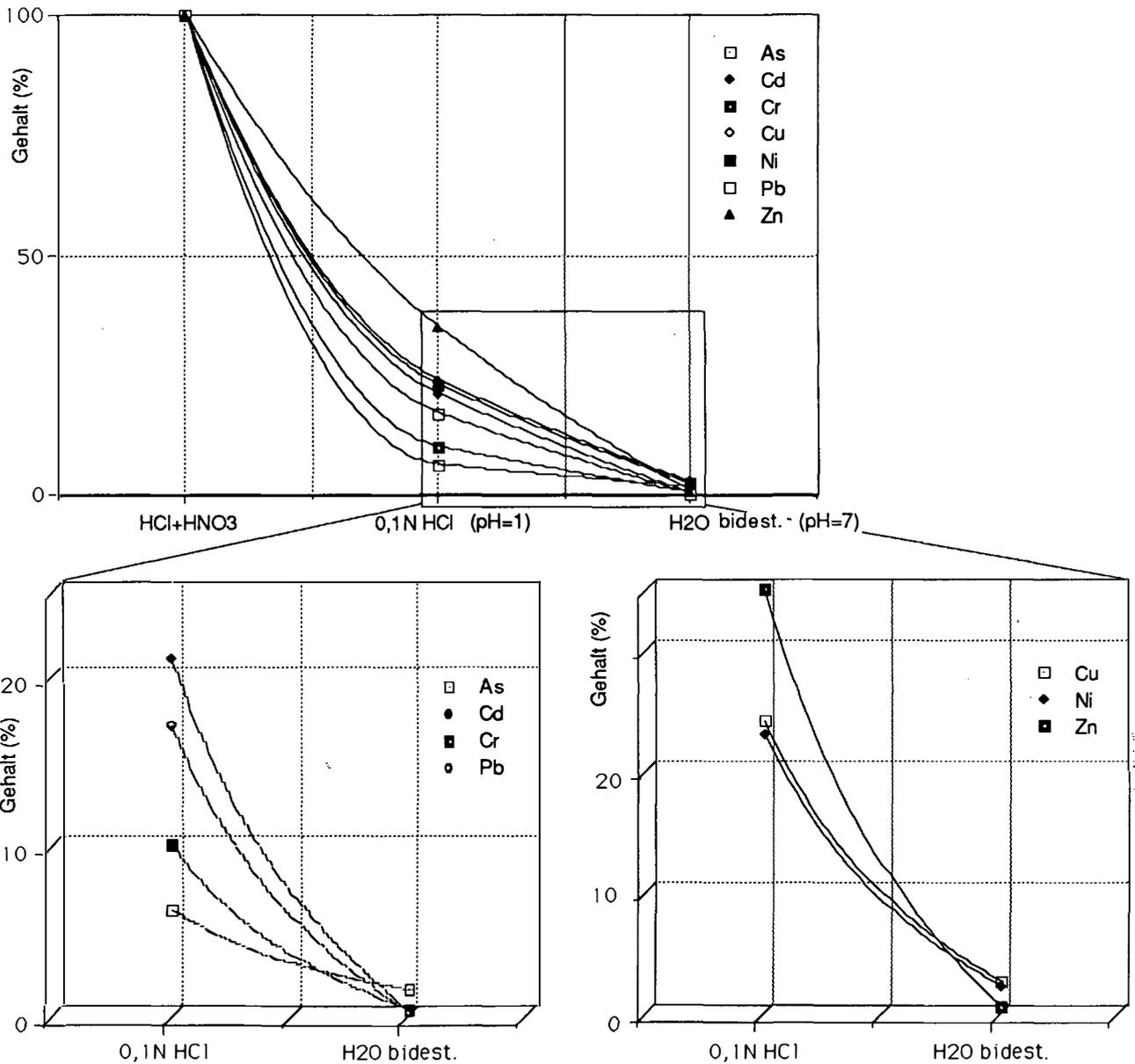


Abb. 1:

Löslichkeitsverhalten (berechnet nach dem Interpolationsverfahren nach STINEMAN) der einzelnen Elemente in Abhängigkeit von pH-Wert und Konzentration auf Grund der Elution des Mülls im Ahrental

### Leaching mit H<sub>2</sub>O bidest.:

Beim Eluationsversuch mit bidestilliertem Wasser kann man erkennen, daß unter "neutralen" Bedingungen, im Vergleich zur Gesamtkonzentration, kaum noch höhere Metallkonzentrationen ausgelaugt werden. Die Probenahmeplätze zwischen 9.50 m und 15 m zeigen im Vergleich zu den anderen Punkten dieses Eluationsversuches wiederum erhöhte Konzentrationen.

### **Migrationsbedingungen:**

Bei allen 3 Versuchen ist zu beobachten, daß die höchsten Konzentrationen im mittleren Teil des Bohrprofils auftreten. Die Ursache kann dahingehend interpretiert werden, daß im höheren Niveau der Deponie die Elemente ausgelaugt und in den mittleren Schichten adsorbiert wurden. Normalerweise würde man aufgrund des Auslaugungs- und Anreicherungsprozesses in den tiefsten Schichten des Bohrprofils die höchsten Konzentrationen erwarten. Jedoch sind ab einer Tiefe von 15 m die Konzentrationen im Gesamtgehalt und den einzelnen Eluationsversuchen deutlich geringer. Das heißt Desorption und Adsorption gehen nicht sukzessive ineinander über, sondern sind abhängig vom physikalisch-chemischen Milieu im Deponiekörper (siehe Kap. Deponietechnik) und dadurch bedingt vom geochemischen Verhalten der Elemente.

Das Verhalten der schadstoffhaltigen und toxischen Abprodukte bzw. deren Inhaltsstoffe sind innerhalb von Deponiestandorten von Migrationsfaktoren gesteuert. So werden die Vorgänge der Kontamination bzw. Eluation von folgenden Faktoren beeinflusst: Eigenschaften der Verbindungen, Ausgangskonzentration des Kontaminanten, Redox-Potential, pH-Wert und Temperatur.

Die Migration eines Elements ist somit abhängig von den Veränderungen des physikalisch-chemischen Milieus und der daraus resultierenden geänderten Oxidationszahl und Löslichkeit.

Redox-Potential und pH-Änderungen in wäßrigen Lösungen sind die wichtigsten Ursachen für eine Elementanreicherung (TAUCHNITZ, 1983) (der Faktor der pH-Wert-Senkung ist dabei wichtiger, als eine Veränderung des Redox-Potentials, FÖRSTNER & SALOMONS, 1984).

Die meisten Schwermetallionen bilden bei erhöhtem pH-Wert schwerlösliche Hydroxide, Oxide bzw. Oxidhydrate. Dagegen begünstigen saure Bedingungen die Migration der Metallionen. Metallfrachten im Sickerwasser sind geringer, wenn der pH-Wert des Sickerwassers größer als 7 ist.

Der Eh-Wert resultiert aus einer Vielzahl chemischer und biologischer Reaktionen. Durch diese Reaktionen bilden sich Komplexbildnerionen und Schwefelwasserstoff. Beide beeinflussen die Migration von Schwermetallionen. Bei geringem Eh-Wert fallen die Schwermetallionen als schwerlösliche Sulfide aus. Daraus kann gefolgert werden, daß bei Eh-Wert-Verringerung über Sulfidbildung die Schwermetallionenkonzentration in der Lösung kleiner wird. Liegen dagegen Bedingungen vor, die nicht von Sulfidbildung begleitet sind, kann durch entstehende Komplexbildner die Schwermetallionenkonzentration vergrößert werden (TAUCHNITZ 1983; CHERRY, 1984).

### **Löslichkeitsverhalten der Metalle in Müllproben der Deponie Ahrental:**

Aus dem Löslichkeitsverhalten beim Eluationsversuch der Metalle (Abb. 1) geht eindeutig hervor, daß eine Remobilisierung der Elemente in erster Linie bei pH < 7 eintritt. Am Kurvenverlauf des Stabilitätsdiagrammes (berechnet nach dem Interpolationsverfahren nach STINE-MAN) wird deutlich, daß das Verhalten der einzelnen Elemente, abhängig vom pH-Wert, sehr unterschiedlich ist. Einige Metalle bilden beim Übergang von reduzierenden zu oxidierenden Bedingungen bzw. vom neutralen zum sauren Milieu leichter lösliche Verbindungen und werden in den Interstitiallösungen angereichert. Die Elemente Zn, Cu und Ni sind z.B. deutlich schwächer festgelegt und dadurch mit abnehmendem pH-Wert leichter verfügbar. Die Elemente As oder Cr hingegen sind mit abnehmendem pH-Wert deutlich weniger leicht verfügbar. Die Ursache dafür kann sein, daß As bzw. Cr auch bei niedrigerem pH-Wert in schwererlöslichen Verbindungen vorliegen.

Zum Vergleich sind in Tab. 2 die relativen Anteile (%) und der absolute Gehalt der Metalle dargestellt, die durch verschiedene Behandlungen des Mülls im Ahrental extrahierbar sind.

### **2.3. Klärschlamm**

Zur Deponieabdeckung bzw. zur Rekultivierung der Deponie Ahrental wird eine Mischung aus Klärschlamm und unbelastetem Boden verwendet. Durch das Aufbringen von Klärschlamm ist mit einer weitgehenden Metallanreicherung im Boden zu rechnen. Diese Anreicherung ist deshalb ernst zu nehmen, weil sie irreversibel ist. Der Boden kann im Gegensatz zum Wasser nicht mehr gereinigt werden.

	As	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Absoluter Metallgehalt (ppm)	51,3	2,9	90,6	115,2	26,4	219,0	315,8
0,1 N HCl (%)	6,24	21	10	24	23	17	35
H <sub>2</sub> O bidest. (%)	1,55	0,3	0,4	2,2	2,2	0,2	0,5

Tab. 2:

Absoluter Metallgehalt und relative Anteile der Metalle, je nach Eluationsversuch, in den Müllproben des Ahrentals

Die Klärschlammproben wurden am Deponieeingang abgelagert. Die Proben wurden dort von Oktober 1984 bis August 1985 stichprobenartig entnommen.

Klärschlamm wird v.a. wegen seiner hohen Gehalte an Nährstoffen, wie Stickstoff, Phosphor, Calcium und organischen Substanzen, als Bodenverbesserungsmittel verwendet (CONRADT, 1982). Jedoch gilt Klärschlamm nicht als Düngemittel, sondern unterliegt in den meisten Ländern dem Abfallbeseitigungsgesetz. Außer Nährstoffen werden dem Boden durch Verwendung von Klärschlamm z.T. erhebliche Mengen von Schadstoffen (v.a. Schwermetalle, sowie polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe) zugeführt.

Um eine kontrollierte Verwertung von Klärschlamm zu ermöglichen, unterliegt dieser bestimmten Grenz- bzw. Richtwerten.

Die im Ahrental aufgebrauchten Klärschlämme liegen in ihren Metallkonzentrationen unter den vorgegebenen Grenz- bzw. Richtwerten. In den Hauptelementen unterscheiden sie sich vor allem durch einen höheren Phosphor-Gehalt. Charakteristisch sind auch erhöhte Glühverluste, die sicher auf hohe Gehalte an organischen Verbindungen zurückzuführen sind.

#### 2.4. Boden

Die Böden wurden deshalb auf ihren Schwermetallgehalt hin untersucht, da der rekultivierte Teil der Deponie Ahrental für landwirtschaftliche Zwecke freigegeben wurde. Analog zu den Klärschlämmen gibt es bei den Böden Richtwerte, die bei einer landwirtschaftlichen Nutzung nicht überschritten werden sollten.

Die Bodenproben wurden über den ganzen rekultivierten Deponieabschnitt verteilt entnommen. Zur Rekultivierung wurde eine Schicht von mindestens 1.5 m Stärke aus bindigem Inertmaterial und darüber ein Klärschlamm - Bodengemisch von rund 0.3 m Stärke aufge-

bracht (pers. Mitt. Ing. Schmidt). Die analysierten Proben wurden aus dem Klärschlamm - Bodengemisch entnommen.

Die Elementkonzentrationen der Bodenproben liegen unter den vorgegebenen Richtwerten, jedoch wird der natürliche Schwermetallgehalt in Böden (Tab. 3) bei einigen Elementen (Cd, Cu, Cr, Hg, Pb und Zn) deutlich überschritten.

Element	BÖDEN (Bowen, 1979)	BÖDEN (El Bassam u. Dambroth, 1981)	Mittelwert d. Böden im Ahrental
Cd	0,35	0,1 - 1	0,49
Cr	70	2 - 50	82
Cu	30	1 - 20	77
Hg	0,06	0,1 - 1	1,38
Ni	50	2 - 50	46
Pb	12	0,1 - 20	44
Zn	90	3 - 50	355

Tab. 3:

Natürliche Schwermetallgehalte in Böden (nach CONRADT, 1982)

#### 2.5. Soft - Sedimente

Ein optimales Verfahren zur Untersuchung von Schadstoffexplorationen ist die Kombination von Sediment- und Wasseranalytik.

Sedimente sind geeignete Gradmesser für die Belastung eines Gewässers mit Spurenelementen und anderen Schadstoffen, da Wasser oft ein vielfach unklares Bild über das Ausmaß der Schadstoffbelastung ergeben (FÖRSTNER & MÜLLER, 1974).

#### Auswertung der Daten:

Durch das schichtweise Ablagern von Sedimenten, deren jede einzelne Schicht einer bestimmten Schadstoffbelastung entspricht, liefern die Analysen der Soft-Sedimente einen Mittelwert für die Verunreinigungen des Schwebguts über einen bestimmten Zeitraum hinweg.

Um einen Vergleich gegenüber den Wasserproben zu erhalten, wurde ein Teil der Sedimente an denselben Stellen entnommen wie die Wasserproben.

Um den "Verschmutzungsgrad" eines Gewässers durch die Schwermetallbelastung seiner Sedimente zu er-

fassen, muß der natürliche Metallgehalt festgestellt werden. Als Vergleichsbasis, mit praktisch weltweiter Gültigkeit, wurde der "Tongesteins - Standard" (TUREKIAN & WEDEPOHL, 1961) als Background-Wert herangezogen. Zur Abschätzung der regionalen Verhältnisse wurden am Probenpunkt 4 (Gallosbach) "unbelastete" Bachsedimente entnommen.

Beim Vergleich der Bachsedimente (Probe 4) mit dem Tongesteins-Standard liegen die Konzentrationen der Bachsedimente deutlich unter dem Standard. Daraus kann man schließen, daß im Bachsediment keine anthropogene Belastung vorliegt und sich dieses ebenfalls sehr gut als Background-Wert eignet.

Von den Gewässern gelangen die Metalle in die Sedimente. In den feinkörnigen Fraktionen findet vor allem eine starke Anreicherung schwerlöslicher und schwerabbaubarer Verbindungen statt. Dieser Vorgang wird als "Geoakkumulation" bezeichnet (MÜLLER, 1986).

Für die Beurteilung der Schwermetallbelastung eines Sediments kann der Geoakkumulations-Index (Tab. 4) herangezogen werden. Dieser Index baut auf die Background-Werte auf.

I <sub>geo</sub>	Igeo-Klassen	Sedimentqualität
>0	0	praktisch unbelastet
> 0 - 1	1	unbelastet - mäßig belastet
> 1 - 2	2	mäßig belastet
> 2 - 3	3	mäßig - stark belastet
> 3 - 4	4	stark belastet
> 4 - 5	5	stark - übermäßig belastet
> 5	6	übermäßig belastet

Tab. 4:

Geoakkumulationsindex, I<sub>geo</sub> - Klassen, und daraus abgeleitet Bezeichnung für die Sediment - Qualität (nach MÜLLER, 1986)

Für die Errechnung des Geoakkumulationsindex (I<sub>geo</sub>) gilt somit folgende mathematische Beziehung (MÜLLER, 1986):

$$I_{geo} = \log_2 \frac{C_n}{B_n \cdot 1,5}$$

C<sub>n</sub> = gemessene Konzentration des Elements im Sediment  
 B<sub>n</sub> = geochemischer Background des Elements

Die Berechnung des Geoakkumulationsindex ist auf die Tonfraktion (2 µ) der Sedimente ausgerichtet. Jedoch kann er sicher auch als Richtwert für die Belastung der Soft-Sedimente (0.140mm) angesehen werden.

Alle Sedimente haben einen Geoakkumulationsindex von >0 (= I<sub>geo</sub> - Klasse 0). Das heißt, daß alle gemessenen Sedimente "praktisch unbelastet" sind.

Die Probenpunkte 1, 2 und 6 entsprechen Sedimenten aus leicht belasteten, oberflächlich austretenden, Deponiesickerwässern, der Probenpunkt 9 entspricht einem Sickerwassersediment.

Ausgehend von der Wasserbelastung, würde man im Verhältnis zum Background-Wert in den jeweiligen Sedimenten ebenfalls deutlich erhöhte Konzentrationen erwarten. Beim Vergleich der unbelasteten Sedimente mit den "belasteten Sedimenten" fällt auf, daß die einzelnen Elementkonzentrationen kaum voneinander abweichen, z.T. sogar geringere Konzentrationen aufweisen als der Background-Wert (Tab.5). Normalerweise würde man eine kontinuierliche Zunahme der Probennahmepunkte 1, 2 und 6 (Abb. 2) bzw. in den Sickerwassersedimenten deutlich erhöhte Konzentrationen erwarten.

Ausgegangen wurde von der Annahme, daß das Verhältnis Sediment/Wasser unabhängig von der Belastung annähernd gleich bleibt (d.h. je geringer die Wasserbelastung, umso geringer die Sedimentbelastung u.u.). Jedoch lassen die Elemente ein bestimmtes Verteilungsmuster im Anreicherungsfaktor der einzelnen Probennahmepunkte erkennen.

So nehmen die Verteilungskoeffizienten (Metallgehalt in den Feststoff- und Lösungsphasen) der meisten Elemente mit zunehmender Wasserbelastung deutlich ab. Man kann in dieser Anordnung der Verteilungskoeffizienten eine Reihenfolge der "Bindungsfestigkeit" der einzelnen Metalle an die Feststoffe in den Wässern erkennen.

Dieses Verteilungsmuster wird vor allem bei der Betrachtung der oberflächlich austretenden Deponiesickerwässer und deren Sedimente deutlich. Die Wasser- und Sedimentproben wurden in einem bestimmten Abstand voneinander bzw. vom Deponiekörper entfernt entnommen (Abb. 2).

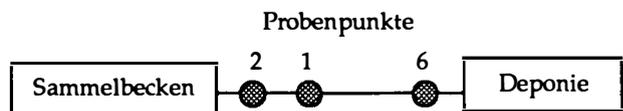


Abb.2:

Schematisierte Darstellung der Entnahmestellen der oberflächlich austretenden Deponiesickerwässer und deren Sedimente

Element	Probenpunkt 4			Probenpunkt 2			Probenpunkt 1			Probenpunkt 6			Probenpunkt 9		
	Sediment	Wasser	AF	Sediment	Wasser	AF	Sediment	Wasser	AF	Sediment	Wasser	AF	Sediment	Wasser	AF
As	8,2	0,025	328	8,02	0,031	259	8,02	0,039	206	6,69	0,044	152	6	0,158	38
Cd	0,32	0,0019	168	0,23	0,002	115	0,23	0,018	13	0,21	0,0023	91	0,228	0,0049	47
Co	11,66	0,006	1943	15,09	0,008	1886	15,09	0,009	1677	15,35	0,008	1919	10,43	0,05	209
Cr	45,83	0,003	15277	68,07	0,008	8509	68,07	0,018	3782	58,17	0,044	1322	41,4	0,421	98
Cu	15,03	0,02	752	20,57	0,07	294	20,57	0,05	411	37,83	0,05	757	16,19	0,08	202
Li	22,95	0,02	1147	21,51	0,04	538	21,51	0,05	430	33,49	0,07	478	28,17	0,6	47
Mn	307,04	0,03	10235	547,37	0,46	1190	547,37	0,29	1887	610,74	0,06	10179	684,18	0,14	4887
Ni	24,22	0,008	3028	24,46	0,027	906	24,46	0,026	941	43,39	0,087	499	22,07	0,454	49
Pb	20,44	0,007	2920	38,1	0,054	706	38,1	0,036	1058	48,96	0,044	1112	35,74	0,114	314
Sr	223,02	0,31	719	205,32	0,61	337	205,32	0,7	293	219,95	0,56	392	292,31	0,62	471
Zn	64,9	0,08	811	124,96	0,22	568	124,96	0,37	338	170,73	0,28	610	77,89	0,459	170

zunehmende H<sub>2</sub>O - Belastung

Tab. 5:

Mittelwerte der Sediment- und Wasseranalysen der einzelnen Probennahmepunkte; alle Angaben in ppm; AF (Anreicherungs faktor bzw. Verteilungskoeffizient) zwischen dem Metallgehalt in den Feststoff- und Lösungsphasen

Während man im Wasser bei den meisten Elementen eine deutliche Zunahme der Konzentration vom Probenpunkt 2 zum Probenpunkt 6 erkennen kann, so verhalten sich die Konzentrationen im Sediment bei den meisten Elementen umgekehrt (Abb. 3).

Daraus folgt, daß ein dynamisches Geschehen im Stoffkreislauf der verschiedenen Metalle - in der Aufnahme und Abgabe der Metalle - zu verzeichnen ist; d.h. daß die Metalle in unterschiedlichster Weise mit ihrer Umgebung (Wasser-Sediment) in Wechselwirkung treten (HELLMANN & GRIFFATONG, 1972). Die von außen eingetragenen Metalle gehen sicher nicht linear zu einer Bindungsform im Sediment über, sondern richten sich nach Optimierungsverhalten auf verschiedenen Phasen aus (DOLEZEL, 1986).

Die Gründe der geringen Belastung bzw. Anreicherung von Metallen in den Sedimenten können somit auf die unterschiedlichsten Ursachen zurückgeführt werden. Im folgenden wird nur sehr kurz auf einige dieser Ursachen eingegangen, da detaillierte Aussagen komplexere Untersuchungen erfordern würden.

Die Annahme, daß eine Sättigungskonzentration erreicht wurde, kann aufgrund des geringen Geoakkumulationsindex und der Vergleichswerte zum Background-Wert ausgeschlossen werden.

Durch Milieuveränderungen (z.B. pH- und Eh-Wert) können die Metalle freigesetzt (Remobilisierung) bzw. in eine Form übergeführt werden, in der sie in Lösung gehen (siehe Kap. Eluationsversuche). Zusätzlich liegen die anthropogenen Metalle meist in Bindungsformen vor, die weit weniger stabil sind als die geogenen Bindungsformen, und daher wieder leicht in Lösung gehen (MÜLLER, 1985).

Andere Komponenten werden zwar in Lösung eingebracht, gehen jedoch sehr rasch in die Feststoffphase über und sind im wäßrigen System nur sehr schwer nachzuweisen. Dieser Prozeß kann sehr gut bei Quecksilber verfolgt werden. Quecksilber konnte in den "Oberflächen- und Sickerwässern nicht nachgewiesen werden, jedoch ist es in den Sedimenten angereichert. Quecksilber wird durch organische und sulfidische Bindungen im Sediment permanent fixiert (LAMMERZ, 1984).

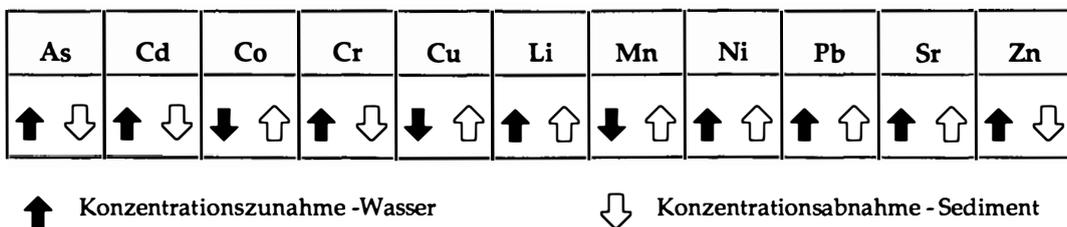


Abb.3:

Vergleich der Konzentrationszu- bzw. -abnahme vom Probenpunkt 2 (weniger stark belastet) zum Probenpunkt 6 (stärker belastet) im Wasser und im Sediment

Weiters dürfen im System Wasser/Sediment die Schwebstoffe nicht vernachlässigt werden. Aufgrund des geringer werdenden Verteilungskoeffizienten (bei zunehmender Wasserbelastung) im System Wasser/Sediment kann man einen "Puffereffekt" der Schwebstoffe nicht ausschließen, d.h. die Metalle werden in den Schwebstoffen transportiert (deren Ablagerung wiederum abhängig von der Fließgeschwindigkeit ist).

Im Sediment deponierte Schadstoffe werden durch verschiedene Prozesse wieder gelöst und erneut verfrachtet, d.h. die ursprüngliche Annahme, nur mit Hilfe von feinkörnigen Sedimenten die allgemeine Belastung mit Schadstoffen zu ermitteln, hat sich wesentlich erweitert.

### 3. Wasseranalytik

Von März 1984 bis August 1986 wurden, an 9 verschiedenen Stellen im Deponiebereich verteilt, monatlich Wasserproben entnommen. Da eine sichere Aussage über die Zusammensetzung eines Abwassers eine mengenproportionale Abwasserentnahme über eine bestimmte Zeiteinheit erfordert. Abwasser kann von der Menge her als auch in seiner Zusammensetzung starken Schwankungen unterworfen sein. Die sogenannte "Schöpfprobe" stellt deshalb nur eine Momentaufnahme eines Abwassers dar und kann deshalb nicht als Bewertungsgrundlage für die Berechnung der Schadeinheiten dienen (HEIN, 1981).

Die einzelnen Probennahmepunkte setzten sich aus Oberflächen- bzw. Dränagewässern, Sickerwässern und "Vergleichswässern" (=unbelastetes Quell- und Bachwasser, Autobahnabwasser) zusammen.

Die Wasserproben wurden auf die Elemente As, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, K, Li, Mg, Mn, Na, Ni, Pb, Sr und Zn atomabsorptionsspektrometrisch analysiert.

#### 3.1. Entnahmestellen

Probenpunkt 1, Probenpunkt 2, Probenpunkt 6 ("Oberflächenwässer"):

Punkt 1, Punkt 2 und Punkt 6 (sie werden im folgenden als "Oberflächenwässer bezeichnet) sind Abwässer, die in schalenförmigen Betondrainagen am Wegrand von der Deponie bis zum Sammelbecken abgeleitet werden. Diese Abwässer sind oberflächennahe Sickerwässer der Mülldeponie, werden aber durch Niederschläge und Zuflüsse unbelasteter Gewässer zum Teil verdünnt.

Die Oberflächenwässer wurden in verschiedenen Abständen voneinander, bzw. vom Deponiekörper entfernt, entnommen.

Probenpunkt 3 ("Zenzenhofquelle"):

Die Zenzenhofquelle wird in der Quellstube auf Kote 760.35 gefaßt. Das Überwasser mündet in einem Weidenbrunnen an der Talsohle aus, wo die Probe entnommen wurde.

Probenpunkt 4 ("Gallosbach"):

Der Gallosbach wird auf der Höhenkote 790.38, durch ein betoniertes "Tiroler Wehr" mit einem anschließenden Sandfang gefaßt. Er führt Oberflächenwässer aus der Mittelgebirgsterasse Iglis-Patsch.

Die Proben wurden beim "Tiroler Wehr" entnommen.

Probenpunkt 5 ("Autobahn - Trockenlauf"):

Der Trockenlauf befindet sich am südlichen Beginn des Ahrentales.

Hier werden die auf der Brenner-Autobahn im Bereich zwischen Europabrücke und südlichem Beginn des Ahrentales anfallenden Hangwässer bzw. bei Niederschlag anfallenden Oberflächenwässer in halbschalenförmigen Betondrainagen bis zum Sandfang abgeleitet und gefaßt.

Die Proben wurden am Sandfang entnommen.

Probenpunkt 7, Probenpunkt 9 ("Sickerwasser"):

Die im Deponiebereich anfallenden Sickerwässer (durchschnittlicher Anfall von 0.75 l/sec = 65m<sup>3</sup>; pers. Mitt. von Dipl.-Ing. Schmidt) werden in längs der Talmitte verlaufenden Sickerwasserdrainagen gefaßt.

Die Sickerwasserdrainage endet ungefähr 100 m vor dem Vorratsbunker, und wird von dort in halbschalenförmigen Betondrainagen in das Sammelbecken geleitet.

Die Probe 9 wurde direkt aus der Sickerwasserdrainage, die Probe 7 vor dem Sammelbecken entnommen.

Probenpunkt 8:

Hier wurde nicht an einem konstanten Punkt, sondern an verschiedenen Stellen im Deponiegebiet "noch nicht versickertes" Wasser entnommen.

Grundwasser (Sonde 2):

Die Sonde liegt im nördlichen Teil des Ahrentales (Höhenkote 709.6). Laut Sondenplan weist sie eine Tiefe von 25.2 m auf.

#### 3.2. Auswertung der Daten

**Allgemeiner Teil:**

Beim Vergleich der Konzentrationen kann man, je nach Herkunft der Wässer, deutlich die unterschiedlichen Gehalte der einzelnen Entnahmestellen erkennen. Demnach erhält man einen angenäherten Vergleichsmaßstab für die

Belastung der Vergleichs-, Oberflächen- und Sickerwässer:

Die unbelasteten Vergleichswässer (Punkt 3 und Punkt 4) liegen bei allen Elementen deutlich unter dem Trinkwassergrenzwert.

Die Oberflächenwässer (Punkt 1, Punkt 2 und Punkt 6) zeigen eine Anreicherung der einzelnen Elementkonzentrationen gegenüber den unbelasteten Gewässern; jedoch liegen die meisten Mittelwertkonzentrationen unter dem Trinkwassergrenzwert, nur Einzelwerte weisen erhöhte Konzentrationen (über dem Grenzwert) auf.

Bei den Oberflächenwässern ist auffallend, daß die meisten Elementkonzentrationen der jeweiligen Probenahmepunkte mit zunehmendem Abstand von der Deponie abnehmen (vorwiegend ab 1985); dies wird u.a. bei der Betrachtung der Mittelwerte deutlich.

Die Sickerwässer (Punkt 7 und Punkt 9) sind erwartungsgemäß stark an Schwermetallen bzw. Spurenelementen angereichert. Ihre Konzentrationen überschreiten in vielen Fällen den Trinkwassergrenzwert um mehr als eine Zehnerpotenz, nur Cd und Zn sind im Vergleich zu den anderen Elementen nicht so stark angereichert.

Um einen Anhaltspunkt über den Grad der Verunreinigung zu erhalten, sind in Tab.6 Sickerwasseranalysen der Deponie Georgswerder (BRD) und ein zusammengefaßter Durchschnittswert von Sickerwässern, dargestellt (GÖTZ, 1984). Aus der Tabelle kann man entnehmen, daß die Sickerwässer der Mülldeponie Georgswerder viel geringer belastet sind, jedoch entsprechen die "Literatur - Durchschnittswerte" eher denen des Ahrentales (Probe 7 und Probe 9).

### Trendanalyse:

Ausgangspunkt dieser Untersuchungsreihe ist die Annahme, daß sich die Konzentrationen der einzelnen Elemente der untersuchten Wässer im Verlauf eines bestimmten Zeitraumes verändern, d. h. daß sich ein bestimmter Trend der Elementkonzentrationen erkennen läßt.

Im Zeitraum der Probennahme (März 1984 - August 1985) läßt sich tabellarisch bzw. graphisch kein eindeutiger Trend erkennen (die Konzentrationen unterliegen hier z.T. großen Schwankungen). Mit mathematisch/statistischen Methoden wurde versucht ein Trend zu errechnen. Das Ergebnis wurde in Abb. 4 in Form von Pfeilen dargestellt, die eine Zu- bzw. Abnahme der Konzentration in einem bestimmten Zeitraum symbolisieren sollten.

Weiters soll dabei beachtet werden, daß es sich hier um einfaches statistisches Modell handelt, daß keine weiteren beeinflussenden Faktoren, wie z.B. Niederschlag, Verdunstung, Abfluß usw. in der Auswertung berücksichtigt wurden.

Bei der Betrachtung der einzelnen Elemente verschiedener Probenahmepunkte (x - Richtung) in Abb. 4 fällt auf, daß nur die Elemente Co, Li, Ni, Sr, Mg und Zn einen einheitlichen Trend aufweisen. Die restlichen Elemente zeigen für einzelne Probenahmepunkte unterschiedliche Tendenzen.

Daher wurde weiters versucht, auf die einzelnen Probenahmepunkte (y - Richtung) einzugehen, da bei den Wässern gleicher Herkunft dieselben Tendenzen erkennbar sein müßten.

Erwartungsgemäß sind die Tendenzen der meisten Elemente in den unbelasteten Vergleichswässern (Punkt 3 und Punkt 4) gleichbleibend (die Zu- und Abnahmen bei einigen Elementen liegen in einem sehr geringen Konzen-

	S 1	S 4	S 6	S 7	Literatur Ø Wert	Probe 7- Ø Wert	Probe 9- Ø Wert
Mn	2,20	3,34	0,60	0,88	10,40	0,45	0,14
Pb	0,013	0,028	0,008	0,004	0,139	0,240	0,114
Cd	0,0013	0,0003	0,0019	0,0010	0,0070	0,0086	0,0049
Cr	0,007	0,005	0,019	0,010	0,400	0,370	0,421
Cu	0,024	0,018	0,002	0,006	0,071	0,130	0,080
Ni	0,016	-	0,071	0,037	0,201	0,373	0,454
Hg	-	0,001	0,0007	n.n.	-	-	-
Zn	0,088	0,061	0,012	0,020	2,960	1,280	0,459
As	0,009	n.n.	0,002	0,020	0,252	0,305	0,158

Tab. 6:

Vergleich von Sickerwasseranalysen der Mülldeponie Georgswerder (S1-S7) mit denen des Ahrentales

trationsbereich und können somit vernachlässigt werden). Dadurch bestätigen sich die Vergleichswässer wiederum als Background-Werte.

Die Oberflächenwässer setzen sich aus Punkt 1, Punkt 2 und Punkt 6 zusammen. Bei näherer Betrachtung von Punkt 6 auf Abb. 4 fällt auf, daß die meisten Elemente (insgesamt 10) über den Zeitraum der Untersuchung eine steigende Tendenz aufweisen. Je weiter der Probenpunkt von der Deponie entfernt ist, umso mehr nehmen die steigenden Tendenzen ab. Punkt 1 hat 6 steigende Trends und Punkt 2 hat nur mehr 1 steigenden Trend, was womöglich auf Verdünnung (z.B. durch Niederschlag, Zuflüsse), auf geochemische Reaktionen bzw. auf Wechselwirkungen der Elemente mit den Schwebstoffen zurückzuführen ist.

Diese Beobachtung läßt sich auch beim Vergleich der gemessenen Konzentrationen (v.a. beim Vergleich der Mittelwerte) in den meisten Fällen nachvollziehen. Je weiter der Probenpunkt von der Deponie entfernt ist, umso mehr nehmen die Konzentrationen (bzw. Schwermetallbelastungen) der einzelnen Elemente in einem bestimmten Verhältnis ab ( bzw. zu).

Darum soll bei der zu Anfang gestellten Frage nach einer Zu- bzw. Abnahme der Konzentration in einem bestimmten Zeitabschnitt - bei den Oberflächenwässern - nur der Probenpunkt 6 herangezogen werden, da er aus vorher genannten Gründen, gegenüber den anderen Probenpunkten, am wenigsten "beeinflusst" ist.

Hier nehmen innerhalb von 18 Monaten die Konzentrationen der meisten Elemente (As, Ca, Cd, Cr, Li, Mg, Mn, Na, Ni und Pb) zu, nur die Elemente Co, Cu und K zeigen eine gleichbleibende Tendenz.

Der Probenpunkt 5 (Autobahnabwasser) zeigt ebenfalls unterschiedliche Trends. Dies weist darauf hin, daß das Wasser an diesem Punkt auf jeden Fall anthropogen beeinflusst wird, da man sonst gleichbleibende Tendenzen erwarten könnte.

Derselbe Vergleich wurde auch bei den Sickerwässern (Punkte 7 und 9) durchgeführt. Die Probe 9 wird direkt aus dem Sickerwasserrohr, die Probe 7 ungefähr 100 m weiter entfernt, jedoch an der Oberfläche abfließend, entnommen. Bei der Probe 7 fällt auf, daß alle Elemente einen abnehmenden Trend aufweisen (außer Co und Ni)

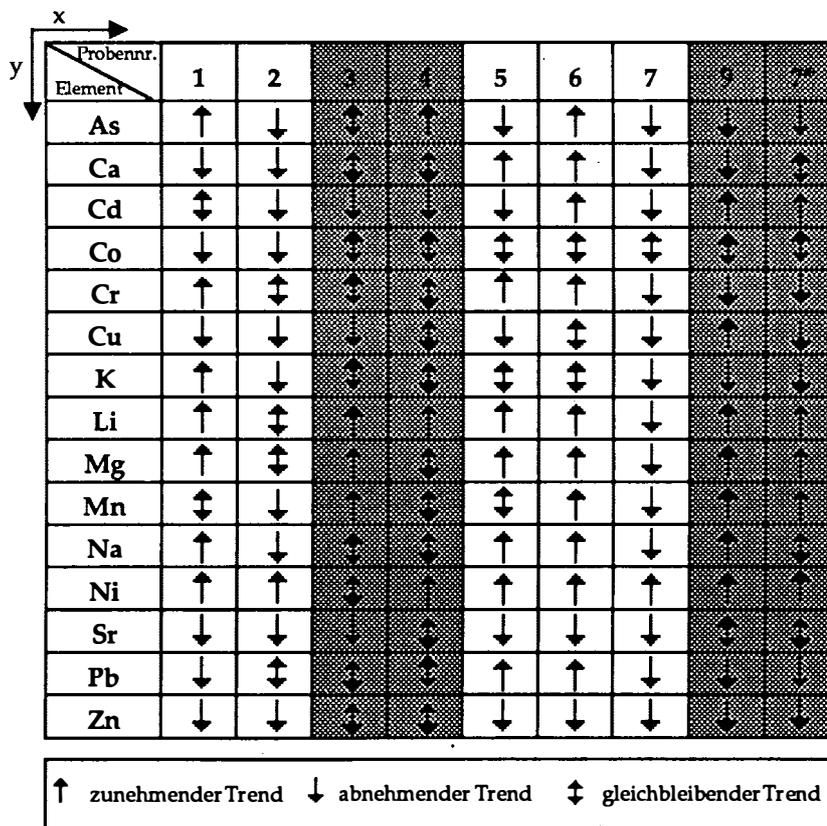


Abb. 4:

Trendanalyse der einzelnen Probennahmepunkte im Zeitraum von März 1984 bis August 1986; Punkt 7\* entspricht der gleichen Probenanzahl wie 9

		1	2	3	4	5	6	7	9
As	Min - Max	0,004-0,174	0,006-0,104	0,003-0,035	0,002-0,093	0,003-0,54	0,005-0,212	0,01-1,32	0,064-0,389
	Mittelwert	0,039	0,031	0,014	0,025	0,061	0,044	0,305 (0,149)	0,158
Ca	Min - Max	44-370	24-370	38-87	48-99	0-167	52-174	17-208	17-600
	Mittelwert	96	114	63	62	89	91	87 (54,3)	97
Cd	Min - Max	0,0002-0,008	0,0002-0,009	<0,0001-0,004	<0,0001-0,061	<0,001-0,009	0,0001-0,0144	0,0003-0,06	0,0004-0,0162
	Mittelwert	0,018	0,002	0,001	0,0019	0,0016	0,0023	0,0086(0,004)	0,0049
Co	Min - Max	<0,001-0,067	<0,001-0,042	0	<0,001-0,009	<0,001-0,002	<0,001-0,042	0,009-0,118	0,019-0,097
	Mittelwert	0,009	0,008	0	0,006	0,002	0,008	0,045 (0,045)	0,05
Cr	Min - Max	<0,001-0,051	<0,001-0,023	<0,001-0,004	<0,001-0,009	<0,001-0,009	<0,001-0,247	<0,001-0,74	0,004-1,1
	Mittelwert	0,018	0,008	0,002	0,003	0,003	0,044	0,37 (0,37)	0,421
Cu	Min - Max	0,02-0,09	0,02-0,21	<0,01-0,07	<0,01-0,04	0,02-0,06	<0,01-0,17	0,03-0,4	0,02-0,16
	Mittelwert	0,05	0,07	0,03	0,02	0,03	0,05	0,13 (0,10)	0,08
K	Min - Max	4,2-129	2,6-61	1,3-11	1,9-24	3,3-10	3,1-1070	440-1944	510-1764
	Mittelwert	42,2	17,45	2,6	4,3	6,1	101,7	1105,9(1056)	1124,5
Li	Min - Max	<0,01-0,15	0,01-0,08	<0,01-0,05	<0,01-0,07	0,01-0,05	0,01-0,47	0,33-1	0,44-0,75
	Mittelwert	0,05	0,04	0,02	0,02	0,03	0,07	0,65 (0,60)	0,6
Mg	Min - Max	18-48	9-57	15-23	18-36	16-46	17-61	58-754	58-450
	Mittelwert	30	26	19	23	28	33	296 (217)	241
Mn	Min - Max	<0,01-3,5	<0,01-2,9	<0,01-0,04	<0,01-0,05	<0,01-0,08	<0,01-0,22	0,07-1,75	0,08-0,38
	Mittelwert	0,29	0,46	0,2	0,03	0,03	0,06	0,45 (0,17)	0,14
Na	Min - Max	9-160	8-66	<1-53	5-63	14-88	11-1200	400-1309	780-1600
	Mittelwert	63	31	13	13	34	126	868 (849)	919
Ni	Min - Max	0,003-0,095	0,002-0,085	<0,001-0,019	<0,001-0,025	0,002-0,068	0,001-0,680	0,108-0,91	0,210-0,96
	Mittelwert	0,026	0,027	0,004	0,008	0,014	0,087	0,373 (0,450)	0,454
Sr	Min - Max	0,20-5,50	<0,1-3,40	0,10-0,60	0,20-0,50	0,36-1,50	0,27-1,60	0,41-1,45	0,38-0,75
	Mittelwert	0,7	0,61	0,22	0,31	0,54	0,56	0,86 80,68)	0,62
Pb	Min - Max	0,003-0,24	0,007-0,21	0,001-0,008	0,001-0,025	0,002-75	0,002-0,160	0,019-0,790	0,011-0,25
	Mittelwert	0,036	0,054	0,003	0,007	6,738	0,044	0,24 (0,247)	0,114
Zn	Min - Max	0,06-1	0,03-0,73	<0,01-0,20	<0,01-0,5	<0,01-0,57	0,02-2,4	0,1-6,25	0,07-1,05
	Mittelwert	0,37	0,22	0,05	0,08	0,1	0,28	1,28 (0,512)	0,459

Tab. 7:

Minimum, Maximum und Mittelwert der einzelnen Probennahmepunkte; die Punkte 1 - 9 stellen die Probennahmepunkte dar; Punkt 1, 2 und 6 = Oberflächenwässer; Punkt 3 und 4 = unbelastete Vergleichswässer; Punkt 7 (die in Klammer angeführten Zahlen entsprechen dem Mittelwert bei der gleichen Probenanzahl von 9) und 9 = Sickerwässer; alle Angaben in ppm;

und die Probe 9 unterschiedliche Tendenzen zeigt. Dies verleitet zu der Annahme, daß dieses "Ergebnis" auf denselben Grund, wie bei den Oberflächenwässern (Verdünnung, geochemische Reaktionen usw.), zurückzuführen ist.

Jedoch muß hier berücksichtigt werden, daß wir hier eine unterschiedliche Anzahl von Probenentnahmen haben. Da jedoch nur ein Vergleich mit gleicher Probenanzahl signifikant ist, wurde der Trend von Probe 7 (auf Abb. 4: 7\*) mit der gleichen Probenanzahl wie von Probe 9 berechnet.

Dabei zeigen 11 Elemente bei den Proben 7 und 9 den gleichen Trend. Dieses Ergebnis wird noch deutlicher beim Vergleich der Mittelwerte der einzelnen Elementkonzentrationen (Mittelwert der Probe 7 hat die gleiche Probenanzahl wie Punkt 9). Die Mittelwerte dieser beiden Proben sind fast immer gleich oder unterliegen nur z.T. geringen Schwankungen (Tab. 7). Deshalb kann angenommen werden, daß sich der Chemismus zwischen den beiden Entnahmepunkten nicht ändert bzw. nur minimalen Abweichungen unterliegt.

Durch dieses Verhalten kann wiederum angenommen werden, daß die Elemente von Probe 9, auf einen Zeitraum von 18 Monaten gesehen, dieselben Trends aufweisen, wie sie primär in Probe 7 errechnet wurden. Das heißt, daß alle Elemente, außer Ni und Co, im Verlauf von 18 Monaten einen abnehmenden Trend aufweisen.

Zusammenfassend kann man festhalten, daß innerhalb der statistischen Annäherung im Verlauf von 18 Monaten die oberflächlich abgeleiteten Deponiewässer eine Konzentrationszunahme der einzelnen Elemente, die Sickerwässer hingegen eine Konzentrationsabnahme, zeigen.

Die Ursachen dafür dürften auf die Vorgänge im Deponiekörper selbst bzw. auf die "Entstehung" der Oberflächenwässer bzw. der Sickerwässer zurückzuführen sein.

Die Sickerwasserzusammensetzung ist eine Funktion bio- und geochemischer Vorgänge in der untersten Schicht einer Deponie, während die Zusammensetzung der Oberflächenwässer von allem von den Vorgängen in den oberen ("jungen") Schichten abhängig ist (KAYSER, 1979).

Die Konzentrationszu- oder -abnahme, bzw. der Trend kann somit auf die verschiedenen Zersetzungsstufen im Deponiekörper zurückgeführt werden (siehe Deponietechnik).

## 4. Beschreibung der Elemente

### 4.1. Alkalien und Erdalkalien

#### Natrium und Kalium:

Einwertige Kationen wie Na und K treten müllspezifisch auf und greifen in die Sorptionskomplexe der Böden ein bzw. sind charakteristische Parameter für die Lösungsmöglichkeiten im Deponiekörper (GÖTZ, 1984).

Eine bedeutende Erhöhung kann bei der Wasseraufbereitung infolge einer Enthärtung durch Ionenaustausch erfolgen.

Bei der Verunreinigung eines Wassers durch Abfallstoffe sind Kalium und Natrium zugleich mit den Chlorid-Ionen erhöht; und zwar ist in solchen Fällen der K-Gehalt höher als der Na-Gehalt (HÖLL, 1979). Diese Anreicherung an Na und K ist auch bei den Oberflächen- und Sickerwässern deutlich zu verfolgen (Abb. 5).

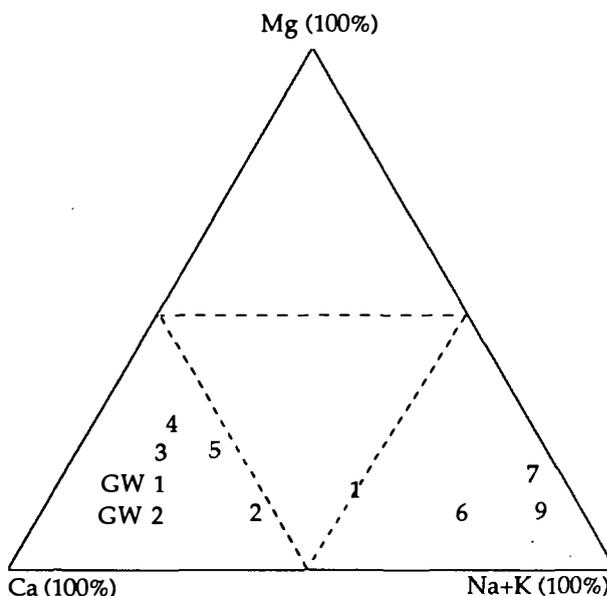


Abb. 5 :

Das Konzentrationsdreieck zeigt eine deutliche Zunahme der Alkalien mit zunehmenden "Verschmutzungsgrad". Die Punkte 1 - 9 stellen die Probenentnahmepunkte dar; GW = Grundwasser

Im Grundwasser sind leicht erhöhte Na- und K-Konzentrationen (Tab. 8) zu erkennen. Normalerweise haben Grundwässer einige bis maximal 50mg Na/l und K ist nur mit 1-2mg/l in reinem Grundwasser vorhanden. Bei höheren Werten ist eine Verunreinigung durch den Deponiekörper zu vermuten, wenn nicht, geologisch bedingt (z.B. Salze), erhöhte Na- und K-Werte vorliegen (HÖLL, 1979).

Die Annahme einer Kontamination des Grundwassers durch den Deponiekörper wird v.a. bei Vergleich älterer Daten (siehe Grundwasserhärte) bzw. durch den Vergleich belasteter und unbelasteter Grundwasserdaten deutlich (Tab. 8). Weiters zeigen auch die Cl-Gehalte im Grundwasser erhöhte Werte (Mitt. Inst. für Hygiene, Univ. Innsbruck).

	Na	K	Ca	Mg
Grundwasser Ahrental 1985	51	13,5	240	53
Werte eines unbelasteten Grundwassers	8,5	1,2	100	5,4
durch Hausmüll belastetes Grundwasser	121	51	173	45
durch Bauschutt belastetes Grundwasser	23	2,8	209	13

Tab. 8:

Grundwasservergleichswerte der Alkalien und Erdalkalien (nach KERNDORFF et al., 1985)

Beim Autobahnabwasser wäre vor allem in den Wintermonaten eine erhöhte Salzkonzentration durch die Straßensalzung zu erwarten. Eine erhöhte Konzentration ist v.a. bei Natrium (Nov. 1984 - Feb. 1985) deutlich erkennbar.

#### Calcium und Magnesium:

Diese Elemente wurden gemessen, um weitere Aussagen über die Wasserhärte bzw. über den Salzgehalt treffen zu können.

Auch bei den Elementen Ca und Mg ist eine deutliche Konzentrationsänderung mit zunehmender Kontamination bzw. Verschmutzung zu erkennen (Abb. 5).

#### Gesamthärte der einzelnen Wässer:

Der Härtegrad der Wässer wurde mit Hilfe von Umrechnungstabellen (DIN 19640) ermittelt (HÖLL, 1979):

$$\begin{aligned} 1\text{mg Ca}^{2+}/\text{l} &= 0,1399^\circ\text{d} \\ 1\text{mg Mg}^{2+}/\text{l} &= 0,2306^\circ\text{d} \\ 1^\circ\text{d} &= 7,14\text{ mg Ca}^{2+}/\text{l} = 10,0\text{ mg CaO}/\text{l} \\ 1^\circ\text{d} &= 4,28\text{ mg Mg}^{2+}/\text{l} = 7,9\text{ mg MgO}/\text{l} \end{aligned}$$

Probennummer	1	2	3	4	5	6	7	9
Ca/Mg-Verhältnis	20	22	13,4	13,9	19	20,3	80,7	72

Tab. 9:

Gesamthärte der einzelnen Probenentnahmepunkte

Die Ergebnisse sind in den Tab. 9 und 10 dargestellt. Unter Berücksichtigung der geologischen Verhältnisse gelten Wässer mit mehr als 25°dH im allgemeinen als verunreinigt. Eine "Verhärtung" des Grund-, Sicker- und Oberflächenwassers kann aus Mülldeponien erfolgen, wobei 3 wesentliche Reaktionen beachtet werden müssen:

(1) Durch die Auslaugung der Mülldeponie durch Regen- oder Hangwasser werden große Mengen an CO<sub>2</sub> (freie Kohlensäure) freigegeben, die durch Fäulnis der Pflanzenbestandteile (besonders im Sommermüll) entstanden sind. Dies führt zu einer Verhärtung des Grund- bzw. Sickerwassers durch die Bildung von Hydrogencarbonat (SCHWEDT & SCHNEPEL, 1981; HÖLL, 1979). Es folgt eine Kalkaufnahme nach der Gleichung:



(2) Durch die Ionenaustauschreaktion zwischen 1-wertigen und 2-wertigen Kationen kommt es ebenfalls zu einer Aufhärtung durch den Austrag der ursprünglich im Boden gebundenen Ca- und Mg-Ionen (dadurch ändern sich wiederum die Löslichkeitsverhältnisse).

(3) Beim Abbau der organischen Matrix durch intermediär auftretende Säuren können die Lösungsvorgänge im Abfall selbst und im karbonathaltigen Untergrund erhöht werden.

Die Wasserhärte kann unter Umständen als Verschmutzungsindikator dienen. Häufig zeigt sich in verunreinigten Gewässern nicht nur eine Erhöhung der Härte, sondern auch ein gestörtes Ca<sup>2+</sup>/Mg<sup>2+</sup>-Verhältnis. Normalerweise befindet sich viel mehr Ca in einer Lösung als Mg; der Quotient Ca<sup>2+</sup>/Mg<sup>2+</sup> beträgt in nicht verunreinigten Gewässern etwa 4-5 : 1 (HÜTTER, 1984).

Tab. 11 zeigt, daß sich die Ca-Verhältnisse je nach Verschmutzungsgrad ändern; aus den Verhältnissen der Elemente untereinander kann man Aussagen über die Belastung bzw. den Verschmutzungsgrad machen.

Auffallend ist, daß sich die Verhältnisse Ca/Mg bei den Vergleichs- und Oberflächenwässern nur geringfügig ändern. Eine deutliche Änderung des Verhältnisses ist beim Sickerwasser festzustellen.

	Sonde 1			Sonde 2				
Probennahme	1979	1980	1981	1979	1982	1983	1984	1985
Gesamthärte DHG	19,41 (10)	19,83 (7)	19,12 (4)	24,45 (2)	41,17 (4)	42,5 (5)	42 (3)	46 (2)

Tab. 10:

Gesamthärte des Grundwassers im Zeitraum von 1979 bis 1985 (Grundwasserwerte von 1979 bis 1983, Institut f. Hygiene, Univ. Innsbruck)

Probennummer	1	2	3	4	5	6	7	9	GW
Ca/Mg-Verhältnis	3,2:1	4,3:1	3,3:1	2,7:1	3,2:1	2,8:1	1,3:4	1,2,5	4,5:1

Tab. 11:

Ca/Mg - Verhältnisse der einzelnen Probenwässer

Beim Verhältnis der Erdalkalien zu den Alkalien wird der Unterschied zwischen den anthropogen belasteten und geogenen Wässern noch deutlicher erkennbar (Tab. 12).

Probennummer	1	2	3	4	5	6	7	9	GW
Erdalkalien/Alkalienverhältnis	1,2:1	2,8:1	5,2:1	4,9:1	2,9:1	0,5:1	0,3:1	0,2:1	4,6:1

Tab. 12:

Beim Verhältnis der Erdalkalien zu den Alkalien wird der Unterschied zwischen den anthropogen belasteten und geogenen Gewässern deutlich.

Das Ionenverhältnis der Erdalkalien zu den Alkalien zeigt bei niedrigen Werten (0.2:1) anthropogene Belastung und verschiebt sich bei unbelasteten Gewässern bis auf ein Verhältnis von 5:1. BODEN et. al. (1980) erhielt für belastete Gewässer ein Ionenverhältnis von 1:1, bei unbelasteten verschob es sich bis auf 7:1.

Beim Vergleich der Grundwasserhärte (Tab. 10) bzw. der Ca/Mg - Verhältnisse (Tab. 11) oder der Erdalkalien/Alkalien - Verhältnisse (Tab. 12) der unbelasteten Gewässer mit dem Grundwasser wird deutlich, daß die Carbonate des Innsbrucker Quarzphyllits keinen wesentlichen Beitrag als Background-Wert leisten (siehe Kap. Background).

#### Lithium:

Lithium ist im Gegensatz zu Natrium und Kalium weniger reaktionsfähig und weniger löslich (i.F. von Salzen). Der

Grund dafür ergibt sich aus dem kleineren Radius des Li-Atoms.

Die Lithiumkonzentrationen der unbelasteten Vergleichswässer (Background-Werte: 0.02ppm) liegen deutlich unter den Konzentrationen der Oberflächen- und Sickerwässer. Im Grundwasser ist der Li-Gehalt (0.09ppm) leicht erhöht.

#### Strontium:

Sr<sup>2+</sup> ist ein inaktives Element und begleitet das Calcium in kleinen Mengen (HÜTTER, 1984).

Die Background-Werte liegen zwischen 0.22 und 0.31 ppm und sind im Vergleich zum Grundwasser (1ppm) relativ niedrig. Der erhöhte Sr- Gehalt im Grundwasser steht sicher im Zusammenhang mit der Erhöhung der Wasserhärte. So kann der erhöhte Strontium - Gehalt z.T. auf Lösungsvorgänge im Deponiekörper selbst ( v.a. durch Auslaugung von Bauschuttmaterial), aber auch auf die Auslaugung von Strontium, das ursprünglich im Boden gebunden war (siehe Calcium, Magnesium), zurückgehen.

#### 4.2. Metalle

##### Kupfer:

Kupfer kommt in natürlichen Wässern nur in Form von Spuren vor. Die Werte der unbelasteten Vergleichswässer liegen zw. 0.02 und 0.03 ppm (Grenzwert: 0.05 ppm).

Kupfer wird von sauerstoffreichen und stark aggressiven Wässern angegriffen und gelöst. In hartem Wasser wird das gelöste Kupfer als basisches Salz oder Hydroxid abgeschieden (HÖLL, 1979), in fauligem Abwasser häufig als Sulfid (LOUB, 1975).

In weichem Wasser ist die Toxizität von Kupfer stärker, wird jedoch durch gelöste Salze vermindert (LOUB, 1975).

Metallisches Kupfer ist ungiftig. Jedoch sind Kupferverbindungen (Sulfate, Karbonate) toxisch. In wäßrigen Lösungen fallen Kupferverbindungen bei einem pH-Wert von 5.3-6 aus, daher sind sie in einem schwach sauren, neutralen und alkalischen Milieu nicht beständig (ABDUL-RAZZAK, 1974).

Der pH- Wert des Sickerwassers liegt im schwach alkalischen Bereich, d.h. daß Kupfer kaum als Sulfat bzw. Karbonat ausgeschieden wird, sondern bevorzugt als basisches Salz, Hydroxid oder Sulfid.

Weiters wird Kupfer bevorzugt durch feste Bestandteile im Wasser (Schwebstoffe, Suspensionspartikel, Makromoleküle) adsorbiert und nur ein sehr kleiner Prozentsatz des Kupfers bleibt in Lösung (abhängig von pH-Wert, suspendierendem Material, konkurrierenden Kationen, der Anwesenheit von Liganden und von den Fe/Mn-Oxiden). Dies dürfte auch die Ursache für die geringen Konzentrationen in den Oberflächen- und Sickerwässern, sein.

#### Zink:

Zn<sup>2+</sup> kommt ebenfalls in natürlichen Wässern als Spurenmetall vor (die Background- Werte im Ahrental liegen zwischen 0.05 und 0.08ppm). Auch die Mittelwertkonzentrationen der Oberflächen- und Sickerwässer überschreiten den Grenzwert (2 ppm) nicht.

Metallisches Zink ist ungiftig, jedoch lösen weiche kohlensäurehaltige (pH < 7), chlorid-, sulfat- oder nitrat-haltige Wässer das Metall, sodaß Konzentrationen von 5 ppm vorliegen können. Je weicher das Wasser ist, umso toxischer ist das Zink.

Zink wirkt außerdem reduzierend. Bei längerer Stagnation des Wassers wird daher v.a. Nitrat zu Nitrit reduziert, wobei Zink in Lösung geht (HÜTTER, 1984).

In hartem Wasser ist es als Zinkkarbonat völlig unlöslich.

Auffallend ist, daß bei den Oberflächenwässern die Zinkkonzentrationen, mit zunehmender Entfernung von der Deponie, nicht konstant zu- bzw. abnehmen (Tab. 7). Bei einer Änderung des physikochemischen Verhaltens des Wassers zeigt Zink eine unterschiedliche Bindung an Partikel bzw. Schwebstoffe. So können 10 - 78% des gesamten Zinks an Schwebstoffe gebunden sein. (MOORE & RAMAMOORTHY, 1984).

Die hohen Zinkwerte im Grundwasser (7.6–23.3 ppm) sind sicher z.T. durch Korrosionserscheinungen am Sondenrohr bedingt.

#### Cadmium:

Das Element Cadmium ist diadocher Vertreter von Zink. Die stabile Form von Cadmium in natürlichen Wässern ist Cd (+2) (MOORE & RAMAMOORTHY, 1984).

Cadmium-Verbindungen sind v.a. gefährlich wegen ihrer Toxizität, Langlebigkeit (die biologische Halbwertszeit beträgt 30 Jahre (WELZ, 1974)) und Bioakkumulation (MOORE & RAMAMOORTHY, 1984).

Besonders weiche Wässer mit niedrigerem pH-Wert (schon leicht verdünnte Säuren) wirken cadmiumlösend. Eine Mobilisation des Cadmiums aus Sedimenten kann durch konkurrierende Ionen, durch Abnahme des pH-Wertes, organische Komplexbildner und Redoxreaktionen möglich sein. Sind keine ausfällenden Anionen vorhanden, so wird Cd (+2) an Suspension befindliche Feststoffe oder an organische Komplexe gebunden und in dieser Form transportiert. (MOORE & RAMAMOORTHY, 1984).

Normale Wässer binden mehr Cadmium als Wässer, in denen erhöhte Salzkonzentrationen vorkommen. Der Grund dafür ist, daß die Bindungskomponenten dieser Wässer unterschiedliche Molekülgrößen aufweisen (MOORE & RAMAMOORTHY, 1984).

Die Probennahmepunkte 1 bis 6 und das Grundwasser liegen im Mittelwert deutlich unter dem Trinkwassergrenzwert (0.005 ppm). Die Sickerwässer liegen erwartungsgemäß mit 0.009 und 0.005 ppm (im Mittelwert) höher als die Oberflächen- und Vergleichswässer (Tab. 7).

#### Chrom:

Bei Chrom ist die Toxizität abhängig von der elektrochemischen Wertigkeit (SCHWEDT & SCHNEPEL, 1981): Chrom (III)-Verbindungen sind relativ ungefährlich, während Chrom (VI)-Verbindungen stark toxisch wirken.

Chrom kommt hauptsächlich im Partikelstadium (67-98%) in den Abwässern vor. Der Großteil der gelösten Fraktion (97-99%) kommt in Form von Chrom (III) vor; das toxische Chrom (VI) macht in den Abwässern weniger als 1% vom Gesamtchrom aus. (MOORE & RAMAMOORTHY, 1984).

Chrom wird hauptsächlich in fester Phase (in Suspension) transportiert, da es vor allem im neutralen Wasser eine geringe Mobilität aufweist.

Im sauren Medium kann Chrom in Lösung gehen und in Form von Chromatin transportiert werden. Im alkalischen Milieu ist es unbeständig (ABDUL-RAZZAK, 1974).

Weiche Wässer verstärken die Giftwirkung von Chrom.

Die Vergleichswässer und das Grundwasser (Tab. 7) liegen deutlich unter dem Grenzwert (0.05 ppm). Die Oberflächenwässer zeigen eine deutliche Anreicherung gegenüber den Background-Werten. Vor allem wird bei den Oberflächenwässern eine Abnahme des Chrom-Gehalts mit zunehmendem Transportweg deutlich (0.044–0.018–0.008 ppm). Diese Abnahme kann z.T. auf einen Übergang des Chroms in eine feste Phase und z.T. auf Verdünnung zurückgeführt werden. Die Sickerwässer sind wiederum bis auf das 200-fache gegenüber den Vergleichswässern angereichert.

### Mangan:

Mangan ist neben Eisen das am wenigsten giftige Schwermetall (LOUB, 1975).

Der Grenzwert von Mangan liegt bei 0.05 ppm. Ab 0.05 ppm kommt es zu einer Geschmacksbeeinträchtigung, Trübung und Ablagerung.

Gelöste Manganverbindungen (u.a. Permanganat) haben eine große toxikologische Bedeutung (jedoch bleibt das Permanganat aus verschiedenen Gründen kaum längere Zeit erhalten) (LOUB, 1975).

#### Fe/Mn - Verhältnis im Grundwasser:

Auffallend ist, daß im Grundwasser die Mangankonzentrationen über dem Grenzwert (0.05 ppm) liegen. Die Ursache dafür ist, daß Mangan in der Reduktionszone erhöht vorkommt. Das heißt, Mangan wird im Reduktionsmilieu (Sauerstoffmangel, freiwerdendes  $\text{CO}_2$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{H}_2\text{S}$ ) { "reduziertes Grundwasser" } leicht gelöst (HÜTTER, 1984). Anhand der Beziehung zwischen Mangan und Eisen kann die Beweglichkeit der Ionen im Grundwasser verdeutlicht werden (Abb. 6).

Die Ausschaltung der oxidierenden Komponenten und die Erniedrigung des pH- Wertes bedingen ein Milieu, in dem Mangan und Eisen in Lösung gebracht werden (AL-AZAWI & EBHARDT, 1983). Dieses reduzierende Milieu im Grundwasserbereich weist auf eine Beeinflussung durch den Deponiekörper hin und wird durch die erhöhte Gesamthärte (z. T. durch denselben geochemischen Vorgang entstanden) im Grundwasser bestätigt.

Tab. 7 zeigt, daß die Mittelwertkonzentrationen von Mangan (dasselbe Verhalten zeigt Calcium) bei den Oberflächenwässern mit zunehmendem Transportweg bzw. mit zunehmender Entfernung vom Deponiekörper zunehmen (0.06–0.29–0.46 ppm). Die gemessenen Sedimente dage-

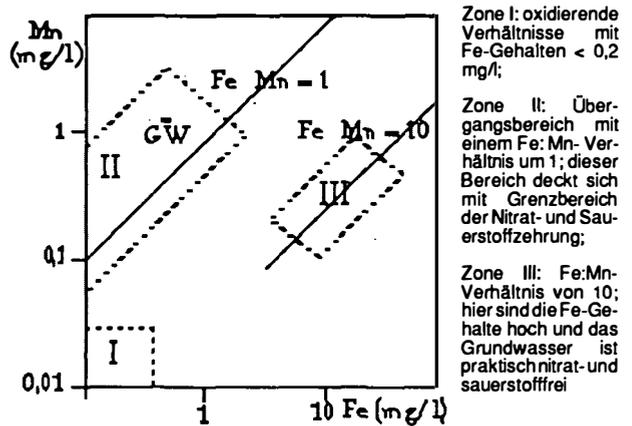


Abb. 6:

Eisen-Mangan-Diagramm (nach AL-AZAWI & EBHARDT, 1983)

gen zeigen eine Abnahme der Konzentration (610–547 ppm) mit zunehmender Entfernung vom Deponiekörper (siehe Kap. Soft-Sedimente). Für die relativ geringeren Manganwerte kann eine teilweise Remobilisierung aus den Sedimenten unter anaeroben Verhältnissen eine Rolle spielen (BARTELT & FÖRSTNER, 1977). Die Zunahme des Mangangehalts ist somit auf eine Änderung dieses geochemischen Prozesses zurückzuführen.

### Kobalt und Nickel:

Die Konzentrationen von Nickel und Kobalt sind wiederum abhängig von den konkurrierenden Prozessen, wie Fällung, Sorption, Komplexbildung mit organischen und anorganischen Liganden. Ni zeigt bei der Sorption an Partikel sehr verschiedene Verhaltensweisen. So ist der Ni-Gehalt in Schwebstoffen abhängig von der Korngröße. 90% des gesamten Nickels werden in Korngrößen zwischen 0.2 und 20  $\mu\text{m}$  transportiert (MOORE & RAMAMOORTHY, 1984).

Karbonate können eine verdünnende Wirkung auf Nickel und Kobalt besitzen. (BARTELT & FÖRSTNER, 1977).

Das Nickel/Kobalt-Verhältnis wird in der Literatur als Indikator für Redoxpotentiale herangezogen. In  $\text{O}_2$ -reichem Wasser liegt es zwischen 2 und 3, in  $\text{O}_2$ -armem Wasser um 1 (ABDUL-RAZZAK, 1974).

Es wurde versucht, das Nickel:Kobalt-Verhältnis nachzuvollziehen, jedoch kann man die erhaltenen Werte für die Abwässer bzw. Vergleichswässer nicht in diese zitierten Verhältnisse einordnen. Die Ursache dafür kann auf Grund der geringen Konzentrationen (ppb-Bereich) auf die Analytik zurückzuführen sein.

Die Konzentrationen der einzelnen Probennahmepunkte sind in Tab. 7 dargestellt. Sie verhalten sich im allgemeinen gleich wie die vorher besprochenen Spurenelemente.

#### **Arsen:**

Arsen ist ein sehr guter Indikator für geochemische und biochemische Prozesse und für Spurenelementweguntersuchungen (WASLENCHUK, 1979).

Arsen kommt in unbelasteten Gewässern in Konzentrationen von 0.01 mg/l vor (häufig als Hydrogenarsenat (V)-Ion;) (HÜTTER, 1984). Dies entspricht auch dem Probennahmepunkt 3 und dem Grundwasser. Beim Probennahmepunkt 4 (Gallosbach) sind jedoch in den Monaten Mai, Juni und Juli erhöhte As-Konzentrationen festzustellen.

Elementares Arsen ist ungiftig. Doch wird es im Wasser leicht zu arseniger Säure ( $H_3AsO_3$ ) oxidiert, die ebenso wie ihr Arsenhydrid  $AsO_3$  ("Arsenik") und ihre Metallsalze, die Arsenate (III), hochgiftig ist. (HÜTTER L., 1984).

Bei den Oberflächenwässern liegt die Mittelwertkonzentration noch unter dem Trinkwassergrenzwert. Auffallenderweise weichen ihre Konzentrationen nicht sehr stark von den Background-Werten ab. Die Ursache könnte darin liegen, daß stark kontaminierte Gewässer bis zu 67% des Gesamtarsens an Partikel binden, während unkontaminierte Gewässer nur bis zu 33% Arsen an die Schwebstoffe binden (MOORE & RAMAMOORTHY, 1984).

Jedoch ist die Konzentration in den Sickerwässern bis auf das 20-fache gegenüber den Background-Werten angereichert.

#### **Blei:**

$Pb^{2+}$  ist ein nicht essentielles Spurenelement, dessen Vorkommen fast nie geologischen Ursprungs ist (HÜTTER, 1984). Die unbelasteten Vergleichswerte liegen zwischen 0.003 und 0.007 ppm Pb (der Grenzwert beträgt 0.04 ppm).

Das Verhalten von Blei in wäßrigen Systemen ist eine Kombination von Fällungsgleichgewicht und der Bildung von Komplexen organischer und anorganischer Liganden (MOORE & RAMAMOORTHY, 1984).

Blei ist stark toxisch. Weiches, kohlensäurehaltiges Wasser und überhaupt alle Wässer mit einem  $pH < 7$  wirken bleilösend. Allein durch die Anwesenheit von Sauer-

stoff wird das Blei gelöst, womit v. a. bei Regenwasser zu rechnen ist (siehe Autobahnabwasser). Hartes Wasser bildet schwer lösliches Bleisulfat und Bleikarbonat (LOUB, 1975).

Sauerstoffmangel, Silikate und Phosphate wirken der bleiaggressiven Kohlensäure entgegen und verzögern die Bleiaufnahme im Wasser (HÖLL, 1979).

Der Grad der Mobilität von Blei ist abhängig vom physikochemischen Verhalten bzw. vom Zustand der Komplexe; die Bindung zu Partikeln ist bei Blei unterschiedlich, sie liegt zwischen 18 - 83% (MOORE & RAMAMOORTHY, 1984).

Die Mittelwertkonzentrationen von Blei bei den Oberflächenwässern liegen knapp über dem Grenzwert. Die Sickerwässer zeigen erwartungsgemäß erhöhte Werte (Tab. 7).

Autobahnabwasser: Die Bleiverunreinigungen im Autobahnabwasser sind auf die Verwendung von Bleizusätzen als Antiklopfmittel im Treibstoff zurückzuführen. So wurden in Böden nahe von Autobahnen Bleikonzentrationen zwischen 15 und 1000 ppm gemessen (FÖRSTNER & MÜLLER, 1974).

Die Bleikonzentrationen im Autobahnabwasser der Deponie Ahrental sind großen Schwankungen unterworfen, die von der Witterung (kurzfristige Regenereignisse vor der Probennahme) bzw. von der Jahreszeit (Schneeschmelze) abhängen.

Die höchsten Konzentrationen wurden im März und April 1985 mit 75 und 19 ppm Blei gemessen.

Das Grundwasser weist bei der 2. Probenentnahme eine erhöhte Bleikonzentration auf, welche, ähnlich dem Zink, sicher auf Korrosionserscheinungen des Sondenrohrs zurückzuführen ist.

### **4.3. Statistische Auswertung**

#### **Einführung in die statistische Bearbeitung:**

In den vorausgegangenen Kapiteln wurde ein Teil der im Laufe dieser Arbeit ermittelten Meßdaten zusammengestellt und zu einer vorläufigen Darstellung der Situation ausgewertet. Dabei stellte sich heraus, daß eine derartige Interpretation aufgrund der vielfältigen Zusammenhänge und Einflußgrößen nur einen Teil der wirklichen Vorgänge widerspiegelt.

Um das gesamte Informationsmaterial zu erfassen und z.T. eine Klärung der verschiedensten Wechselwirkungen im Untergrund zu ermöglichen, wurde eine statistische Darstellungsweise versucht.

Dabei kann davon ausgegangen werden, daß bei der Dissoziation der verschiedenen Ionen im Wasser ein Gleichgewicht von Anionen und Kationen herrscht, sodaß nur äquivalente Summen in Lösung bleiben. Die Gesamtmenge ist variabel und hängt von der Lösungsfähigkeit der reagierenden Stoffe ab. Daneben beeinflußt das Angebot der verschiedenen Stoffe die Zusammensetzung. Dieses Angebot wird weitgehend durch individuelle regionale Umstände geregelt (SCHÖTTLER, 1972).

Daher ergibt sich die Möglichkeit, die quantitative Gruppierung der gelösten Ionen als Charakteristikum der Umgebung und Variation dieser Charakteristik als Ausdruck geochemischer Vorgänge (im durchflossenen Medium) anzunehmen.

Diese Hypothese bildet die Grundlage für die statistische Auswertung, daß sich nämlich durch quantitative und qualitative Zusammenstellung der Daten spezifische Variablenmuster für jede Gruppe (=Vergleichs-, Oberflächen- und Sickerwässer) innerhalb eines begrenzten Raumes erstellen lassen.

Daraus folgt, daß bei der Analyse der Daten nicht die Einzelmessungen die Interpretationsgrundlage bilden, sondern das Muster aller Meßgrößen (alle Messungen) einer Datengruppe, die bei einer chemischen Analyse erfaßt werden. Dieses Variablenmuster wird erstellt, indem die Variablen mit der Entnahmestelle eines Untersuchungsgebietes verglichen werden.

Die Untersuchung der Variablenmuster geht für alle Datengruppen einheitlich vor sich:

Für jedes Untersuchungsobjekt wird ein Gruppenmuster aller gemessenen Variablen ermittelt aus den Variablen der Einzelbeobachtungen. Dabei werden als Charakteristikum die Zusammenhänge zwischen zwei oder mehreren Variablen verwendet. Diese Zusammenhänge werden mit Hilfe von Signifikanzkriterien überprüft.

Die ermittelten signifikanten Zusammenhänge innerhalb der Variablen bilden das Gruppenmuster, das zur Charakterisierung des jeweiligen Untersuchungsobjektes dienen soll.

In der Untersuchung werden 15 Variablen berücksichtigt, die bei jeder chem. Analyse gemessen wurden: As, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, K, Li, Mg, Mn, Na, Ni, Pb, Sr und Zn.

Dabei ergeben sich beim paarweisen Vergleich (Einfachkorrelation) 210 verschiedene Gruppierungsmöglichkeiten.

Auf der Basis der Einfachkorrelation soll anschließend eine weitere Vereinfachung durch die Faktoranalyse vorgenommen werden.

Ziel dieser Vereinfachung ist, den Wert der Einzelinformationen möglichst zu erhalten, sie aber mit begleitenden Informationen in Beziehung zu setzen und durch mathematische Parameter die Gesamtinformation zu erfassen (SCHÖTTLER, 1972).

### **Einfachkorrelation der Geländedaten:**

Da es sich bei den Beobachtungen bzw. Messungen teilweise nur um eine geringe Anzahl handelt, steigt die Signifikanzschranke stark an, sodaß die Anzahl der signifikanten Zusammenhänge zum Teil geringer ist, als sie wahrscheinlich bei einer größeren Anzahl von Beobachtungen sein würde (vergleiche Tab. 13). Die vielleicht zu geringe Anzahl erscheint aber günstiger als eine zu hohe Zahl nicht so gut abgesicherter Zusammenhänge.

#### Untersuchungspunkt 1: (Oberflächenwasser)

Die Korrelationsmatrix zeigt 36 signifikante Zusammenhänge. Die Elemente Co, Ni und Li zeigen die meisten Korrelationen, ansonsten korrelieren die restlichen Elemente untereinander relativ gleichmäßig.

#### Untersuchungspunkt 2: (Oberflächenwasser)

Die Korrelationsmatrix läßt hier ebenfalls 35 signifikante Korrelationen erkennen. Sie liegen besonders vor bei den Elementen Ca und Na. Aber auch die Metalle bzw. Spurenelemente lassen eine Abhängigkeit mit den übrigen Variablen erkennen.

#### Untersuchungspunkt 3: (unbelastetes Vergleichswasser-Zenzenhofquelle)

In dieser Korrelationsmatrix sind mit 6 signifikanten Korrelationen die wenigsten Zusammenhänge aller Probenpunkte zu finden. Es korrelieren die Elemente K mit Cu und Sr, Cu mit Mg und Sr, Pb mit Zn und Cr mit Mn. Diese Korrelationen sind durch das Material in der Umgebung bedingt (d.h. durch den Quarzphyllit).

Untersuchungspunkt 4: (unbelastetes Vergleichswasser - Gallosbach)

Hier beschränkt sich die Zahl der signifikanten Korrelationen auf 11. Auffallend ist hier die hohe Zahl der Korrelationen mit As (4), welche aber sicher auf Background-Werte zurückzuführen sind und mit den z. T. relativ hohen Analysewerten zusammenhängen. Weiters korrelieren die Elemente Cr, Co und Mn am häufigsten mit den anderen Variablen.

Untersuchungspunkt 5: (Autobahnabwasser)

Hier liegen insgesamt 36 signifikante Korrelationen vor, die keine wesentlichen Anomalien zeigen. Die z. T. hohen Pb-Konzentrationen, die in bestimmten Monaten nachgewiesen wurden, zeigen keine signifikanten Zusammenhänge mit anderen Elementen.

Untersuchungspunkt 6: (Oberflächenwasser)

Mit 55 Korrelationen wird an diesem Punkt die höchste Zahl aller Untersuchungspunkte erreicht. Die überzufälligen Zusammenhänge verteilen sich ziemlich gleichmäßig über alle Variablen, nur die Elemente Sr und Ca zeigen keinerlei Zusammenhang mit den übrigen Elementen. Ausgeprägt sind die Korrelationen mit Cr, Li, Cd, K, Mn und Na.

Untersuchungspunkt 7: (Sickerwasser)

Bei Punkt 7 beträgt die Anzahl der signifikanten Korrelationen 29. Die meisten Variablen korrelieren mit den Elementen Ca, Sr, Zn und Na. Ansonsten ist die Verteilung der Korrelationen ziemlich gleichmäßig.

Untersuchungspunkt 9: (Sickerwasser)

Bei diesem Untersuchungspunkt sind 10 Korrelationen signifikant, obwohl die Signifikanzschranken bei 10 Beobachtungen verhältnismäßig niedrig sind. Die Verteilung der Korrelationen ist relativ gleichmäßig, außer daß die Elemente Cd, Sr, Zn und Li mit keinem Element korrelieren.

**Interpretation zur Korrelation:**

Die Einfachkorrelationen zeigen, daß das Vorhandensein unterschiedlicher Mengen signifikanter Korrelationen, sowie die dabei auftretenden wechselnden Konfigurationen und unterschiedlichen Kombinationen der Korrelationen für jeden Probenpunkt, auf äußere Einflüsse, lithologisch bedingte Wechselwirkungen und bestehende chemische Gesetzmäßigkeiten zurückzuführen ist.

Es zeichnet sich jedoch ein Charakteristikum ab, welches SCHÖTTLER (1972) ebenfalls beobachtet hat. Es besteht offensichtlich ein Zusammenhang zwischen der Anzahl der Korrelationen und der Entstehungsgeschichte der untersuchten Lösungen.

So ergaben die Untersuchungsergebnisse recht klar, daß die hohen Korrelationen bei "Oberflächenwässern", geringe Korrelationen bei den Sickerwässern und den unbelasteten Vergleichswässern auftreten.

Diese Untersuchungsergebnisse stimmen mit SCHÖTTLER (1972) überein, der die Anzahl der Korrelationen auf das Reinigungsvermögen der Böden bzw. auf das geochemische Verhalten des durchflossenen Mediums zurückführt.

So weisen Böden mit einem geringen Reinigungsvermögen in ihren Abgabelösungen eine hohe Anzahl signifikanter Korrelationen auf, d. h. daß das durchfließende Wasser in seiner Zusammensetzung nur geringfügig verändert wird. Im Falle der Oberflächenwässer kann dies auf Auslaugungsprozesse der oberen Müllschichten (welche einem Boden mit geringem Reinigungsvermögen gleichgesetzt werden können, da die Elemente nicht vollständig im Deponiekörper bleiben) zurückgeführt werden. Mit zunehmendem Abstand vom Deponiekörper nimmt auch die Anzahl der signifikanten Korrelationen bei den Oberflä-

Proben-Nr.	Anzahl der Beobachtungen	Signifikanzschranken 95%	Signifikanzschranken 99%	Anzahl sign. Korrelationen
1	17	±0,445	±0,540	36
2	17	±,445	±,540	35
6	17	±0,445	±0,540	55
3	12	±0,520	±0,620	6
4	15	±0,470	±,570	11
5	14	±0,485	±0,585	14
7	15	±0,470	±0,570	29
9	10	±0,560	±0,665	10

Tab. 13:

Vergleich der Einfachkorrelation der Geländedaten

chenwässern ab. Dies kann z.T. sicher auf das "Reinigungsvermögen" der Schwebstoffe und in den Betondrainagen abgelagerten Soft-Sedimente zurückgeführt werden.

Dagegen weisen Sickerwässer und stark reinigende Böden nur eine geringe Anzahl signifikanter Korrelationen auf. Dabei kann es sich sowohl um sauberes als auch um verunreinigtes Wasser handeln. Die Korrelationen sagen nichts über die Qualität des Wassers, sondern zeigen, daß erhebliche Einflüsse durch die Umgebung, dem durchströmten Medium, vorliegen. Die geringe Anzahl der Korrelationen der Sickerwässer ist sicher auf die Vorgänge im Deponiekörper und auf das Reinigungsvermögen der Böden zurückzuführen.

Da sich hier bereits Unterscheidungsmöglichkeiten andeuten, erscheint es sinnvoll, die Untersuchungen der Zusammenhänge der Variablen auszuweiten. Ausgehend von den komplexen Vorgängen kann man nämlich vermuten, daß auch noch wesentlich umfangreichere Wechselbeziehungen innerhalb der Variablen vorliegen.

Da eine Reihe von Elementen diesen Vorgängen wechselseitig unterliegt, wird eine paarweise Betrachtung wie die Einfachkorrelation den wirklichen Umständen nicht ausreichend gerecht. Eine Untersuchung mit multivarianten Methoden (e.g. Faktoranalyse) würde einen Aufschluß über umfangreichere Wechselbeziehungen innerhalb der Variablen ergeben, welche jedoch im Rahmen dieser Arbeit nicht mehr berücksichtigt werden konnte.

## 5.1. Deponietechnik

### Vorgänge im Deponiekörper:

Bei Standort, Abwasseruntersuchungen usw., ist es wesentlich, die Art und Weise der Ablagerung und die daraus resultierenden Vorgänge im Deponiekörper mitzubetrachten.

Die Vorgänge (bio-, geochemischer und physikalischer Art) sind sehr komplex. Im folgenden wird daher nur kurz auf einzelne Vorgänge näher eingegangen, u.a. auf die Vorgänge, die im wesentlichen mit dem Elutionsversuch bzw. der Wasseranalytik zusammenhängen.

Die auf Deponien abgelagerten Abfälle bestehen aus einem Gemisch von organischen und anorganischen Feststoffen, die mit unterschiedlichen Feuchtgehalten inhomogen im Deponiekörper verteilt sind.

Durch chemisch-physikalische und biologische Prozesse kommt es im Deponiekörper zu Umsetzungen, die zur Produktion von Deponiegas und zur Anreicherung

des Sickerwassers mit toxischen Inhaltsstoffen führen (für die Umsetzungsprozesse ist Wasser erforderlich).

Je nach Zusammensetzung, Verdichtung, Feuchtigkeit usw. der abgelagerten Stoffe, laufen im Deponiekörper aerobe und anaerobe Prozesse ab.

Nach einer Modellvorstellung (nach MILOTA, 1986) läuft der gesamte Abbau in 4 Stufen ab:

#### Stufe I: Oxidation

Bei einer vollständigen Oxidation werden im wesentlichen Wasser und Kohlendioxid erzeugt; über die unvollständige Oxidation kommt es bei abnehmendem Sauerstoffgehalt dann zum anaeroben Abbau.

#### Stufe II: "saure Gärung"

Die komplexen organischen Müllinhaltsstoffe werden durch fakultativ anaerobe Bakterien zu Fettsäuren, Alkohol, Kohlendioxid und Wasserstoff abgebaut.

#### Stufe III: instabile Methanphase

#### Stufe IV: stabile Methanphase

In Stufe III und IV werden die gebildeten Zwischenprodukte mit Hilfe der Methanbakterien in die Hauptendprodukte Methan ( $\text{CH}_4$ ) und Kohlendioxid ( $\text{CO}_2$ ) umgewandelt.

Bedingt durch die unterschiedlichen Stufen der Gasentwicklung, ändert sich der pH-Wert im Deponiekörper.

Die saure Gärung ist verbunden mit einer pH-Wert-Senkung (pH sinkt auf ca. 6 ab). Dadurch wird die Löslichkeit einer Reihe von Metallverbindungen verstärkt. Zusätzlich werden in dieser Phase die primär löslichen Stoffe, also die Salze der Alkali- und Erdalkalimetalle aus den Abfällen ausgewaschen. Durch die Reduktion von Schwefelverbindungen kann Schwefelwasserstoff entstehen.

Während in der sauren Phase die Lösungsvorgänge überwiegen, laufen in der anschließenden Phase, der Methangärung, Festlegungsprozesse ab. Der pH-Wert steigt auf 7.3-7.9 an (dieses Niveau wird beibehalten). Im allgemeinen ist dann sowohl die organische als auch die anorganische Belastung niedriger (Ammoniak bindet die Säuren,  $\text{CO}_2$  bindet die Alkalien und Erdalkalien).

Sickerwasser fällt dann an, wenn mehr Wasser im Deponiekörper vorhanden ist, als es seiner Wasserhaltefähigkeit entspricht (Wasserhaltefähigkeit liegt bei ungef. 50-70 Gew%). Die Sickerwassermenge aus Umsetzungsprozessen im abgelagertem Müll ist unbedeutend, ist jedoch stark mit toxischen Inhaltsstoffen beladen (MILOTA, 1986). Als besondere Betriebsmaßnahme zur Beeinflussung der Sickerwasserzusammensetzung und zur Reduzierung der Menge, kann die Kreislaufführung von

Sickerwasser angewendet werden. Durch die Sickerwasserzufuhr (der Müll wird mit Sickerwasser befeuchtet) kommt es früher zu einer Methangasgärung, zusätzlich werden die Inhaltsstoffe des Sickerwassers zu einem beträchtlichen Teil zurückgehalten bzw. umgesetzt (LAGA, 1985).

Die Sickerwasserzusammensetzung hängt ausschließlich von der Art und Menge des Deponiegutes ab. Grundsätzlich ist es möglich, die Sickerwasserparameter entsprechend ihrem zeitabhängigen Konzentrationsverlauf - in 2 Gruppen zu unterteilen:

- (1) Die 1. Gruppe erreicht nach Schüttbeginn ein ausgeprägtes Maximum. Die Elementkonzentrationen gehen danach auf Werte zurück, die dann langfristig beibehalten werden (Restkonzentrationen) (siehe Kap. Trendanalyse).
- (2) Die 2. Gruppe erreicht ebenfalls Maximalwerte, die jedoch über mehrere Jahre beibehalten werden und dann nur langsam abnehmen (MILOTA, 1986).

Ein weiterer wichtiger Faktor, der entscheidend die Sickerwasserkonzentration beeinflusst, liegt im schichtweisen Aufbau der Deponie: das Sickerwasser von später aufgebrachten Schichten wandert auch durch die darunterliegenden Müllagen. Das dort herrschende "fortgeschrittene Abbaumilieu" führt zu einer Konzentrationsänderung im Sickerwasser; d.h. daß letztlich das im Dränagensystem abgeführte Eluat geringer belastet ist.

Die gewünschte Methanphase tritt im Deponieschichtmodell zuerst in der untersten Schicht auf und wandert langsam höher.

## 5.2. Deponie Ahrental

Die Deponie Ahrental ist seit 1975 in Betrieb und wurde ursprünglich als Rotteanlage geführt. Da diese Verfahrensweise aus Gründen der mikrobiologischen Abbaumechanismen und aufgetretenen Emissionen undurchführbar war, wurde 1976 kurzfristig auf eine geordnete Verdichtungsdeponie mit Startrotte umgestellt.

Die Basis des 1. Deponieabschnittes wurde mit einer ca. 1m starken Lehmschicht abgedichtet, die zur Talmitte hin ein Quergefälle von mind. 5% aufweist. In der darauf liegenden 0.5m starken Kiesfilterschicht wurde längs der Talmitte eine PVC-Sickerwasserdränageleitung ( $\varnothing$  200 mm) verlegt.

Der zerkleinerte, angefeuchtete Müll wird lagenweise mit einer Schubraupe eingebracht. Die einzelnen Schichten weisen eine Stärke von 5 bis 6 m auf.

Die Einbaudichte darf dabei den Wert von  $\vartheta = 0,75t/m^3$  nicht überschreiten. Dies bedingt eine ausgeprägte aerobe und exotherme Anfangsphase, eine sehr abgeschwächte Phase der sauren Gärung und einem baldigen Übergang zu den methanogenen Abbauprozessen (d.h. daß nach ungefähr 2 Monaten die Faulgasproduktion einsetzt).

Die Gasdrainagen werden in die Mitte der Müllschichten eingelegt, die schichtweise untereinander versetzt einen Abstand von ca. 20 m aufweisen. Die Deponie-gase werden mittels einer Zwangsentgasungsanlage aus dem Deponiekörper abgesaugt und bei einer Verbrennungstemperatur von 800°C abgefackelt.

Zur Rekultivierung des 1. Deponieabschnittes wurde eine Schicht aus ungefähr 1.5 m starkem bindigem Inertmaterial aufgebracht, um eventuelle Gasaustritte zu verhindern. Darüber wurde ein Klärschlamm-Boden-Gemisch von ca. 0.3 m Stärke aufgebracht, das den Nährboden für die Wiederbegrünung bzw. Aufforstung bildet.

Im 1. Deponieabschnitt wurden seit Deponiebeginn (Verdichtungsdeponie seit Mitte Dezember 1976) ca. 420.000 t Müll und 70.000 t inertes Material eingebracht.

Eine Erweiterung der Anlagen erfolgt in einem 2. und 3. Deponieabschnitt. Die Erweiterung umfaßt ein Gesamtdeponievolumen in der Größe von 2.0 Mio m<sup>3</sup>.

Übernommen wird der Müll aus dem Bereich Innsbruck-Stadt, angeschlossen sind ca. 120.000 Einwohner.

## Dank

Für Diskussionen und Hilfestellung beim Zustandekommen der Arbeit bedanke ich mich bei Univ.-Prof. Dr. H. Mostler, Dr. R. Tessadri, Dr. C.B. Veltman und M. Tessadri-Wackerle (alle Innsbruck) und Univ.-Prof. Dr. J. Schneider (Göttingen).

Herrn Senatsrat Nachtschatt und Herrn Dipl.-Ing. Schmidt (beide Stadtbauamt Innsbruck, Amt für Stadtentwässerung und Abfallbeseitigung) und dem Institut für Hygiene der Universität Innsbruck danke ich für die Bereitstellung zahlreicher Unterlagen.

## Literatur

- ABDUL-RAZZAK, A.K. (1974): Geochemisch-sedimentpetrographischer Vergleich lakustrischer Sedimente aus verschiedenen Klimabereichen. - Chemie der Erde, **33**, 152-187, Heidelberg.
- AL-AZAWI, A. & EBHARDT, G. (1983): Redoxverhältnisse des Grundwassers in der Altneckarau (Bergstraße, nördlicher Oberrheingraben). - Z. dt. geol. Ges., **134**, 833-843, 6 Abb., Hannover.

- AL-AZAWI, A., EBHARDT, G., FALCK, E. & SCHMITT, M. (1986): Prognosen über Wasserhaushalt und Schadstofftransport im Untergrundeiner geplanten Sondermülldeponie. - *Z. dt.geol. Ges.*, **137**, 195–209, Hannover.
- BARTELT, R.D. & FÖRSTNER, U. (1977): Schwermetalle im staugeregeltem Neckar - Untersuchungen an Sedimenten, Algen und Wasserproben. - *Jber. Mitt. oberrhein. geol. Ver.*, N.F. **59**, 247–263, Stuttgart.
- BODEN, M., DIETRICH, T., GRONEMEIER, K. & PEKDEGER, A. (1980): Strukturanalyse, Hydrochemie und Grundwasserhydraulik. Ein Konzept zur Erschließung der Grundwasservorkommen in der Hellesheimer Mulde. - *Z. dt. geol. Ges.*, Hydrogeologische Beiträge **6**, **131**, 235–254.
- BOWEN, H.J.M. (1979): *Environmental Chemistry of the Elements*. - London (Academic Press).
- CHERRY, J.A. (1984): Groundwater Contamination. Mineralogical Association of Canada, Short Course in Environmental Geochemistry.
- CONRAD, R. & SAILER, W. (1985): Feldmessungen von Emissionen und Depositionen atmosphärischer Spurengase in Boden und Wasser. *Umweltschutz-Umweltanalytik, Supplement 3*, 74–78, Darmstadt (GIT-Verlag).
- CONRADT, K. (1982): Bindungsformen von Schwermetallen in Klärschlämmen. - Unveröff. Dipl.-Arb., 118 S., Univ. Heidelberg.
- DOBBERSTEIN, J. (1983): Energie und Schadstoffe im Hausmüll. - *Müll und Abfall*, **12**, 305–308, Braunschweig.
- DOLEZEL, P. (1986): Wann ist ein Schadstoff ein Schadstoff? - *Mitt. österr. geolog. Ges.*, **79**, 127–129, Wien.
- EL BASSAM, N. & DAMBROTH, H. (1981): Verwertbarkeit der Abwasserschlämme für landwirtschaftliche Zwecke und das Problem der Schadstoffe. - *Wissenschaft u. Umwelt*, **3**, 216–220.,
- FÖRSTNER, U. & MÜLLER, G. (1974): Schwermetalle in Flüssen und Seen. - 225 S., Berlin-Heidelberg-New York (Springer).
- FÖRSTNER, U. & SALOMONS, W. (1984): Mobilisierung von Schwermetallen bei der Wechselwirkung mit Sedimenten. - *Metalle in der Umwelt*, Weinheim, Deerfield Beach, Florida, Basel (Merian).
- GÖTZ, R. (1984): Untersuchungen an Sickerwässern der Mülldeponie Georgswerder in Hamburg. - *Müll und Abfall*, **12**, 349–356.
- HADITSCH, J.G. & MOSTLER, H. (1982): Zeitliche und stoffliche Gliederung der Erzvorkommen im Innsbrucker Quarzphyllit. - *Geol.- Paläont. Mitt. Ibk*, **12**, **1**, 1–40, Innsbruck.
- HEIN, H. (1981): Bestimmung wichtiger Metalle in den Abwässern und Klärschlämmen mit Hilfe der AAS. - *Angewandte Atomspektroskopie*, Perkin Elmer, **27**, Überlingen.
- HELLMANN, H. & GRIFFATONG, A. (1972a): Herkunft der Sinkstoffablagerungen in Gewässern. Teil 1; - *Deut. Gewässerkundl. Mitteilungen*; **1**; Jg. **16**, 14–18.
- HÖLL, K. (1979): *Wasser - Untersuchung, Bearbeitung, Aufbereitung, Chemie, Bakteriologie, Virologie, Biologie*. -- 6. Aufl., Berlin-Heidelberg-New York (Springer).
- HOSCHEK, G.; KIRCHNER, E. Ch.; MOSTLER, H. & SCHRAMM, J. M. (1980): Metamorphism in the Austroalpine Units between Innsbruck and Salzburg - A Synopsis. - *Mitt. Österr. Geolog. Gesell.*, **71/72**, 335–341, Wien.
- HÜTTER, L. A. (1984): *Wasser und Wasseruntersuchungen*. - Laborbücher Chemie, Diesterweg Salle (Sauerländer-Verlag).
- KAYSER, R. (1979): Bewährte Möglichkeiten der Erfassung und Reinigung von Deponiesickerwässern. - *Müll und Abfall*, **5**, 120–125, Braunschweig.
- KERNDORFF, H., BRILL, V., SCHLEYER, R., FRIESEL, P. & MILDE, G. (1985): Erfassung grundwassergefährdeter Altablagerungen - Ergebnisse hydrochemischer Untersuchungen. - *WaBoLu-Hefte*, **5**, XXV + 175 S., 44 Abb., 37 Tab., 8 Taf., Berlin.
- LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT ABFALL (1985): Sickerwasser aus Hausmüll - *Mitt. der Länderarbeitsgemeinschaft*, **10**, E. Schmidt Verlag, BRD.
- LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT ABFALL (1985): *Analysenmethoden*. - *Müll und Abfall*, **1**.
- LAMMERZ, U. (1984): Schwermetallbelastungen der Hamburger Außenalster und Vergleich der Sedimente mit Klärschlamm. - *Mitt. Geol. Paläont. Inst. Univ. Hamburg*, **57**, 157–223.
- LOUB, W. (1975): *Umweltverschmutzung und Umweltschutz*. Deuticke (Wien).
- MILOTA, CH. (1986): Die geordnete Mülldeponie - eine Illusion? - *Mitt. Österr. Geolog. Ges.*, **79**; 213–283.
- MOORE, J. W. & RAMAMOORTHY, S. (1984): *Heavy Metals in Natural Waters (Applied Monitoring and Impact Assessment)*. - Berlin-Heidelberg-New York (Springer).
- MÜLLER, G. (1985): Unseren Flüssen geht's wieder besser. - *Bild der Wissenschaft*, **10**, 76–97.
- MÜLLER, G. (1986): Schadstoffe in Sedimenten - Sedimente als Schadstoffe. - *Mitt. Österr. Geolog. Ges.*, **79**; 107–126, Wien.
- SCHÖTTLER, U. (1972): *Hydrochemische Untersuchungen von Sickerwässern unterhalb von Abfallagerungen, ihr Verhalten im Untergrund und Methoden zur statistischen Darstellung*. - Unveröff. Diss. TH Aachen.
- SCHWEDT, G. & SCHNEPEL, F. M. (1981): *Analytisch-chemisches Umweltpraktikum. Anleitung zur Untersuchung von Luft, Wasser und Boden*. - Stuttgart - New York (Thieme-Verlag).

- SENIOR, A. & LEAKE, B. (1978): Regional Metasomatism and the Geochemistry of the Dalradian Metasediments of Connemara, Western Ireland. - *Journ. Petrol.*, **19**, Part 3, 585–625.
- TABASARAN, O. (1984): Separierung schwermetallhaltiger Hausmüllkomponenten durch Absieben. - *Müll und Abfall*, **1**, 15–21, Braunschweig.
- TAUCHNITZ, J. (1983): Zum Verhalten von Schwermetallionen in Deponiestandorten. - *Ztschr. angew. Geol.*, **29**, 7, 311–317.
- TAUCHNITZ, J. (1983): Einfluß der Redox-Potentiale und der pH - Werte der Deponiesickerwässer auf die Migration der Schadstoffe in Deponiestandorten. - *Ztschr. angew. Geol.*, **29**, 8, 376–381.
- TSCHAUFESER, P. (1987): Umweltgeologische Untersuchungen im Gebiet der Mülldeponie Ahrental (Innsbruck/Tirol) unter besonderer Berücksichtigung der Schwermetalle. - Unveröff. Dipl.-Arb., Univ. Innsbruck.
- TUREKIAN, K. K. & WEDEPOHL, K. H. (1961): Distributions of the Elements in Some Major Units of the Earth's Crust. - *Geol. Soc. Amer. Bull.*, **72**, 175–192.
- WASLENCHUK, D. G. (1979): The geochemical controls on Arsenic concentrations in southeastern U.S. rivers. - *Chem. Geol.*, **24**, 315–325.
- WINKLER, H. G. F. (1979): *Petrogenesis of Metamorphic rocks*. - 5<sup>th</sup> edition, 334 S., New York-Heidelberg - Berlin (Springer).

*Anschrift der Verfasserin:*

*Dipl.-Geol. Petra Tschaufeser, Institut für Geologie und Paläontologie, Universität Innsbruck, Innrain 52, A-6020 Innsbruck*

eingereicht: 8. Nov. 1988

angenommen: 13. Dez. 1988