

Ökoinventardaten für Bergbauabfälle: Emissionen aus sulfidischen Buntmetalltailings



Autor



**Gabor Doka
Doka Ökobilanzen
Zürich**

Oktober 2008

Dieses Dokument ist ein Auszug, welcher für die kommende Publikation "Ökologisches Optimum der Sekundärnutzung von Rohstoffen" von Doka Ökobilanzen, Zürich, im Auftrag des Bundesamtes für Umweltschutz BAFU in Bern erstellt wurde.

Eine ähnliche englische Version dieses Berichtes vom April 2008 mit dem Titel "Life Cycle Inventory data of mining waste: Emissions from sulfidic tailings disposal" findet sich unter <http://www.doka.ch/SulfidicTailingsDisposalDoka.pdf>

Diese deutsche Version findet sich unter <http://www.doka.ch/BuntmetalltailingsDoka.pdf>

Author: Gabor Doka, Doka Life Cycle Assessments, Zurich, do@doka.ch

The information contained in this report were carefully elaborated and compiled by the author according to best knowledge. Due to the broad scope of the task and the inherently variable nature of the subject, errors or deviations cannot be excluded. For this reason the information contained in this report is provided without warranty of any kind, express or implied, including but not limited to the fitness for a particular purpose. In no event shall the author, Doka Life Cycle Assessments or the commissioner be liable for any claim, damages or other liability, arising from the use, application or dissemination of this information.

Titelphoto: pH-Messung am Fluss Rio Tinto, Spanien. Dieser Fluss ist durch langanhaltende Bergbautätigkeit stark belastet. Die rote Farbe des Wassers deutet auf eine starke Versauerung durch Acid Rock Drainage (Sulfidverwitterung) und hohe toxische Belastung hin. Im Bild Ricardo Amils des MARTE Teams der NASA (Mars Analog Research and Technology Experiment), welche diesen extremen Lebensraum als Analogie für extraterrestrische Umgebungen erforscht (von <http://robotics.nasa.gov/courses/fall05/>).

Der Fluss Rio Tinto auf Google Maps:

<http://maps.google.de/maps?t=k&q=37.683333,-6.583333&ie=UTF8&ll=37.582831,-6.565061&spn=0.009591,0.018668&z=16>

Kupfermine im Bereich des Oberlaufes von Rio Tinto bei der Ortschaft Minas de Riotinto:

<http://maps.google.de/maps?t=k&ie=UTF8&ll=37.71601,-6.591368&spn=0.038294,0.074673&z=14>

Inhaltsverzeichnis

1	Zusammenfassung	4
2	Einleitung	6
3	Randbedingungen der Modellierung	7
3.1	Zusammensetzung der Tailings und der Tailings-Sickerwässer	7
3.2	Spezifisches Tailing-Sickerwasservolumen für den globalen Durchschnitt	10
3.3	Zeithorizont	12
3.4	Transferkoeffizienten Tailingsdeponie	13
3.5	Einfluss des pH	15
4	Resultate der Modellierung	16
4.1	Kurz- und langfristige Emissionen der Tailingsdeponie	16
4.2	Einfluss auf Primärmetallproduktion	17
4.3	Vergleich der Transferkoeffizienten	18
5	Diskussion des Modelles	20
5.1	Einflussgrößen auf das Tailingsmodell	20
6	Ausblick	23
7	Anhang I: Begriffe und Nomenklatur	24
8	Literatur	26

1 Zusammenfassung

Deponierte Abfälle aus der Aufbereitung von Roherzen, sogenannte Tailings, spielen eine wichtige Rolle in der ganzheitlichen Umweltbelastung der Buntmetallproduktion (Kupfer, Nickel, Chrom, Zink und weitere). In Ökobilanzen (Life Cycle Assessments) wurden solche Belastungen bisher nicht oder nur ungenügend abgebildet. Diese Datenlücke, welche der Primärproduktion von Buntmetallen einen unbegründeten Vorteil verschafft – zum Beispiel beim Vergleich mit Metallrecycling – wird mit dieser Arbeit erstmals geschlossen. Basierend auf bestehenden und international verwendeten Modellen für Deponien in Ökobilanzen wird ein spezifisches Modell einer generischen Tailingsdeponie erarbeitet, welche die langfristigen Emissionen von Schwermetallen und anderen toxischen Elementen ins Grundwasser quantifiziert. Tailingsemissionen erweisen sich als wichtige, teils sogar dominante Belastung in der Umweltbilanz von Metallprodukten. In der Bilanz von typischen Konsumprodukten – z.B. Heizungen, Elektrogeräten, Fahrzeugen – steigt dadurch zwar die relative Umweltbelastung aus der *Infrastruktur*, aber Belastungen aus dem Energieverbrauch der *Gebrauchsphase* verursachen normalerweise weiterhin den Grossteil der Umweltbelastung.

Tailings, die Rückstände aus der Erzaufbereitung von Metallerzen, stellen anerkanntermaßen ein bedeutendes Umweltproblem des Metallbergbaus dar. Ökobilanzen (Life Cycle Assessments) haben die Aufgabe Umweltbelastungen von Konsumgütern umfassend und über den ganzen Lebensweg von Produktion, Gebrauch und Entsorgung zu erfassen, um bei der Entscheidungsfindung Informationen über die umfassenden Umweltbelastungen der durch Konsumgüter benötigten und ausgelösten Prozesse einfließen zu lassen. Bei der Ökobilanzierung von Metallprodukten aus Metallerzen sind Umweltbelastungen aus Tailings als wichtiger Beitrag somit unbedingt zu berücksichtigen, was bisher leider nicht der Fall ist. In der weltweit wichtigsten Datenbank für Ökobilanzdaten ecoinvent, fehlen beispielsweise bisher Umweltbelastungen aus Tailings von wichtigen Metallprodukten wie zum Beispiel Kupfer, Nickel, Chrom, oder Zink (Stand 2008).

In der vorliegenden Arbeit wird, basierend auf bereits bestehenden und international angewandten Deponiemodellen für Ökobilanzen, ein spezifisches Modell für Tailingsablagerungen erarbeitet. Dieses Deponiemodell quantifiziert erstmals typische Umweltbelastungen aus zu erwartenden Schwermetall- und anderen Emissionen aus Tailingsdeponien zum Gebrauch in modernen Ökobilanzen. Dabei werden nur Tailings aus den zumeist sulfidhaltigen Roherzen für Kupfer, Nickel, Zink, Chrom, Blei, Platingruppenmetallen, Kobalt, Quecksilber, Zinn und Antimon betrachtet – die sog. sulfidischen Tailings, welche von besonderer Bedeutung für die Umwelt sind.

Eine typische Tailingszusammensetzung wurde aus einer umfangreichen Literaturdatenrecherche ermittelt und wird hier als weltweiter repräsentativer Mittelwert für diese weltweit gehandelten Metalle verstanden¹. Ebenso wurden aus Literaturdaten typische Sickerwasserkonzentrationen aus Messungen im Feld zusammengetragen. Dies charakterisiert das in bestehenden Deponien beobachtete Mobilitätspotential von toxischen Stoffen. Wie weit dieses Mobilitätspotential auch zu Emissionen in die Umgebung führt, ist im wesentlichen ein Frage des Wasserdurchflusses durch die Deponie, welches wiederum durch das infiltrierte Niederschlagswasser determiniert ist. Um die Infiltrationsmenge eines typischen Deponiestandortes zu erhalten, wurden die Standorte und Klimata der wichtigsten Buntmetallproduktionen gemäss ihrer jährlichen Tailingsproduktion für das Jahr 2003 gewichtet gemittelt.

Der Boden ist ein im Vergleich zu Luft und Gewässern ein relativ langsames Umweltmedium. Es müssen deshalb ausserordentlich lange Zeiträume modelliert werden, um die relevanten Bodenprozesse überhaupt erkennen zu können. Aus einer reinen Kurzzeitperspektive sind dagegen praktisch alle Deponietypen vergleichsweise unproblematisch. In Anlehnung an die bereits international verwendeten Deponiemodelle für Ökobilanzierung in ecoinvent (2003ff.) wird hier ebenfalls ein langer Zeithorizont von 60'000 Jahren modelliert. Die quantifizierten Emissionen werden dabei in zwei Zeitabschnitte unterteilt: Kurzzeitemissionen für den Zeitraum Null bis Hundert Jahre nach Ablagerung, sowie Langzeitemissionen bis 60'000 Jahre. Dies soll allfällig gewünschte Sensitivitätsanalysen in Ökobilanzresultaten ermöglichen. Es soll nicht dazu dienen, Bilanzresultate ohne Langzeitemissionen zu erzeugen.

Die ermittelten Emissionen sollen als generischer Platzhalter für die bisherige drastische Datenlücke in Ökobilanzdaten der Buntmetallproduktion verstanden werden, welche in fast jeder Ökobilanzberechnung über Hintergrunddaten einfließen. Datenlücken verzerren Ökobilanzresultate und sind einer richtungssicheren Aussage abträglich. Es ist nicht die Absicht mit diesen Daten einzelne Minenstandorte zu beurteilen, wofür Ökobilanzierung nicht die geeignete Methode ist, sondern erste typische Belastungsdaten zu erhalten. Diese können in Zukunft auch nach abgebautem Metall oder Klima differenziert werden.

¹ In einer Ökobilanzanwendung wird normalerweise die *Menge* eines benötigten Metalles abgeschätzt, aber Informationen über die *Herkunft* des Metalles sind in der Regel nicht verfügbar, weshalb oft einfach ein weltweiter Produktionsmix eingesetzt wird. Dies spiegelt gleichsam die Marktsituation wider, dass ein Käufer von beispielsweise 10 Tonnen Primärkupfer meist keine Wahlmöglichkeit bezüglich der *Herkunftsmerkmale* des Materials, sondern im Durchschnitt aus dem Lager der weltweit erzeugten Kupfermenge bedient wird. Diese Umstände rechtfertigen auch die Verwendung eines weltweiten Durchschnitts für die Tailingszusammensetzung für Hintergrunddaten in Ökobilanzen.

2 Einleitung

Im Folgenden wird die Umweltbelastung aus der Entsorgung von Tailings-Rückständen aus der Aufkonzentrierung von Buntmetallerzen beschrieben. Im Grundsatz wird dazu gleich vorgegangen, wie bei den früher entwickelten und international verwendeten Deponie-Modellen in (Doka 2003). Es wird hier ein neues Deponie-Modell entwickelt, welches sich an den spezifischen Messdaten von Tailingsdeponien orientiert. Dazu werden Zusammensetzungen von deponierten Tailings und deren Sickerwässer recherchiert. Die Sickerwasserkonzentrationen sind dabei der Ausgangspunkt für die effektiv im Feld auftretenden Emissionen, während die Tailings-Zusammensetzung das maximal mögliche Emissionspotential limitiert. Für jedes chemische Element werden Transferkoeffizienten berechnet, die angeben, welcher Anteil der deponierten Menge emittiert wird.

In Übereinstimmung mit den Resultaten aus der Deponieforschung belegen auch Tailingsexperten, dass die chemische Verwitterung der Tailings ein Vorgang ist den man bestenfalls vorübergehend verlangsamen, aber über sehr lange Zeiträume betrachtet kaum verhindern kann (Price & Errington 1998, Reece 1995, Sulovsky & Zeman 2000, Cotter & Brigden 2006, EMC 1997). Das heisst, dass die deponierten Tailings ein Emissionspotential darstellen und es nur eine Frage der Zeit ist, wann dieses realisiert wird.

3 Randbedingungen der Modellierung

3.1 Zusammensetzung der Tailings und der Tailings-Sickerwässer

Die Zusammensetzung der Tailings hängt von der Zusammensetzung des Erzkörpers sowie der Art der Erzaufbereitung ab. Beide Grössen können selbst für einen einzigen Minenstandort beträchtlich variieren. Eine wichtige Unterscheidung ist die Unterteilung in sulfidhaltige und sulfidfreie Tailings. Ebenfalls wichtig ist die Anwesenheit von pH-puffernden Mineralien. Im Bewusstsein, dass es sich um eine erste Orientierungsgrösse handeln muss, wird im folgenden versucht, eine für den globalen Durchschnitt repräsentative, generische Zusammensetzung für sulfidhaltige Buntmetall-Tailings zu eruieren.

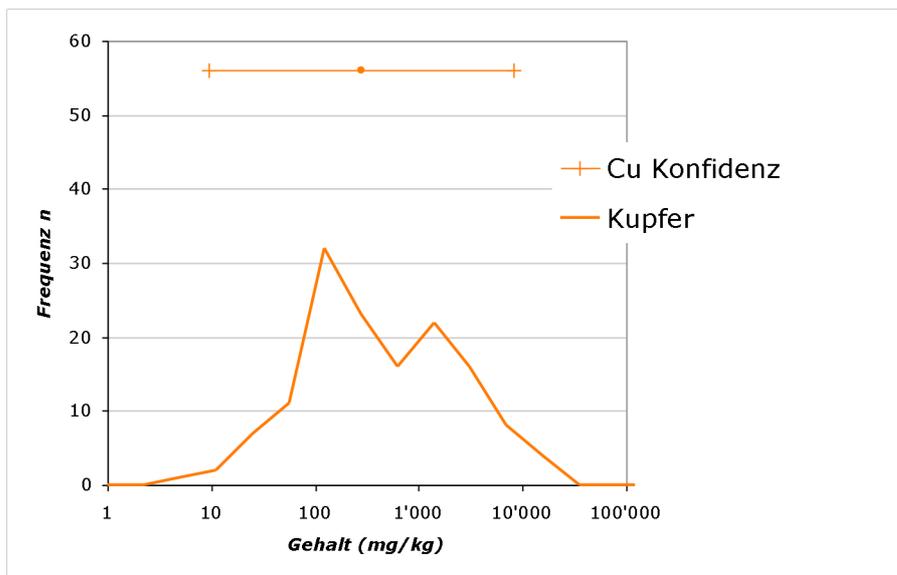


Abb. 3.1 Verteilung der Analysewerte für den Kupfergehalt in Tailings. Man beachte die logarithmisierte x-Achse.

Aus Literaturquellen wurden Elementaranalysen von Tailingsmaterial und Sickerwässern aus diversen Buntmetall-Abbaubeiten zusammengetragen². Als Mittelwert wird das geometrische Mittel verwendet, da die Verteilung der Messwerte am ehesten einer geometrischen Verteilung entspricht (z.B. Abb. 3.1). Die gefundene Zusammensetzung

² ATSDR 1997; ATSDR 2006; Boulet & Larocque 1998; Dorronsoro et al. 2002; Downing & Gravel 2006; EPA 1994; Garcia-Meza et al. 2006; Hadjibiros et al. 2005; Hernandez et al. 2007; IAEA 2003; IPPC 2004; Koerth 2002; Laliberte & Tremblay 2002; Lazar 2002; Matheis et al. 1998; McLemore et al. 2006; MIMI 2004; Muwanga 1997; Nash 2000; OK Tedi 2002; Robinson et al. 2004; Thoms 2006; Tyler et al. 2004; Van Zyl 2002; Wels et al. 2000; Ye et al. 2002; und Persönliche Mitteilung Hans-Jörg Althaus, EMPA Dübendorf am 24. Juli 2003.

wird in erster Näherung als repräsentativ für eine generische Tailingsdeponie angenommen.

Tab. 3.1 Angaben zu Tailingszusammensetzung und Sickerwasserkonzentrationen

Element	Gehalt in Tailings (geom. Mittel)	Anzahl Messwerte	Geom. Standard- Abweichung	Konzentration in Sickerwasser (geom. Mittel)	Anzahl Messwerte	Geom. Standard- Abweichung
	mg/kg		%	mg/l		%
S	14600	57	1670%	2790	1	k.A.
N	23.1	3	11600%	k.A.	0	k.A.
P	493	85	384%	291	4	7630%
B	310	1	k.A.	42.7	1	k.A.
Cl	2	1	k.A.	k.A.	0	k.A.
Br	0.229	3	208%	k.A.	0	k.A.
F	826	30	376%	2.42	6	147%
I	k.A.	0	k.A.	k.A.	0	k.A.
Ag	14.4	54	688%	0.000986	5	2040%
As	284	87	919%	0.0283	16	8480%
Ba	460	107	290%	0.00682	12	331%
Cd	7.16	84	617%	0.0234	18	3920%
Co	18.6	62	404%	0.0514	13	1340%
Cr	42.6	114	234%	0.00572	13	604%
Cu	277	142	540%	0.139	32	4950%
Hg	0.882	62	757%	0.0000418	9	4910%
Mn	875	109	426%	2.09	20	739%
Mo	7.02	61	371%	0.245	14	10800%
Ni	22.8	96	487%	0.0223	16	1390%
Pb	468	139	857%	0.0137	19	2610%
Sb	79.2	44	812%	0.00913	4	781%
Se	6.81	13	661%	0.026	14	232%
Sn	11.6	35	402%	0.0161	2	171%
V	57	69	255%	0.008	5	1590%
Zn	791	140	762%	0.941	33	5500%
Be	1.45	18	355%	0.00615	5	309%
Sc	6.13	76	166%	k.A.	0	k.A.
Sr	112	92	302%	0.879	18	598%
Ti	6.29	52	11500%	0.0126	1	k.A.
Tl	2.6	10	736%	0.00166	2	204%
W	10.9	19	414%	k.A.	0	k.A.
Si	154000	24	306%	2.11	11	558%
Fe	45400	70	323%	6.49	17	3580%
Ca	11900	63	423%	225	20	291%
Al	27800	60	262%	2.27	19	2620%
K	9600	56	229%	13.5	17	1420%
Mg	7400	55	455%	62.9	18	511%
Na	1460	42	507%	14.8	17	851%

Die Sickerwasserkonzentration eines Schadstoffes in Relation zur dessen Gehalt in den Tailings ist ein Mass dafür, wie leicht oder wie schwer sich der Schadstoff in die wässrige Phase überführen – und damit *potentiell* mobilisieren – lässt. Wie schnell aber ein Austrag

aus der Deponie *tatsächlich* stattfindet, hängt aber vom Wasserdurchfluss ab, worauf im folgenden eingegangen wird.

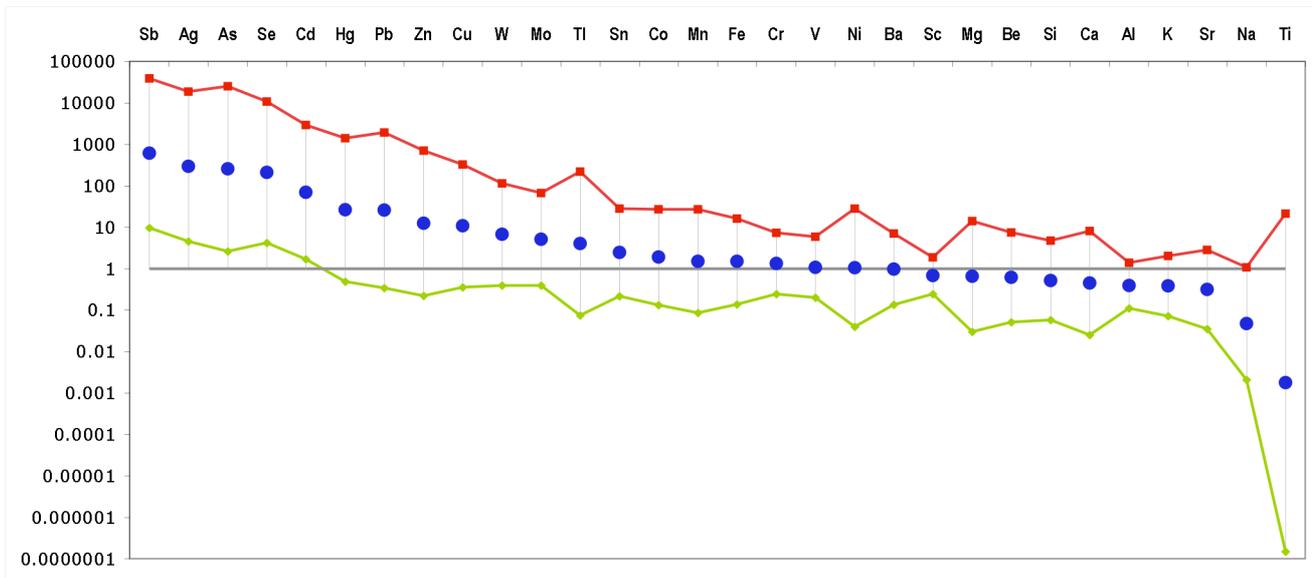


Abb. 3.2 Vergleich der Tailingsgehalte (inkl. Konfidenzintervall) mit durchschnittlichen Erdkrusten-Konzentrationen. Lesebeispiel: "Tailings enthalten im Mittel fast 1000-mal mehr Antimon als die Erdkruste, aber ungefähr gleich viel Nickel".

3.2 Spezifisches Tailing-Sickerwasservolumen für den globalen Durchschnitt

Die Verwitterung und Auswaschung der Tailings hängt neben der mineralogischen Zusammensetzung wesentlich von klimatischen Bedingungen ab. In niederschlagsreichen Gegenden sind hohe Auswaschungsraten möglich. In trockenen Gebieten wird weniger ausgewaschen, allerdings können dort Tailings durch Wind verweht werden und so umliegende Landstriche kontaminieren (Abb. 3.3). In ariden Gebieten fördert die starke Verdunstung zudem die Bildung von Evaporiten an der windexponierten Oberfläche der Deponien. In der vorliegenden Arbeit wird nur die Auswaschung durch durchfließendes Sickerwasser betrachtet.



Abb. 3.3 Vom Wind sichtbar verwehte Tailings aus einer Tailings-Deponie im Paradise Peak Mine Area, Nevada, USA (Nash 2005:21) .



Abb. 3.4 Nickel Tailings in Sudbury Ontario, Kanada (Burtynsky 1996).

Nachdem im obigen Abschnitt eine ungefähre, global durchschnittliche Tailings- und Sickerwasser-Zusammensetzung eruiert wurde, muss nun das relevante Sickerwasservolumen ermittelt werden. Das austretende Sickerwasservolumen wird dem in den Deponiekörper eintretenden Wasservolumen gleichgesetzt (Massenerhaltung). Die eintretende Wassermenge hängt von der Niederschlagsmenge, der Evapotranspiration und der hydraulischen Leitfähigkeit der Tailingsmasse ab.

Um eine für Tailings relevante "global durchschnittliche Niederschlagsmenge" zu erhalten wurde wie folgt vorgegangen:

- 1) Die weltweit wichtigsten Bergbaustandorte wurden lokalisiert (Spiess 2002:180)
- 2) Die Produktion von Buntmetallen wie Cu, Ni, Zn, Cr, Pb, Pt, Pd, Co, Hg, Mo, Sn und Sb der entsprechenden Länder für das Jahr 2003 wurde festgestellt (USGS 2005).
- 3) Die Tailingsproduktion für diese Metalle wurde bestimmt (Althaus et al. 2004).

Vereinfachend wird angenommen, dass die gesamte Metallproduktion eines Landes in den erfassten wichtigsten Bergbaustandorten dieses Landes stattfindet. Dadurch ist es möglich abzuschätzen, welchen Anteil die einzelnen Bergbaustandorte an der weltweiten jährlichen Tailingsproduktion aus diesen Metallen haben. Standorte, welche in dieser Rechnung gesamthaft viele Tailings erzeugen, werden bei der Mittelwertbildung erhöht gewichtet. Die betrachteten Länder produzieren 88% bis 99.6% der betrachteten Buntmetalle.

4) Für die Bergbaustandorte wurde Niederschlagsmengen festgestellt (FAO 2000). Aufgrund der praktisch nichtexistierenden Vegetationsdecke auf Tailingsdeponien wird keine Evapotranspiration angenommen, d.h. alles Niederschlagswasser sickert in die Deponie ein (Infiltration)³.

Mit diesen Informationen ist es möglich, das gewichtete Mittel der globalen, für die Tailingsverwitterung relevanten Infiltrationsrate abzuschätzen. Diese beträgt 773 mm/a oder 773 Liter/m²a. Die wichtigsten Bergbaustandorte liegen alle ausserhalb von Permafrostgebieten, sodass normale Wasserkreisläufe stattfinden.

Zur Berechnung der Schadstoff-Transferkoeffizienten der Tailingsdeponie, wird die Sickerwassermenge von 773 Liter/m²a umgelegt auf die deponierte Masse Tailings. Die Höhe der Tailingsdeponie wird zu 50 m angenommen, die Dichte der Tailings wird auf 2200 kg/m³ geschätzt. Pro Quadratmeter Tailingsdeponie sind somit 110'000 kg Tailings deponiert. Pro Kilogramm Tailings infiltriert demnach jährlich 0.007 Liter Wasser (= 773 Liter/m²a / 110'000 kg/m²).

Ein Teil des Sickerwassers findet bevorzugte Sickerwege (*preferential flow*) und reagiert daher nur wenig mit dem Tailingsmaterial. Der Menge des bevorzugt fliessenden Sickerwassers wird zu 5% angenommen; dessen durchschnittliche Aufenthaltsdauer in der Deponie wird zu 18 Wochen angenommen (=T_p). Der Wasservolumen der Tailings wird mit 30 Vol.-% angenommenen. Daraus folgt, dass rund 0.00035 Liter Sickerwasser bevorzugt fliesst (Berechnungsgrundlagen s. Doka 2003:III.30ff.). Es wird angenommen, dass dieser Sickerwasseranteil keine Schadstoffe austrägt⁴. Die Menge des effektiven, d.h. Schadstoff austragenden Sickerwassers beträgt daher im Modell 0.0067 Liter/kg/a (=V_{eff}). Von diesem Sickerwasser wird angenommen, dass es zu Beginn der Modellierungsphase die initialen Schadstoffkonzentrationen aufweisen, wie in Tab. 3.1 rechts angegeben sind.

3.3 Zeithorizont

Deponien sind eine Möglichkeit Emissionen nicht heute, sondern erst verzögert in der (fernen) Zukunft entstehen zu lassen. In Ökobilanzen werden nicht nur heutige oder kurzfristige Belastungen erfasst, sondern auch solche verzögert auftretenden Belastungen heutiger Prozesse, aber auch die langfristigen Wirkungen heutiger Emissionen, d.h. in Ökobilanzen werden Belastungen zeitintegriert betrachtet. Insbesondere bei Deponien

³ Würde Wasser oberflächlich abfließen, würde dies zur mechanischen Erosion der Tailingsdeponie führen. Korrekt konstruierte Deponien führen deshalb Niederschlagswasser durch Drainage ab.

⁴ Wenn Deponien periodisch trocken fallen, können präferentiell fliessende Sickerwässer sehr wohl Verdunstungsrückstände auswaschen und schadstoffbelastet sein.

sind die verzögerten Wirkungen allermeist relevanter als die gegenwärtig beobachtbaren, aktuellen Wirkungen. Um die Umweltwirkungen von Deponien korrekt einzuordnen, ist es daher unentbehrlich auch deren langfristige Wirkungen zu berücksichtigen. In Doka (2003:III.29) wurde zur Abschätzung der Langzeitemissionen aus Schweizer Deponien ein Zeithorizont von 60'000 Jahren angenommen. Dies ist vergleichbar mit dem berücksichtigten Zeithorizont für Langzeitemissionen in den Inventaren der Uranerz-Aufbereitung (Frischknecht et al. 1994:VII.44, Frischknecht et al. 1996:VII.46, Dones et al. 2003:54)⁵. Die 60'000 Jahre wurden von G. Doka gewählt, weil diese Frist einen groben "ökologischen Planungshorizont" für die Schweiz darstellt: aufgrund vergangener Klimaentwicklungen wurde abgeschätzt, dass in ungefähr 60'000 Jahren mit einer neuen Eiszeit zu rechnen ist, welche das Schweizer Mittelland mit Gletschern bedecken wird⁶. Die gesamte Ökosphäre der Schweiz wird (spätestens) zu diesem Zeitpunkt neu definiert. Alle heutigen Umweltschutzanstrengungen werden sich dann neu orientieren müssen, da für die betreffenden Schutzgüter "die Karten neu gemischt werden", d.h. neuartige Voraussetzungen geschaffen werden. Die über 60'000 Jahre integrierten Emissionen stellen somit einen ungefähren mittleren Erwartungswert der Schadstoffausstosses aus der Deponie dar. Da über einen solch grossen Zeitraum gerechnete Entwicklungen sehr unsicher sind, wurde das Konfidenzintervall entsprechend gross gewählt.

Die Wahl des Zeithorizonts von 60'000 Jahren wurde in Doka (2003) auf die Situation in der Schweiz abgestützt. In anderen Ländern muss der "ökologische Planungshorizont" nicht gleich lang ausfallen. Insbesondere in tropischen Gebieten kann von sehr langen Perioden klimatischer Gleichförmigkeit ausgegangen werden⁷. Für Tailings-Deponien könnten daher andere Zeithorizonte definiert werden, die sich nach den Gegebenheiten in den entsprechenden Ländern richten. Aus Aufwandsgründen wurde darauf verzichtet und der Zeithorizont von 60'000 Jahren wird auch für Tailings-Deponien verwendet.

3.4 Transferkoeffizienten Tailingsdeponie

Aus den Angaben zur Tailingszusammensetzung, der Sickerwasserkonzentration und dem effektiven spezifischen Sickerwasservolumen können Transferkoeffizienten

⁵ Noch längere Zeithorizonte wurde in Ökobilanz-Bewertungsmethoden betrachtet. In der Methode des Umweltinstituts Leiden CML'01 werden prinzipiell unendliche Zeithorizonte betrachtet, welche tatsächlich mehrere Millionen Jahre umfassen können, z.B. für Fluorid in Wasser (Guinée et al 2001).

⁶ Die Modelle des belgischen Paläoklimatologen André Berger legen nahe, dass in rund 50'000 Jahren die nächste Eiszeit beginnen wird, welche in 100'000 Jahren ihren Höhepunkt erreichen wird (NZZ 2007).

⁷ Für solche Gebiete wären ökologische Planungshorizonte möglicherweise definiert durch sehr seltene Ereignisse (massive Klimaveränderungen nach Vulkaneruption mit mehr als 1000 km³ Materialausstoss ("Supervulkan") oder Meteoriten-Einschlag, vergl. Kreide-Tertiär-Impaktwinter vor 65 Mio. Jahren) oder durch sehr langsame Prozesse (Vergletscherung durch Kontinentalplattenwanderung in polare Gebiete). Vor 400 Mio. Jahren waren beispielsweise viele heute äquatoriale Gebiete nahe dem Südpol. Zur Zeit verschieben sich aber fast alle tropischen Gebiete in Richtung Äquator und nicht Richtung Pole.

berechnet werden, d.h. es kann für jedes Element angegeben werden, welcher Anteil der deponierten Menge emittiert wird⁸. Die über 60'000 Jahre integrierten Transferkoeffizienten werden als Langzeit-Transferkoeffizienten bezeichnet (long-term, LT). Ein zweiter Satz von Transferkoeffizienten wird nur über 100 Jahre integriert und bezieht sich auf Kurzzeit-Emissionen (short term, ST). Dies soll allfällig gewünschte Sensitivitätsanalysen in Ökobilanzresultaten ermöglichen. Es soll *nicht* dazu dienen, Bilanzresultate *ohne* Langzeitemissionen zu erzeugen.

Für die meisten Elemente wurde eine lineare Auswaschung angenommen, d.h. die Sickerwasserkonzentration über 60'000 Jahre wurde als *konstant* angenommen. Es wird keine Veränderung, beispielsweise des pHs, berücksichtigt. Dies bedeutet, dass die in Tab. 3.1 angegebene Sickerwasserzusammensetzung, welche auf aktuellen Messdaten der unterschiedlichsten Standorte und Bedingungen basiert, auch den Mittelwert von allen möglichen, standortspezifischen Entwicklungen der Sickerwassergehalte über den ganzen Zeithorizont repräsentieren soll, d.h. den Zustand einer typischen 'mittleren Entwicklung' von Tailingsdeponien. Die resultierenden Transferkoeffizienten berechnen sich demnach wie folgt:

$$\text{Eq. 3.1} \quad TK_{lin}(t) = \frac{V_{eff} \cdot c_o \cdot t}{m}, \text{ mit } TK_{lin}(t) \leq 100\% \quad \text{linearer Transferkoeffizient}$$

wobei

$TK_{lin}(t)$ linearer Transferkoeffizient (dimensionslos)

V_{eff} Effektives Sickerwasservolumen (in Liter/(kg·a))

c_o Sickerwasserkonzentration zum Zeitpunkt $t=0$ (in mg/l) gemäss Tab. 3.1

t Zeithorizont (100 oder 60'000 Jahre für ST resp. LT) in Jahren

m Gehalt in Tailings zum Zeitpunkt $t=0$ (in mg/kg) gemäss Tab. 3.1

Für im Allgemeinen leicht auswaschbare Elemente wird eine mit der Zeit *exponentiell abnehmende Sickerwasserkonzentration* angenommen. Leicht auswaschbare Elemente sind einfach geladene Ionen (Na^+ , K^+ , Cl^- , F^- , Br^- , I^-) und Oxyanionen-bildende Elemente (WO_4^{2-} , HVO_4^{2-} , $\text{Cr}^{(VI)}\text{O}_4^{2-}$, MoO_4^{2-} , HBO_3^{2-} , HSeO_4^- , SbO_4^{3-} , HAsO_4^{2-} , NO_3^-). Hier berechnen sich die Transferkoeffizienten wie folgt:

⁸ Im vorliegenden Fall könnten die Deponie-Emissionen direkt und ohne Umweg über Transferkoeffizienten berechnet werden. Die Berechnung von Transferkoeffizienten erlaubt aber einen einfachen Vergleich mit bestehenden Modellen für andere Deponietypen aus (Doka 2003).

$$\text{Eq. 3.2} \quad TK_{\text{exp}}(t) = TK_{\infty} \cdot \left(1 - e^{-\left(V_{\text{eff}} \cdot c_0 / m \cdot TK_{\infty}\right) \cdot t}\right) \quad \text{exponentieller Transferkoeffizient}$$

wobei

TK_{∞} Maximal möglicher Transferkoeffizient

Der maximal mögliche Transferkoeffizient TK_{∞} wird für alle Elemente zu 100% angenommen.

3.5 Einfluss des pH

Der pH ist eine wichtige Einflussgrösse auf die Sickerwasserkonzentrationen. In Tailings kann sich durch mikrobielle Oxidation der vorhandenen Sulfidminerale Schwefelsäure bilden – sog. *Acid Rock Drainage*. Je nach den vorhandenen säurepuffernden Mineralien, bzw. deren Auswaschung, kann der pH der Tailingsdeponie dadurch früher oder später auf saure Werte sinken. Im Feld werden pH-Werte bis 2 gefunden. Durch den sauren pH wird die Auswaschung verschiedener Schwermetalle begünstigt (z.B. Cd, Pb, Zn, Cu). Elemente, welche Oxianionen bilden, werden dagegen bei saurem pH weniger gut ausgewaschen (z.B. As, Cr, Mo, Se). Für die vorliegende Zusammensetzung sind leider nur wenige Angaben zum Säure-Base-Gleichgewicht vorhanden. Diese legen aber nahe, dass der Tailingskörper gut gepuffert ist, und eine Neutralisierung bzw. Auswaschung des Carbonatpuffers über 200'000 Jahre dauern würde. Trotzdem enthalten die zusammengestellten Literaturdaten auch Fälle, wo bereits saure pH und entsprechende Sickerwasserkonzentrationen gemessen werden. Da Tailingsdaten aufgrund der heterogenen lokalen Situationen eine hohe Variabilität aufweisen, kann nicht erwartet werden, dass hier homogene, einheitliche Zustände angetroffen werden. Für die vorliegende, grobe Abschätzung wird angenommen, dass der Tailingskörper über die modellierte Zeitdauer von 60'000 Jahren keine Änderung des pH erfährt, da der Puffer im Durchschnitt 200'000 Jahre erhalten bleibt. Die durchschnittlichen Sickerwasserkonzentrationen werden also während der Modellphase nicht pH-induziert verändert.

4 Resultate der Modellierung

4.1 Kurz- und langfristige Emissionen der Tailingsdeponie

Aus der Kombination von Tailingszusammensetzung (Tab. 3.1) und den Transferkoeffizienten, können die modellierten Emissionen der Tailingsdeponie berechnet werden. In Tab. 4.1 sind die Emissionen pro Kilogramm Tailings angegeben. Die kurzfristigen Emissionen beziehen sich auf einen Zeithorizont von 100 Jahren; die langfristigen Emissionen auf 60'000 Jahre.

Tab. 4.1 Pro Kilogramm deponierter Tailings entstehende kurzfristige und langfristige Emissionen

	Kurzfristige Emissionen mg/kg deponierte Tailings	Langfristige Emissionen mg/kg deponierte Tailings
Schwefel	1860	14600
Stickstoff	k.A.	k.A.
Phosphor	493	493
Bor	27.2	310
Chlor	k.A.	k.A.
Brom	k.A.	k.A.
Fluor	1.61	571
Iod	k.A.	k.A.
Silber	0.000806	0.483
Arsen	0.106	57.2
Barium	0.00646	3.88
Cadmium	0.0299	7.16
Kobalt	0.0771	18.6
Chrom	0.0102	5.69
Kupfer	0.252	151
Quecksilber	0.0000279	0.0168
Mangan	3.08	875
Molybdän	0.154	7.02
Nickel	0.0382	22.8
Blei	0.0121	7.28
Antimon	0.00837	4.87
Selen	0.0204	5.69
Zinn	0.0107	6.44
Vanadium	0.012	6.78
Zink	1.37	791
Beryllium	0.00784	1.45
Scandium	k.A.	k.A.
Strontium	0.438	112
Titan	0.00841	5.05
Thallium	0.000323	0.194
Wolfram	k.A.	k.A.
Silizium	1.64	984
Eisen	14.6	8790
Calcium	132	11900
Aluminium	3.38	2030
Kalium	3.47	1870
Magnesium	44.2	7400
Natrium	5.2	1290

4.2 Einfluss auf Primärmetallproduktion

Die Belastung aus sulfidischen Tailings wurden in den bisherigen ecoinvent Lebenszyklus-Inventaren der Primärmetallproduktion nicht berücksichtigt (Stand 2008). Die Tab. 4.2 zeigt für vier Metalle wie hoch der Tailingsanfall pro Kilogramm Primärmetall ist und wie gross der Beitrag der Tailings nach deren Berücksichtigung in vier LCIA-Resultaten wird.

Tab. 4.2 Anfall sulfidischer Tailings und und Beitrag der Tailingsentsorgung zur Umweltbelastung von der Produktion von Primärmetallen.

	Direkter Tailingsanfall kg Tailings pro kg Primärmetall	Anteil Tailingsbelastung an LCIA-Resultat für Primärmetallproduktion			
		UBP'06	UBP'97	Eco- indicator'99	CML-HTP 500a
Kupfer	351	0.22%	85.36%	66.12%	1.63%
Zink	12.1	0.06%	63.38%	28.57%	4.10%
Nickel	72.5	0.2%	52.4%	40.1%	3.7%
Blei	15.8	0.1%	72.9%	26.9%	9.2%

Der Anteil der Tailingsbelastung ist dominant (UBP'97), beträchtlich (EI99), spürbar (HTP) oder vernachlässigbar (UBP'06). In UBP'06 werden allerdings – ungleich wie im Vorläufer UBP'97 – Schwermetallemissionen in Grundwasser nicht mehr bewertet (Frischknecht et al. 2008). Bei der Humantoxizität erweisen sich Luftemissionen aus der Metallverhüttung, insbesondere Arsen, als relevanter als die Grundwasseremissionen. Diese Resultate bedeuten, dass bisher die Umweltbelastung der Primärmetallproduktion um bis zu einen Faktor 7 unterschätzt wurde.

4.3 Vergleich der Transferkoeffizienten

Die gefundenen Transferkoeffizienten können mit den bestehenden Deponiemodellen aus (Doka 2003) verglichen werden. In Abb. 4.1 werden die kurzfristigen Transferkoeffizienten für eine Reststoffdeponie (Doka 2003) und der Tailingsdeponie verglichen.

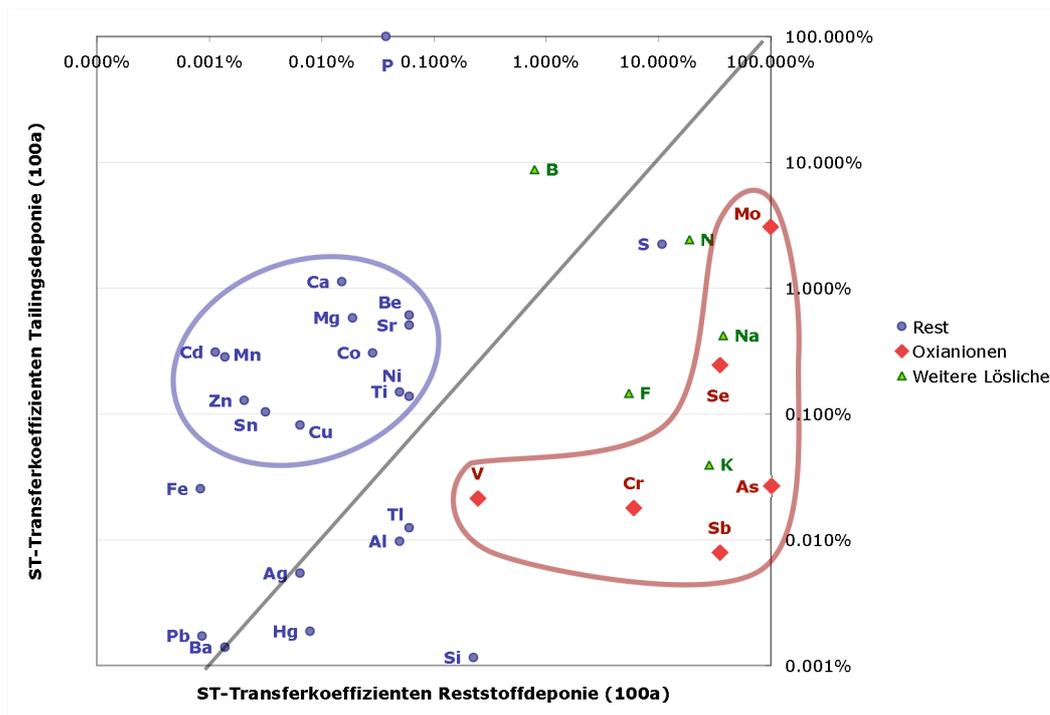


Abb. 4.1 Vergleich der kurzfristigen Transferkoeffizienten für Reststoffdeponie (x-Achse) und Tailingsdeponie (y-Achse)

Es zeigt sich, dass beispielsweise Oxianionen in der Tailingsdeponie eine verringerte Auswaschung aufweisen (rot umrandeter Bereich). Oxianionen sind bei hohem pH leichter löslich. Da die Reststoffdeponie im Allgemeinen hohe pH-Werte aufweist, Tailingsdeponien aber aufgrund ARD oft tiefe pH-Werte haben, kann das modellierte Verhalten der Tailingsdeponie als chemisch sinnvoll beurteilt werden. Zum anderen findet sich ein Cluster von Elementen mit erhöhter Auswaschung (blau umrandeter Bereich), welche Elemente enthält, die bei geringem pH oft leichter löslich sind. Diese Elemente werden in einer Tailingsdeponie leichter ausgewaschen als in einer Reststoffdeponie. Das Ausmass der gefundenen Tendenzen ist aufgrund der hohen Unsicherheiten des Modells nur wenig belastbar. Es stimmt aber zuversichtlich, dass selbst mit einem sehr groben, generischen Modell Verhaltensweisen abgebildet werden, welche chemisch sinnvoll sind. Die Resultate der Modellierungen sind somit plausibel und nicht besonders abhängig von der hohen Variabilität der verwendeten Grundlagendaten, sonst könnten solche deutlichen Clusterbildungen nicht beobachtet werden. Dies ist ein Zeichen dafür, dass der Stichprobenumfang von Literaturwerten genügend gross ist, um typische, zu erwartende Tailingsigenschaften abzubilden.

5 Diskussion des Modelles

5.1 Einflussgrößen auf das Tailingsmodell

In der Bilanzierung der Tailings fließen – wie bei jeder Bilanzierung – unwägbarere oder unsichere Größen ein. Da Tailings ein bisher wenig beachtetes Thema in Ökobilanzen darstellt, werden im folgenden Aspekte aufgeführt, die zu eher vorsichtigen oder konservativen Resultaten der Tailingsdeponierung führen.

Vorsichtige Annahmen (welche die Belastung im Tailings-Ökoinventar erhöhen):

- + Die angenommene Höhe der Tailingsdeponie beträgt 50 m. Je nach Produktionsvolumen des Standortes sind Deponiehöhen bis 200 m möglich, was bei identischer Sickerwasserzusammensetzung (thermodynamische Kontrolle) den Schadstoffaustrag pro Kilogramm Tailings verringern würde. Die angenommene Höhe von 50 m kann daher den Schadstoffaustrag überschätzen.
- + Für einige Literaturquellen ist nicht klar, ob sich die Angaben auf operierende oder bereits stillgelegte Minen beziehen. Wird davon ausgegangen, dass ältere Minen eher ineffizientere Techniken des Erzaufschlusses anwenden, werden daraus eher Tailings mit höheren Metallgehalten resultieren. Es kann aber davon ausgegangen werden, dass nicht weltweit die effizientesten Techniken angewendet werden und insbesondere in Niedriglohnländern veraltete Maschinenparks eingesetzt werden. Moderne, effizientere Erzseparierungen mögen zwar zu weniger schadstoffbelasteten Tailings führen, aber es ist plausibel, dass durch den besseren Aufschluss die Tailings auch reaktiver werden, d.h. dafür die Geschwindigkeit des Schadstoffaustrags und damit der Sickerwasserkonzentrationen erhöht wird. Zum anderen führen feinkörnige Tailings zu hydrologisch verlangsamten Deponien und somit zu geringer Verwitterung. In diesem Sinne ist es nicht klar, dass der Einschluss von Daten aus möglicherweise stillgelegten Minen zu einer zwingenden Erhöhung der inventarisierten Emissionen führen muss. Aufgrund der Literaturübersicht können Daten aus stillgelegten und operierenden Minen nicht als signifikant verschieden betrachtet werden. In einer Studie über das langfristige Schadstoffpotential von solchen Deponiekörpern kann es durchaus angebracht sein, alte Deponien zu berücksichtigen, da diese die einzigen *realen* Datenquellen zum *längerfristigen* Deponieverhalten darstellen, weil eine *Messung an zukünftigen Deponien* nicht möglich sind.
- + Es werden keine mechanischen Beeinträchtigungen der Tailingsdeponie betrachtet, auch keine langfristige Überlagerung mit Sedimenten oder Erosionsschutt, was den Sickerwasserdurchfluss verringern könnte. Die modellierte Deponie verbleibt an der Oberfläche.

Konservative Annahmen (welche die Belastung im Tailings-Ökoinventar mindern):

- Bei der Mittelwertbildung der "global durchschnittlichen" Tailings- und Sickerwasserzusammensetzung wird das geometrische Mittel verwendet, welches wesentlich geringer ausfällt als das arithmetische Mittel⁹. Dies führt für beide Parameter zu konservativen Schätzwerten.
- Die erfassten Zusammensetzungen für Sickerwässer stammen aus versauerten Deponien, teilweise aber auch pH-neutralen Deponien. Wird davon ausgegangen, dass sulfidhaltige Tailings kurz- oder mittelfristig zu Versauerung und *acid rock drainage* (ARD) führen, stellen die miterfassten Messreihen aus (noch) pH-neutralen Deponien eine Dämpfung der zu erwartenden Schwermetallfracht dar.
- Für leicht auswaschbare Elemente (Halogenide, Stickstoff, Natrium, Kalium) und Oxianionen-bildende Metalle (As, Cr, Sb, Se, V, W) werden mit der Zeit exponentiell abnehmende Sickerwasserkonzentrationen angenommen. Dies reduziert die Auswaschungsraten gegenüber einem linearen Modellansatz.
- Je nach Probenahmeort können Sickerwässer bereits mit Grundwasser verdünnt sein. Die Literaturstudie erfasst möglichst "Tailings-nahes" Sickerwasser, teilweise werden aber auch bereits grundwasserverdünnte Proben darunter sein, was die modellierte Schadstofffracht pro Liter mindert.
- Es wird von einem homogenen Deponiekörper ausgegangen, der überall in derselben Art- und Weise beschaffen ist und vom Sickerwasser gleichförmig von oben nach unten durchströmt wird (abgesehen von *preferential flow*, s. unten). In Realität werden die untersten Schichten der Deponie wahrscheinlich weniger intensiv durchsickert als obere Schichten. Dies bedeutet, dass sich in der Realität das infiltrierte Wasser auf eine vermutlich geringere Menge Tailings verteilt, als es im Modell der Fall ist. Die spezifische Sickerwasserfracht pro Masseneinheit Tailings (V_{eff}) wird daher im Modell eher unterschätzt. Dadurch wird auch der jährliche Schadstoffaustrag eher unterschätzt.
- Keine Erfassung der Emissionen von mitdeponiertem Cyanid oder Flottierungsmitteln (wie Dithiophosphat, Carbinol- oder Xanthat-Derivaten).
- Tailingssickerwässer können in Gewässern zu einhüllenden Eisenhydroxid-Ausfällungen führen (sog. Yellow Boy), welche die Funktionsweise der Gewässerökosysteme auf eine rein mechanische, nicht-toxische Art schädigen können. Wasseremissionen von Eisen sind zwar im Inventar erfasst, aber Schädigungen durch Eisen werden in den standardmässig angewendeten Ökobilanz-Bewertungsmethoden nicht bewertet.

⁹ Je nach Element einen Faktor 3 bis 9 tiefer.



Abb. 5.1 Dieses Blatt wurde durch Eisenhydroxid-Ausfällungen (*yellow boy*) völlig mumifiziert. Davis Mill Creek im Copper Basin Mining District, Tennessee USA (EPA 2005).

- Der für die durchschnittlichen Emissionen betrachtete Zeithorizont von 60'000 Jahren ist konservativ, da selbst nach dieser Zeit relevante Emissionen auftreten können, welche aber nicht mehr erfasst werden (s. ökologischer Planungshorizont im Abschnitt Zeithorizont auf Seite 12). Nach 60'000 Jahren wurden gemäss Modell erst etwa 20% des Toxizitätspotentials der Tailings emittiert. Insbesondere in tropischen Gebieten, wo sich viele Erzlagerstätten befinden, wären längere Zeithorizonte angebracht, was hier aber nicht betrachtet wird. Nach strenger Auslegung der üblichen Prinzipien der Ökobilanzierung müssten *alle* entstehenden Emissionen, die einer Tätigkeit zuzuordnen sind, erfasst werden, unabhängig davon *wann* diese stattfinden (s. z.B. Finnveden & Nielsen 1999). Das Anwenden eines wo auch immer gesetzten Zeithorizontes der Erfassung stellt ein konservatives Vorgehen dar.
- Emissionen durch Winderosion in ariden Gebieten wird vernachlässigt. Die Emission von metallhaltigen Partikeln in die Luft oder Emissionen in den Boden aus Verwehungen wird nicht berücksichtigt. Es wird nur Auswaschung über Sickerwasser betrachtet.
- Es werden keine mechanische Versagen an Tailings-Deponien modelliert. Alle Emissionen im Modell stammen aus mechanisch intakten Deponien¹⁰. Es wird keine mechanische Erosion durch Wind, Regen oder Frost betrachtet.
- Bevorzugte Sickerwasserwege werden im Modell berücksichtigt (*preferential flow*). Dem bevorzugt, d.h. relativ schnell durch den Deponiekörper fließenden Wasser wird idealisierend keinerlei Schadstoffaustrag zugeschrieben. Dadurch wird der modellierte Schadstoffaustrag vermindert.

¹⁰ Dammbürche in Tailingsdeponien sind nicht selten. Beispiele sind der Dammburuch in Los Frailes, Aznalcóllar Spanien 1998, in Baia Mare, Rumänien 2000 und in der Aitik Mine, Schweden 2000. Diehl (2005) bietet eine Übersicht wichtigster Dammbürche in Tailingsdeponien.

6 Ausblick

Diese Studie präsentiert erstmalig ein Ökoinventarmodell für die Deponierung von typischen sulfidischen Buntmetalltailings. Die Modellierung ist auf Aufwandsgründen noch relativ grob: Ein einziger Datensatz steht hier stellvertretend für die Tailingsmaterialien aus verschiedensten Buntmetallproduktionen und in verschiedensten Weltgegenden. Künftige Arbeiten könnten diese Randbedingungen detaillierter abbilden. Bis solche differenzierte Daten zur Verfügung stehen, sollen die vorliegenden generischen Resultate verwendet werden, um das Risiko von Fehlentscheidungen durch Datenlücken zu vermindern.

7 Anhang I: Begriffe und Nomenklatur

Begriffe aus dem Primärressourcenabbau (Bergbau)

Abraum Ökonomisch uninteressantes, ein Erzlager umgebendes Gesteins-Material, welches meist am Ort der Mine deponiert wird (Insbesondere beim Kohlebergbau werden diese Deponien meist Halden genannt). Üblicherweise besteht Abraum aus → Overburden, → Waste Rock und → Tailings. Falls am Minenstandort auch die Verhüttung stattfindet, kann in Abraumdeponien auch → Schlacke gefunden werden.

Cobbed Ore Erzmaterial nach einem ersten Schritt der (manuellen) Sortierung, die noch in der Mine ausgeführt wird. Run-of-mine ore = erzführendes Material, wie es die Mine verlässt (inkl. Gangart). s. auch → Roherz

Erzkonzentrierung (auch Erzaufarbeitung, engl. *concentration* oder *processing*) Vorgang, bei dem vom insgesamt geförderten Bergbaumaterial das unerwünschte Material (→ Gangart) weitgehend abgetrennt wird und die erwünschten Zielminerale in einer höheren Konzentration erhalten werden (→ Konzentrat). Erzkonzentrierung besteht aus einer Reihe meist rein mechanischer Prozesse (Brechen, Mahlen, Sieben, Flottieren) unter Zugabe von Oberflächen-modifizierenden Mitteln (z.B. Xanthate, Salze, Stärke etc.). Teilweise können zusätzlich auch biologische oder chemische Prozesse zur Erzkonzentrierung eingesetzt werden (z.B. Rösten von sulfidhaltigen Erzen, Cyanid-Laugung von Golderzen, Bioleaching von Cu- und Co-Erzen).

Gangart (auch Begleitgestein, engl. *gangue*) das Roherz umgebendes, unerwünschtes Gestein, welches zusammen mit dem Roherz gefördert werden muss. Während der Erzkonzentrierung wird Gangart gemahlen und mit Wasser versetzt und bildet dann weitgehend die → Tailings-Abfälle.

Konzentrat (engl. *concentrate*) Erzmaterial nach der → Erzkonzentrierung (Abtrennung von Gangart) und vor der → Verhüttung (Reduktion zum Metall).

Overburden Ökonomisch uninteressantes Gesteins-Material, welches aber gefördert werden muss, um an erzführende Schichten zu gelangen. Zusammen mit → Tailings und → Waste Rock bildet Overburden den → Abraum einer Mine. Manchmal werden abzutragende Erdschichten (top soil) auch unter Overburden subsummiert.

Roherz Beim Bergbau gefördertes Material, bestehend aus den erwünschten Zielminerale und dem unerwünschten Begleitgestein (→ Gangart).

Schlacke Bei der → Verhüttung abgetrennte, unerwünschte oxidische Materialien von meist glasartiger Konsistenz. Die Schlackenabtrennung wird über Zugabe von Schlackenbildnern (z.B. CaO) gesteuert.

Tailings (engl.) (auch *processing waste* oder *mill waste*) Bei der Metallgewinnungskette anfallendes (unerwünschtes) schlammartiges Material, welches nach der Separierung der (erwünschten) Zielminerale vom → Roherz übrigbleibt. Im engeren Sinne wird mit Tailings nur die abgetrennte Fraktion aus der → Erzkonzentrierung anfallende, meist pulverisierte und mit Wasser versetzte → Gangart bezeichnet. Im weiteren Sinne werden seltener auch Abfälle wie → Overburden und →

Schlacke unter Tailings subsumiert (z.B. NRCAN 2006 ¹¹). Das in Tailings enthaltene Wasser wird in Tailings-Sedimentierbecken weitgehend abgetrennt und wieder der Erzkonzentrierung zugeführt.

Verhüttung (engl. *(primary) smelting*) Vorgang, welcher das (meist oxidische) Erzkonzentrat chemisch zum Metall reduziert. Dabei werden unerwünschte Oxide als Schlacke abgetrennt.

Waste Rock (auch discard, dirt, spoil) Derjenige Teil eines Erzlagers, welcher erwünschte Zielminerale enthalten kann, diese aber in so geringer Konzentration vorhanden sind, dass ihre Aufkonzentrierung zu teuer wäre. (IPPC 2004) Waste rock kann auch unter → Overburden subsumiert werden.

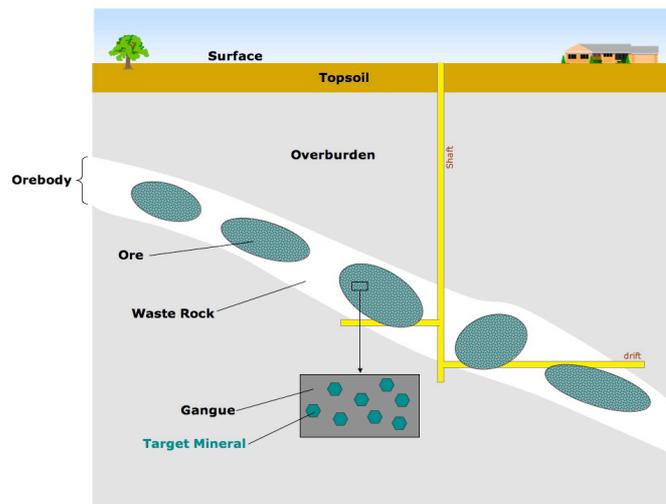


Abb. 7.1 Schematische Darstellung des Untertag-Bergbaus und von verschiedenen Materialkategorien (adaptiert aus IPPC 2004)

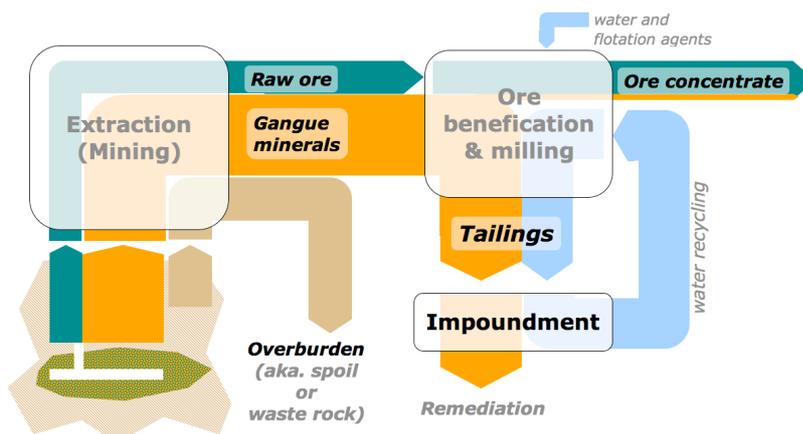


Abb. 7.2 Erzeugung von Tailings im Bergbau und Erzraffineringsprozess.

¹¹ "Tailings: Sludge, mineral residue and waste water (apart from final effluent) resulting from ore extraction or processing and the slag from pyrometallurgical operations." (NRCAN 2006)

8 Literatur

- Althaus et al. 2004 Althaus H.-J., Blaser S., Classen M. and Jungbluth N. (2004) Life Cycle Inventories of Metals. Final report ecoinvent 2000 No. 10. EMPA Dübendorf, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, CH.
- ATSDR 1997 ATSDR Agency for Toxic Substances and Disease Registry (1997) Public Health Assessment Triumph Mine Tailings . Prepared by U.S. Department of Health and Human Services , Public Health Service , Agency for Toxic Substances and Disease Registry , Division of Health Assessment and Consultation, Atlanta, Georgia. CERCLIS NO. IDD984666024. Download vom 13. Dezember 2006 von http://www.atsdr.cdc.gov/HAC/PHA/triumph/tri_p2.html
- ATSDR 2006 Agency for Toxic Substances and Disease Registry (2006) Public Health Assessment For Bauer Dump & Tailings Blackhawk Resin Company Tooele County, Utah July 25, 2006. Prepared by Environmental Epidemiology Program, Utah Department of Health, USA. Download vom 3. Februar 2007 von <http://www.atsdr.cdc.gov/HAC/PHA/Bauer%20DumpTailingsBlackhawkResinCompany/BauerDumpTailingsPHA072506.pdf>
- Boulet & Larocque 1998 Boulet M.P., Larocque ACL. (1998) A comparative mineralogical and geochemical study of sulfide mine tailings at two sites in New Mexico, USA. *Envir. Geol.* Volume 33, Numbers 2-3 / February, 1998. Download vom 20.1.07 von <http://www.springerlink.com/content/c0uukhbem0ef43fd/>
- Burtynsky 1996 Burtynsky E. (1996) Nickel Tailings No. 36, Sudbury, Ontario. Edward Burtynsky Photography, Toronto, Ontario, Canada, Download vom 29. Januar 2004 von http://www.edwardburtynsky.com/WORKS/Breaking_Ground/Tailings/Tailings_36.html
- Cotter & Brigden 2006 Cotter J., Brigden K. (2006) Acid Mine Drainage: the case of the Lafayette mine, Rapu Rapu (Philippines). GRL Technical Note 09/2006 October 2006, University of Exeter, UK. Download vom 23. Februar 2007 von http://www.greenpeace.to/publications_pdf/acid-mine-drainage.pdf
- Dehoust et al. 2004 G. Dehoust, P. Küppers, G. Schmidt, C. Neu (2004) Obertägige Verwertung immobilisierter Abfälle versus Versatz von Abfällen in Bergwerken – Vergleichende ökologische Bewertung unter besonderer Berücksichtigung der Langzeitsicherheit. Im Auftrag der Grube Teutschenthal Sicherungs GmbH & Co. KG, und anderen, Öko-Institut e.V. Darmstadt
- Diehl 2005 Diehl P. (2006) Chronology of major tailings dam failures. World Information Service on Energy, Nov 2006. Download vom 17. Januar 2007 von <http://www.wise-uranium.org/mdaf.html>
- Doka 2003 Doka G. (2003) Life Cycle Inventories of Waste Treatment Services. Final report ecoinvent 2000 No. 13. EMPA St. Gallen, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, CH.
- Dones 2003 Dones R. (2003) Kernenergie. In: Sachbilanzen von Energiesystemen: Grundlagen für den ökologischen Vergleich von Energiesystemen und den Einbezug von Energiesystemen in Ökobilanzen für die Schweiz (ed. Dones R.). Paul Scherrer Institut Villigen, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, CH,
- Dorronsoró et al. 2002 Dorronsoró C., Martín F., Ortiz, I. García I., Simon M., Fernandez E., Aguilar J., Fernandez J. (2002) Migration of Trace Elements from Pyrite Tailings in Carbonate Soils. *J. Environ. Qual.* 31:829–835. Download vom 15. Dezember 2006 von <http://jeq.scijournals.org/cgi/reprint/31/3/829.pdf>

- Downing & Gravel 2006 Downing B.W., Gravel J., (2006) Trace Element Geochemistry in Acid rock drainage. Download vom 8. Dezember 2006 von <http://technology.infomine.com/enviromine/ard/Introduction/Trace.htm>
- ecoinvent 2003 Swiss Centre for Life Cycle Inventories "ecoinvent data v1.01" Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, CH. ISBN 3-905594-38-2. 2003. Nur erhältlich für ecoinvent Mitglieder unter www.ecoinvent.ch.
- EMC 1998 Environmental Mining Council of BC (1998) Acid Mine Drainage: Mining & Water Pollution Issues in BC. Environmental Mining Council of BC and BC Wild, Victoria, British Columbia, Canada. Download vom 21. Juli 2004 von <http://www.miningwatch.org/emcbc/publications/amd.pdf>
- EPA 1994 Technical Resource Document Extraction And Beneficiation Of Ores And Minerals Volume 1 Lead-Zinc. EPA 530-R-94-011, U.S. Environmental Protection Agency, Office of Solid Waste, Special Waste Branch, Washington, DC. June 1994, Download vom 19. Juli 2003 von <http://www.epa.gov/epaoswer/other/mining/techdocs/leadzinc.pdf>
- EPA 2005 US EPA (2005) Copper Basin Mining District Case Study – Use of Cooperative Agreements Toward a Common Goal. U.S. Environmental Protection Agency (EPA) July 2005. Download vom 2. Februar 2007 von <http://www.epa.gov/superfund/programs/aml/tech/copperbasin.pdf>
- FAO 2000 FAO (2000) Global Agro-Ecological Zones system 2000 – Plate 01 Average annual precipitation data. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) Rome, Italy. International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA) Laxenburg, Austria. Download vom 13. Januar 2004 von <http://www.iiasa.ac.at/Research/LUC/GAEZ/plt/pa.htm?map=01>
- Finger & Kohler 2000 Finger D., Kohler C. (2000) Metallrückgewinnung aus Siedlungsabfall Einführung des PECK (PSI-Eberhard Recycling-CT Umwelttechnik-Küpat)-Verfahrens in Kehrlichtverbrennungsanlagen zur Behandlung von Siedlungsabfall. Semesterarbeit ETH Zürich SS 2000, Departement XB Umweltnaturwissenschaften. Download vom 19. Dezember 2005 von <http://n.ethz.ch/student/fingerd/download/Semesterarbeit1.pdf>
- Frischknecht et al. 1994 Frischknecht R., Hofstetter P., Knoepfel I., Dones R. and Zollinger E. (1994) Ökoinventare für Energiesysteme. Grundlagen für den ökologischen Vergleich von Energiesystemen und den Einbezug von Energiesystemen in Ökobilanzen für die Schweiz. 1. Gruppe Energie - Stoffe - Umwelt (ESU), Eidgenössische Technische Hochschule Zürich und Sektion Ganzheitliche Systemanalysen, Paul Scherrer Institut Villigen, Bundesamt für Energie (Hrsg.), Bern
- Frischknecht et al. 1996 Frischknecht R., Bollens U., Bosshart S., Ciot M., Ciseri L., Doka G., Dones R., Gantner U., Hischier R. and Martin A. (1996) Ökoinventare von Energiesystemen: Grundlagen für den ökologischen Vergleich von Energiesystemen und den Einbezug von Energiesystemen in Ökobilanzen für die Schweiz. 3. Gruppe Energie - Stoffe - Umwelt (ESU), Eidgenössische Technische Hochschule Zürich und Sektion Ganzheitliche Systemanalysen, Paul Scherrer Institut, Villigen, Bundesamt für Energie (Hrsg.), Bern, CH.
- Garcia-Meza et al. 2006 Garcia-Meza J.V., Carrillo-Chavez A., Morton-Bermea O. (2006) Sequential extractions on mine tailings samples after and before bioassays: implications on the speciation of metals during microbial re-colonization. Environ Geol (2006) 49: 437–448 . Download vom 21. Dezember 2006 von <http://www.springerlink.com/content/f145t7q511570073/fulltext.pdf>
- Goedkoop et al. 2001 M.Goedkoop, R.Spriensma, R.Müller-Wenk, P.Hofstetter, T.Köllner, T.Mettier, A.Braunschweig, R.Frischknecht, D.van de Meent, M.Rikken, T.Breure, R.Heijungs, E.Lindeijer, H.Sas, S.Effting: "The Eco-indicator 99: A Damage Oriented Method for Life Cycle Impact Assessment. Methodology Report". Third Edition, Amersfoort: Pré

- Consultants, 2001. Download vom 7. April 2005 von <http://www.pre.nl/eco-indicator99/ei99-reports.htm>
- Guinée et al. 2001 Guinée J.B. (Ed.), Gorée M., Heijungs R., Huppes G., Kleijn R., de Koning A., van Oers L., Wegener Sleeswijk A., Suh S., Udo de Haes H.A., de Bruijn H., van Duin R., Huijbregts M.A.J., Lindeijer E., Roorda A.A.H., van der Ven B.L., Weidema B.P. (2001) Life Cycle Assessment – a operational guide to the ISO standards – part 2a Guide. Ministry of Housing, Spatial Planning and Environment (VROM) and Centre of Environmental Science (CML), Leiden University, Netherlands. Download vom 17. Mai 2001 von <http://www.leidenuniv.nl/interfac/cml/lca2>
- Hadjibiros et al. 2005 Hadjibiros K., Mantziaras I.D., Sakellariadis D.G., Giannakidou C. and Katsiri A. (2005) "Pollution Risk Assessment From European Mining Sites And Preliminary Results From Tailings Dams In Greece " Department of Civil Engineering, National Technical University of Athens. Proceedings of "Protection And Restoration Of The Environment VIII", 3 - 7 July 2006 Chania , Greece. Download vom 22. Dezember 2006 von <http://www.itia.ntua.gr/~kimon/Chania.ppt> , see also <http://www.ath.aegean.gr/srcosmos/showpub.aspx?aa=6555>
- Hernandez et al. 2007 Hernandez C.M., Banza A.N., Gock E. (2007) Recovery of metals from Cuban nickel tailings by leaching with organic acids followed by precipitation and magnetic separation. J Hazard Mater. 2007 Jan 2;139(1):25-30. Dowload vom 13. Dezember 2006 von http://www.ncbi.nlm.nih.gov/entrez/query.fcgi?cmd=Retrieve&db=pubmed&dopt=Abstract&list_uids=17084523
- IAEA 2003 Database of Natural Matrix Reference Materials (2003). International Atomic Energy Agency (IAEA). Download vom 15. Dezember 2006 von <http://www-naweb.iaea.org/nahu/nmrm/nmrm2003/default.htm>
- IPPC 2004 Integrated Pollution Prevention and Control (IPPC) "Reference Document on Best Available Techniques for Management of Tailings and Waste-rock in Mining Activities" European Comission Joint Research Centre. Retrieved 8.1.2007 from <http://www.jrc.es/pub/english.cgi/d1056340/25%20Reference%20Document%20on%20Best%20Available%20Techniques%20for%20Management%20of%20Tailings%20and%20Waste-rock%20in%20Mining%20Activities%20-%202021.2%20Mb>
- Koerth 2002 Koerth J. (2002) EXPANDED ENGINEERING EVALUATION/COST ANALYSIS (EEE/CA) FOR THE McLAREN TAILINGS SITE COOKE CITY, MONTANA Montana Department of Environmental Quality, Mine Waste Cleanup Bureau, May 2002. Download vom 14. Februar 2007 von <http://deq.mt.gov/AbandonedMines/linkdocs/Mclaren/APPENDIX-A.pdf>
- Laliberte & Tremblay 2002 Laliberte D., Tremblay G. (2002) Metal, PCB, Dioxin and Furan Concentrations in Fish and Sediments from Four Lakes in Northern Québec in 2001. Québec. Ministère de l'Environnement. Direction du suivi de l'état de l'environnement. Envirodoq no ENV/2002/0203. Report no. QE-129. Download vom 24. Dezember 2006 von http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/eco_aqua/chibougamau/rapport-en.pdf , s. auch <http://www.beesum-communications.com/nation/archive/12-20/OJ/poisoned.pdf>
- Lazar 2002 Lazar F.F. (2002) Geochemistry of the environment in the areas of mining works from Aries Valley (Apuseni Mountans, Romania). Abridged version of PhD Thesis. Department of Geology, Babes-Bolyai University, Romania. Download vom 20. Januar 2007 von <http://bioge.ubbcluj.ro/~forray/pub/abridged.pdf>
- Matheis et al. 1998 Matheis, G., Schreck, P. , Jahn, S.1 & Lorenz, R. (1998) Schwermetallaustrag aus Haldenmaterial des Kupferschieferbergbaues: in-situ- Laugungsexperimente in Helbra, Mansfelder Land. Institut für Angewandte Geowissenschaften, Technische Universität Berlin. Download vom 15. Februar 2007 von <http://www.lagerstaetten.tu-berlin.de/forschung/Matheis/matheis.html>

- McLemore et al. 2006 McLemore VT., Donahue K, Phillips E, Dunbar N, Smith M, Tachie-Menson S, Viterbo V, Lueth V W, and Campbell AR (2006) Petrographic, Mineralogical And Chemical Characterization Of Goathill North Mine Rock Pile, Questa Molybdenum Mine, Questa, New Mexico. Paper presented at the 2006 Billings Land Reclamation Symposium, June, 2006, Billings, Mt. Published by ASMR, 3134 Montavesta Rd., Lexington, KY 40502. Download vom 23. Dezember 2006 von http://geoinfo.nmt.edu/staff/mclemore/documents/Mclemore_NM_billings06_final.doc
- MIMI 2004 Höglund L.O., Herbert R. (Ed) (2004) MiMi - Performance Assessment - Main Report. Mitigation of the environmental impact from mining waste (MiMi) Lulea University of Technology, Sweden. Download vom 17. Januar 2007 von <http://www.misttra.org/download/18.c791f4103209a06ec80005948/MiMi-PAMainReport.pdf>
- Muwanga 1997 Muwanga A. (1997) Environmental impact of mine waste disposal at Kilembe copper mine, Uganda. Braunschweiger Geowiss. Arb. 21. Download vom 12. Februar 2006 von http://www.iug.tu-bs.de/users/walterpohl/html/uganda_waste_disposal/index.html
- Nash 2000 Nash J.T. (2000) Hydrogeochemical Data For Historic Mining Areas, Humboldt Watershed And Adjacent Areas, Northern Nevada. U.S. Geological Survey, Denver CO, Open-File Report 00-459. Download vom 12. Dezember 2006 von <http://pubs.usgs.gov/of/2000/ofr-00-0459/HDOINTF.DOC> , sowie Daten aus <http://pubs.usgs.gov/of/2000/ofr-00-0459/xls/HGX67C.XLS> und <http://pubs.usgs.gov/of/2000/ofr-00-0459/xls/HW90MS.XLS>
- Nash 2005 Nash J.T. (2005) Hydrogeochemical Studies of Historical Mining Areas in the Humboldt River Basin and Adjacent Areas, Northern Nevada. U.S. Geological Survey, Reston, Virginia. Scientific Investigations Report 2004-5236. Download vom 12. Dezember 2006 von http://pubs.usgs.gov/sir/2004/5236/pdf/SIR_2004-5236.pdf
- NEOSYS 2002 M. Liechti "Verwertung versus Deponierung von Metallhydroxidschlämmen" Schweizerische Stiftung für Oberflächentechnik (SSO) und BUWAL, Bericht 91.4014, NEOSYS AG Gerlafingen.
- NRCAN 2006 Natural Resources Canada (2006): Minerals and Metals a World to Discover - Glossary. Natural Resources Canada (NRCAN), Minerals and Metals Sector, Government of Canada. Version vom 1. Sept 2006 von http://www.nrcan.gc.ca/mms/scho-ecol/glos_e.htm
- OK Tedi 2002 Tailing Geochemistry. Unreferenced Report from OK Tedi site. Download vom 29.2.07 von <http://www.oktedi.com/reports/reports/72/4112TailingGeochem.pdf?PHPSESSID=30a4eba40ced8c774ec66eb92235ba3f>
- Price & Errington 1997 Price W.A., Errington J.C. (1998) Draft Guidelines For Metal Leaching and Acid Rock Drainage at Minesites in British Columbia. Ministry of Employment and Investment, Energy and Minerals Division, British Columbia, Canada, October 1997. Robinson et al. 2004 Robinson B., Bus A., Diebels B., Froehlich E., Grayson R. (2004) Tailings Disposal Options for the Kensington Mine at Berners Bay Near Juneau, Alaska. NOSB paper, 2004 Alaska Ocean Sciences Bowl. Download vom 6. Februar 2006 von <http://www.uaf.edu/seagrant/nosb/papers/2004/midas-tailings.html>
- Spieß 2002 Spiess E. (2002) Schweizer Weltatlas – Nachgeführte und erweiterte Auflage. Lehrmittelverlag des Kantons Zürich. 2002.
- SSO 2002 Schweizer Stiftung für Oberflächentechnik (SSO) (2002) Qualitätsnorm Entsorgung von Metallhydroxidschlämmen. Schweizer Stiftung für Oberflächentechnik, Gerlafingen. Download vom 19. September 2005 von http://www.sso-fsts.ch/deutsch/kom/pck_Norm2003-03-29.pdf
- Sulovsky & Zeman 2000 Sulovsky P., Zeman J. (2000) Anthropogenic impacts on weathering processes: man-induced atmosphere - water - rock interactions on global- to micro-scale IGCP Project No. 405. Download vom 23. Februar 2007 von <http://www.sci.muni.cz/~sulovsky/stateart.htm>

- Thoms 2006 Thoms B. (2006) Fact Sheet Former Opp Mine Cleanup. Department of Environmental Quality, State of Oregon, Download vom 13. Dezember 2006 von <http://www.deq.state.or.us/wmc/pubs/factsheets/cu/FormerOppMineCleanup.pdf>
- Tyler et al. 2004 Tyler G., Dubuisson C., Ruiz M.J., Carrasco R., Sánchez-Rodas D., Pérez R., Sarmiento A.M., Nieto J.M. (2004) Optimization of Major and Trace Elements Determination in Acid Mine Drainage Water Samples by USN-ICP-OES. Download vom 12. Dezember 2006 von http://cetac.com/pdfs/U5000_MineDrainagePoster.pdf
- USGS 2005 US. Geological Survey (2005) Mineral Year Books (Länderproduktionsdaten von Mineralressourcen). Download vom 2. Februar 2007 von <http://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/commodity>
- Van Zyl 2002 van Zyl D., Sassoon M., Digby C., Fleury A-M., Kyeyune S. (2002) Mining for the Future – Appendix J: Grasberg Riverine Disposal Case Study. Mining, Minerals and Sustainable Development Project Report 68c, International Institute for Environment and Development (IIED), World Business Council for Sustainable Development, April 2002. Download vom 28.2.07 von http://www.unr.edu/mines/mlc/presentations_pub/Pub_LVW/68c_mftf-j.pdf
- von Arx 2006 von Arx U. (2006) Kupfer – Verbrauch, Umwelteinträge und -vorkommen. Umwelt-Wissen Nr. 0601. Bundesamt für Umwelt (BAFU), Bern. Download vom 20. November 2006 von <http://www.bafu.admin.ch/php/modules/shop/files/pdf/phpVIRqmh.pdf>
- Wels et al. 2000 Wels, C., Shaw, S., and Royle, M.(2000): "A Case History Of Intrinsic Remediation Of Reactive Tailings Seepage For Questa Mine". Paper presented at the ICARD 2000 Conference, Proceedings Volume 1, pp. 441-458, May 2000, Denver, Colorado. Download vom 8. Dezember 2006 von <http://www.robertsongeoconsultants.com/papers/ICARDpaper.pdf>
- Ye et al. 2002 Ye Z. H., Shu W. S., Zhang Z. Q., Lan C. Y. and Wong M. H. (2002) Evaluation of major constraints to revegetation of lead/zinc mine tailings using bioassay techniques. Chemosphere, Volume 47, Issue 10, June 2002, Pages 1103-1111. Download vom 21. Dezember 2006 von http://www.sciencedirect.com/science?_ob=ArticleURL&_udi=B6V74-455VKKN-9&_coverDate=06%2F30%2F2002&_alid=512622669&_rdoc=1&_fmt=&_orig=search&_qd=1&_cdi=5832&_sort=d&_view=c&_acct=C000050221&_version=1&_urlVersion=0&_userid=10&md5=809bb7fb052e71aa89d868d9b27c92c9