

Ergänzendes Kurzgutachten:
Altlasten Muttenz -
Toxikologische Beurteilungswerte für
Bor, Chrom, Methylnaphthalin

Bearbeitung:

Dr. Martin Hassauer,
Dr. Fritz Kalberlah,
FoBiG GmbH
Freiburg i.Br.

Freiburg, 1.November 2007

1 Hintergrund und Aufgabenstellung

Das Forschungs- und Beratungsinstitut Gefahrstoffe (FoBiG) GmbH, Freiburg, war im Jahr 2007 bei der Gefährdungsabschätzung zu den Altlasten Feldreben und Rothausstraße in Kooperation mit der Fa. Sieber, Cassina und Partner AG, Bern, und Tecova AG, Wohlen im Auftrag der Einwohnergemeinde Muttenz mit einem toxikologischen Gutachten beteiligt. Dabei wurden verschiedene altlastenrelevante Stoffe in knapper Form human- und ökotoxikologisch beurteilt und jeweils Beurteilungswerte ermittelt, die für die Gefährdungsabschätzung herangezogen werden können. Ergänzend zu diesem Gutachten werden im Folgenden nach identischer Methodik kurze Bewertungen zu drei weiteren Substanzen vorgenommen, die bei der Beurteilung der Altlast Margelacker eine Rolle spielen. Es handelt sich um

- Bor,
- Chrom VI,
- Methylnaphthalin.

Details zur Methodik und Hintergrund der Bewertung sind dem Hauptgutachten zu entnehmen. Das folgende Ergänzungsgutachten enthält die entsprechende Bewertung. Es konnte jeweils auf bestehende Bewertungen zurückgegriffen und diese der bestehenden Situation angepasst werden. Das Vorliegen neuerer Daten und eine kritische Überprüfung der bestehenden Bewertungen wurde im vorliegenden Rahmen nicht vorgenommen.

2 Bor

Bor steht in diesem Zusammenhang für Borsäure und Salze der Borsäure (Borate) und Boroxid (quantifiziert als Bor).

2.1 Expositionsdaten

Für eine Gefährdungsabschätzung im Grundwasser wird der mittlere Konzentrationswert des Grundwasserleiters der Deponie Margelacker zu Grunde gelegt (Messwerte in µg/l, Datei SO966G-Grundwasserwerte.xls). Dieser ist 281 µg/l.

2.2 Toxizität

Kurzcharakterisierung der Humantoxizität:

Bei akuter oraler Exposition des Menschen wurden gastrointestinale Effekte (Erbrechen, Übelkeit) beobachtet. In Tierstudien zeigten sich bei Exposition gegenüber hohen Dosen vor allem neurotoxische Effekte und Verfärbungen von Haut und Schleimhäuten. Bei mehrmaliger bis chronischer Exposition von Nagern erwiesen sich reproduktionstoxische und fruchtschädigende Effekte als empfindlichste Endpunkte. Diese werden auch meist zur Ableitung von Richtwerten herangezogen (siehe im Folgenden). Fruchtschäden zeigten sich zuerst in Form verringerter Fetalgewichte und Skelettvariationen, bei höheren Dosen auch Fehlbildungen und erhöhte Sterblichkeit der Nachkommen. Bei chronischer Exposition traten weiterhin Gewichtsminderung, Testesatrophie und Störungen der Spermatogenese auf.

Gentoxizität/Kanzerogenität: Bor wird generell nicht als gentoxisch bewertet. Die vorliegenden Kanzerogenitätstudien ergaben keine Hinweise auf eine behandlungsbedingte krebserzeugende Wirkung, jedoch sind alle Studien mit konzeptionellen Mängeln behaftet.

Einstufungen:

EU: Vorlagebeschluss des Europäischen Chemikalienbüros ECB: RE2/RF2:, R60/61 (entwicklungsschädigend, fruchtschädigend)

2.3 Tolerable Körperdosis

Verschiedene Institutionen leiteten tolerable Körperdosen auf Basis der fruchtschädigenden Effekte von Bor ab. Die folgende Tabelle 1 fasst die wichtigsten dokumentierten Werte für eine tolerierbare Körperdosis für Bor zusammen. Die Werte der WHO, EPA und von Grohmann et al. (dt. Trinkwasserverordnung) wurden auf Basis derselben Studie abgeleitet und unterscheiden sich aufgrund einer unterschiedlichen Methodik, jedoch nur geringfügig (NOAEL mit unterschiedlichen Sicherheitsfaktoren bzw. Benchmark-Dosisableitung).

Wert	Begriff	Quelle	Bemerkung
160 µg/kg · d	Tolerable daily intake (TDI)	WHO, 2006 (DWGL)	orale Exposition, Fruchtschäden, Ratte
200 µg/kg · d	Reference dose (RfD)	EPA, 2007	orale Exposition, Fruchtschäden, Ratte
300 µg/kg · d	Tolerable daily intake TDI	Dieter, 2003	orale Exposition, Fruchtschäden, Ratte

Tabelle 1: Tolerierbare Körperdosis für Bor; Auswahl verschiedener Richtwerte (für Risikoabschätzung ausgewählter Wert im Fettdruck)

2.4 Grundwasser

Aus den o.g. tolerablen Körperdosen lässt sich unter der Annahme einer 100% Ausschöpfung (d.h. Belastung alleine über diesen Pfad) ein Konzentrationswert-Analog von gerundet 5000 µg/l (WHO) ableiten. Der von der LAWA (2004) abgeleitete Geringfügigkeitsschwellenwert beinhaltet auch ökotoxikologische Kriterien und ist aus diesem Grunde nicht vergleichbar.

Wert [µg/l]	Begriff	Quelle	Bemerkung
740	Geringfügigkeitsschwellenwert Grundwasser	LAWA, 2004	Keine publizierte Begründung
5000	Konzentrationswert-Analog (100% Auslastung des TDI)	WHO, 2006	Basis TDI (WHO)

Tabelle 2: Vergleichswerte für Bor im Grundwasser (für die Gefährdungsabschätzung herangezogener Wert in Fettschrift hervorgehoben)

2.5 Trinkwasser

Bei der Ableitung der Trinkwasserwerte wurde von WHO, EPA und Grohmann et al. eine zusätzliche Aufnahme auch über andere Pfade (z.B. Nahrung) durch eine Quotierung der Aufnahme berücksichtigt. Der Unterschied der Werte von WHO bzw. EPA basiert i.w. auf der Annahme unterschiedlicher Ausschöpfungsraten der tolerablen Körperdosis. Da in Regionen mit höherer Borbelastung der Böden der toxikologisch basierte Richtwert der WHO für Trinkwasser überschritten werden kann, wurde er von der WHO als vorläufig gekennzeichnet (vgl. Tabellen 2,3).

Wert [$\mu\text{g/l}$]	Begriff	Quelle	Bemerkung
500	Provisional Drinking Water Guideline	WHO, 2006 (DWGL)	Ausschöpfung des TDI zu 10%
1400	Health Reference Level	EPA, 2007 (IRIS)	Ausschöpfung der RfD zu 20%
1000	Grenzwert Trinkwasser (Deutschland)	Grohmann et al., 2003	toxikologisch basierter Wert, selbe Basis wie WHO und EPA
1000	Grenzwert Trinkwasser (EU)	EU, 1998	keine publizierte Begründung

Tabelle 3: Vergleichswerte für Bor im Trinkwasser (für die Gefährdungsabschätzung herangezogener Wert in Fettschrift hervorgehoben)

2.6 Ökotoxizität

Für die vorliegende Gefährdungsbeurteilung stehen die ökotoxikologischen Werte für den aquatischen Bereich im Vordergrund. Angesichts der niedrigsten abgeleiteten PNEC von $75 \mu\text{g/l}$ eines EU-Gremiums zeigt sich, dass die ökotoxikologischen Wirkungen vermutlich als kritischer im Vergleich zu humantoxikologischen Wirkungen zu betrachten sind.

Wert	Begriff	Quelle	Bemerkung
1340 $\mu\text{g/l}$	PNEC (Wasser)	HERA, 2007	Basis: Borsäure
75 $\mu\text{g/l}$	PNEC (Wasser)	CSTEE, 2003	Basis: Borsäure
3290 $\mu\text{g/kg}$	PNEC (Sediment)	HERA, 2007	Basis: Borsäure

Tabelle 4: Vergleichswerte für Bor (Ökotoxizität, für die Gefährdungsabschätzung herangezogener Wert in Fettschrift hervorgehoben)

2.7 Repräsentativität

Alle genannten Borverbindungen werden wegen ähnlicher Eigenschaften zusammen betrachtet.

2.8 Zusammenfassung

Die vorliegenden Richtwerte zu Bor basieren alle auf derselben Toxizitätsstudie mit Borsäure, die geringen Unterschiede ergeben sich durch verschiedene Ableitungsmethodiken. Es wird vorgeschlagen, den halben Konzentrationswert –Analog als maßgebliches Kriterium für die humantoxikologische Gefährdungsabschätzung heranzuziehen. Die vorgefundenen Belastung unterschreitet die maßgeblichen Beurteilungswerte. Das Ergebnis ist in der folgenden Abbildung 1 zusammengefasst.

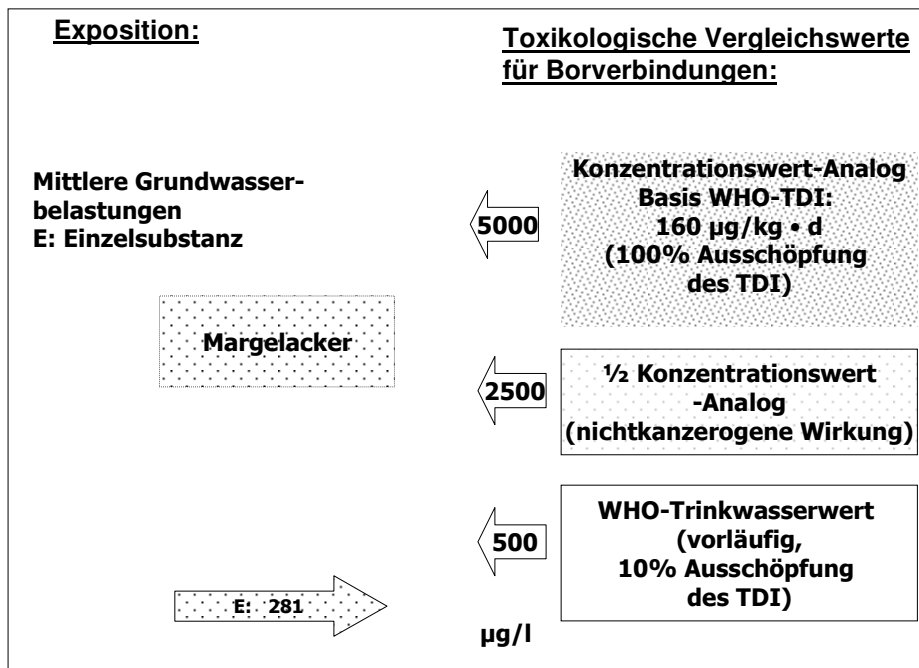


Abbildung 1: Schematische Gegenüberstellung – Konzentration Bor in den Grundwasserleitern in Verhältnis zu toxikologischen Vergleichswerten für das Grundwasser

Unter dem Aspekt der Ökotoxikologie sind Borverbindungen kritischer als hinsichtlich humantoxischer Wirkungen, der entsprechende PNEC liegt bei 75 µg/l. Dieser Wert wird unter Berücksichtigung von Verdünnungsfaktoren bei der vorliegenden Altlast nicht überschritten.

3 Chrom

Chrom kommt vor allem in den Wertigkeitsstufen 3⁺ und 6⁺ (Chromate) vor. Da Chrom oft nur als Gesamtchrom in Umweltmedien analytisch erfasst wird, stellt es eine konservative Bewertung da, Gesamtchrom als Chrom (VI) zu bewerten, da Chrom (III) deutlich weniger toxisch als Chrom (VI) ist. Die Auswertung (unten) liefert auch einige Hinweise auf eine Bewertung von Chrom (III) oder Gesamtchrom im Standardfall, wobei wegen des unsicheren und standortabhängigen Verhältnisses zwischen Chrom (VI) und Chrom (III) in Umweltmedien Bewertungen von Gesamtchrom relevante Bewertungsunsicherheiten enthalten. Chrom(VI)-Verbindungen sind besser wasserlöslich.

3.1 Expositionsdaten

Für eine Gefährdungsabschätzung im Grundwasser wird der mittlere Konzentrationswert des Grundwasserleiters der Deponie Margelacker zu Grunde gelegt (Messwerte in µg/l, Datei SO966G-Grundwasserwerte.xls). Dieser ist 1,3 µg/l (bestimmt als Chrom gesamt).

3.2 Toxizität

Kurzcharakterisierung der Humantoxizität:

In Form von Chrom(III) gehört das Metall zu den essentiellen Spurenelementen, der tägliche Bedarf liegt bei etwa 0,5-2 µg.

Bei akuter Aufnahme hoher oraler Dosen von Chromaten wurden beim Menschen gastrointestinale Beschwerden sowie Leber- und Nierenschädigung beschrieben, bei Tieren auch Neurotoxizität. Längerfristige orale Exposition bewirkte beim Menschen ähnliche Effekte wie bei Kurzzeitexposition. Bei Tieren wurden in den vorliegenden Studien immuntoxische Effekte berichtet, weiterhin liegen aus einer Studie Hinweise auf massive Schäden der männlichen und weiblichen Reproduktionsorgane vor. In Studien zur Fruchtschädigung wurden durch Chrom (VI) verringerte Wurfgrößen, vermehrte Resorptionen und Implantationsverluste sowie Entwicklungsverzögerungen verursacht. Bei inhalativer Exposition verursachten Chromverbindungen (vor allem Chrom VI) bereits bei niedrigen Expositionskonzentrationen deutliche Schädigungen der Atemwege und können hautsensibilisierend wirken. Chrom(III)-Verbindungen sind generell weniger toxisch als Chrom(VI)-Verbindungen (siehe auch entsprechende Richtwerte, im Folgenden). Unlösliches Chrom(III)oxid ist relativ untoxisch und bewirkte selbst nach Gabe hoher Dosen im Langzeitversuch keine schädlichen Effekte.

Gentoxizität/Kanzerogenität: Während Chrom(III)-Verbindungen als nicht gentoxisch (oder mutagen nur bei toxischen Dosen) angesehen werden, sind Chrom(VI)-Salze in vitro und in vivo mutagen. Die krebserzeugende Wirkung nach inhalativer Exposition bei Mensch und Tier gilt als gesichert. Risikoabschätzungen für orale Exposition lagen bisher nicht vor.

Nach einer neuen Studie mit Verabreichung von Natriumdichromatdihydrat mit dem Trinkwasser (NTP, TR 546, 2007) wurde jedoch auch für orale Verabreichung von Chrom VI an Ratten und Mäuse eine eindeutige kanzerogene Wirkung im Darm festgestellt. Eine 10% Inzidenz lag bei weiblichen Mäusen bei 3.9 mg/kg x d (oder

26,7 mg/L als Chrom). Dies würde bei linearer Extrapolation einem Risiko von 1:100000 bei 2 µg/l entsprechen (zusätzliches nominelles Risiko, bei lebenslanger Exposition gegenüber mit 2 µg/l Chrom VI –belastetem Trinkwasser, an Krebs zu erkranken).

Einstufungen:

EU: Chrom(VI)-Verbindungen: Carc.Cat.1 (z.T. 2 oder 3), Muta Cat.2, Repro. Cat. 2 (z.T. 3 oder keine Einstufung)

IARC: Chrom(VI): 1; Chrom(III): 3

DFG: 2 (Chromate, mit Ausnahme: 1 für Zinkchromat)

EPA: Chrom(VI): A (Inhalation), D (oral); Chrom(III): D

R-Sätze: Bsp. Natriumdichromat (andere z.T. abweichend): 45,46, 60, 61,8,21,25, 26, 34, 42/43, 48/23,50/53

3.3 Tolerable Körperdosis

Die tolerablen Körperdosen verschiedener Institutionen für orale Exposition gegenüber Chromsalzen (alle für nichtkanzerogene Effekte) sind in der folgenden Tabelle 5 zusammengefasst.

Wert	Begriff	Quelle	Bemerkung
5 µg/kg • d	TRD, vorläufig	Kalberlah, 1999	Chrom(VI), orale Exposition
3 µg/kg • d	Reference dose (RfD)	EPA, 2007 (IRIS)	Chrom(VI), orale Exposition
1500 µg/kg • d	Reference dose (RfD)	EPA, 2007 (IRIS)	Chrom(III), orale Exposition
3 µg/kg • d	provisional guidance	ATSDR, 2005a	Chrom gesamt, orientiert am essentiellen Bedarf
5 µg/kg • d	TDI	Grohmann et al. , 2003	Chrom(VI), orale Exposition

Tabelle 5: Tolerierbare Körperdosis für Chrom; Auswahl verschiedener Richtwerte

Unter Vorsorgegesichtspunkten sollte jedoch auch berücksichtigt werden, dass eine krebserzeugende Wirkung über den oralen Pfad derzeit nicht ausgeschlossen werden kann (vgl. Sedman et al., 2006).

3.4 Grundwasser

Es liegt ein Konzentrationswert nach Altlastenverordnung der Schweiz für Chrom VI vor. Eine explizite Begründung dafür ist uns nicht bekannt. Da der Wert jedoch in der Höhe identisch ist mit dem Trinkwasserwert der FIV (vgl. Abschnitt 3.5), ist davon auszugehen, dass bereits eine Quotierung vorgenommen wurde (nur ein Anteil an der Gesamtbelastung wurde dem Trinkwasser zugeordnet, vermutlich 10%). Der Wert wurde jedoch ohne Berücksichtigung der neuerlich gezeigten kanzerogenen Wirkung auch bei oraler Aufnahme abgeleitet. Im vorliegenden Rahmen konnte nur eine ungefähre Abschätzung einer krebserzeugenden Wirkstärke unter Unterstellung

einer linearen Dosis-Risikobeziehung vorgenommen werden. Eine detaillierter Bewertung und entsprechende Diskussion dieser Thematik in nationalen und internationalen Gremien wird empfohlen. Nach der vorläufigen Bewertung wäre der Konzentrationswert der Schweizer Altlastenverordnung noch mit einem relevanten Krebsrisiko verknüpft. Es wird daher empfohlen, bis zu einer umfassenden Bewertung von Chrom VI bereits bei einer Überschreitung von Chrom VI-Konzentrationen von 2 µg/l einen Überwachungsbedarf vorzusehen und den derzeitigen Konzentrationswert von 20 µg/l auszusetzen. Der von der LAWA (2004) abgeleitete Geringfügigkeitsschwellenwert beinhaltet auch ökotoxikologische Kriterien und ist aus diesem Grunde nicht vergleichbar.

Wert [µg/l]	Begriff	Quelle	Bemerkung
20	Konzentrationswert	Altlastenverordnung, 2000 (Schweiz) http://www.admin.ch/ch/d/sr/8/814.680.de.pdf	Wert für Chrom(VI), keine publizierte Begründung
7	Geringfügigkeitsschwellenwert Grundwasser für Chrom(III)	LAWA, 2004	keine publizierte Begründung
175	Konzentrationswert-Analog (100% Auslastung des TRD für Chrom(VI))	Kalberlah, 1999	berechnet auf Basis TRD
52500	Konzentrationswert-Analog (100% Auslastung der RfD für Chrom(III))	EPA, 2007	berechnet auf Basis RfD
105	Konzentrationswert-Analog (Chrom gesamt)	ATSDR, 2005a	berechnet auf Basis provisional guidance
175	Konzentrationswert-Analog (100% Auslastung des TDI für Chrom (VI))	Grohmann et al. , 2003	Basis TDI (Grohmann et al.)

Tabelle 6: Vergleichswerte für Chrom im Grundwasser, alle ohne Berücksichtigung der krebserzeugenden Wirkung auf dem oralen Pfad

Die Anforderungen für Fließgewässer in der Schweiz (Gewässerschutzverordnung, 1998/2005) sind im Vergleich zum noch bestehenden Konzentrationswert Grundwasser höher, der Anforderungswert für Chrom gesamt ist 5 µg/l, für Chrom (III) und Chrom(VI) (gelöst) je 2 µg/l. Demnach wäre der Wert der Gewässerschutzverordnung mit geänderter Begründung für die Gefährdungsabschätzung in Altlasten heranzuziehen, bis eine differenzierte Bewertung unter Berücksichtigung der neuesten Daten vorliegt.

3.5 Trinkwasser

Die vorliegenden Trinkwasserwerte variieren um einen Faktor von 5, wobei zwischen der Bewertung von Chrom (gesamt) und Chrom(VI) zu unterscheiden ist. Die FIV leitete einen Wert für Chrom(VI) ab. Alle anderen Richtwerte sind unter dem Aspekt einer gleichzeitigen Exposition gegenüber Chrom(III) und Chrom(VI) abgeleitet, wobei die Toxizität von Chrom(VI) dominiert (vgl. Tabelle 7). Angesichts der toxikologisch basierten Konzentrationswert-Analoge (siehe Abschnitt 3.4) besteht noch ein Sicherheitsabstand im Hinblick auf Exposition durch andere Quellen (z.B.

Nahrung). Aber auch in dieser Bewertung geht die krebserzeugende Wirkung von Chrom VI nach oraler Aufnahme nicht ein. Es wird empfohlen, das oben kalkulierte Risiko von 1:100.000 als Maßstab für die Etablierung eines Trinkwasserwerts heranzuziehen. Ohne zusätzliche Quotierung ergibt sich ein risikobasierter Trinkwasserwert von 2 µg/l.

Wert	Begriff	Quelle	Bemerkung
20µg/l	Grenzwert Trinkwasser	FIV, Schweiz, EDI, 1998/2005 http://www.admin.ch/ch/d/sr/8/817.021.23.de.pdf	Wert für Chrom(VI), keine publizierte Begründung
50 µg/l	Provisional Drinking Water Guideline	WHO, 2006 (DWGL)	für Chrom gesamt, „considered to be unlikely to give rise to significant risks to health“
50 µg/l	Grenzwert Trinkwasser (EU)	EU, 1998	für Chrom gesamt keine Begründung
50 µg/l	Grenzwert Trinkwasser (Deutschland)	Grohmann et al., 2003	für Chrom gesamt, toxikologisch basierter Wert für Chrom(VI): 20 µg/l
100 µg/l	Maximum Contaminant Level	EPA, 2006	für Chrom gesamt, Basis RfD
100 µg/l	Maximum Contaminant Level Goal	EPA, 2006	für Chrom gesamt, Basis RfD

Tabelle 7: Vergleichswerte für Chrom im Trinkwasser, jedoch ohne die neuerlich gezeigte krebserzeugende Wirkung von Chrom nach oraler Exposition

3.6 Ökotoxizität

Für die vorliegende Gefährdungsbeurteilung stehen die ökotoxikologischen Werte für den aquatischen Bereich im Vordergrund. Angesichts der niedrigsten abgeleiteten PNEC von 4,7 µg/l für Chrom (III) bzw. 3,4 µg/l für Chrom (VI) eines EU-Gremiums zeigt sich, dass die ökotoxikologischen Wirkungen vermutlich ähnlich kritisch wie die humantoxikologischen Wirkungen zu betrachten sind.

Wert	Begriff	Quelle	Bemerkung
4,7 µg/l	PNEC (Wasser)	INERIS, 2004 (FR)	Chrom gesamt
4,7 µg/l	PNEC (Wasser)	ECB, 2005 (RAR)	Chrom(III)
3,4 µg/l	PNEC (Wasser)	ECB, 2005 (RAR)	Chrom(VI)
31-307 mg/kg	PNEC (Sediment)	ECB, 2005 (RAR)	Chrom(III), Basis PNEC (Wasser)
0,15-1,5 mg/kg	PNEC (Sediment)	ECB, 2005 (RAR)	Chrom(VI), Basis PNEC (Wasser)

Tabelle 9: Vergleichswerte für Chrom (Ökotoxizität)

Unter Berücksichtigung von Verdünnungsfaktoren vergleichbar denen bei den Deponien Feldreben und Rothausstrasse abgeschätzten (300-1800, siehe Hauptgutachten) ergibt sich keine bedenkliche Belastung.

3.7 Repräsentativität

Eine Differenzierung zwischen beiden Wertigkeitsstufen des Chroms wird in der Regel analytisch nicht vorgenommen. Nachdem Chrom(VI) sowohl humantoxikologisch als auch in der Umwelt toxischer wirkt als Chrom(III), sollte bei Berücksichtigung von Richtwerten für Chrom(VI) auch ausreichend Schutz für Exposition gegenüber Chrom(III) geboten sein.

3.8 Zusammenfassung

Die vorliegenden Richtwerte zu tolerablen Körperdosen und zur Trinkwasserbelastung ergeben für Chrom(VI) ein relativ einheitliches Bild und signalisieren keine Gesundheitsgefährdung bei 20 µg/l (mit Quotierung) oder bei 175 µg/l (ohne Quotierung). Sie beinhalten jedoch alle nicht die neuesten Daten zur krebserzeugenden Wirkung nach oraler Exposition. Unter Berücksichtigung dieser Daten einer Studie im Rahmen des „National Toxicology Program“ (NTP) wurde in diesem Gutachten erstmals eine lineare Extrapolation eines risikobezogenen Trinkwasserwerts vorgenommen. Danach entspricht eine Konzentration von 2 µg/l einem zusätzlichen Risiko für Krebserkrankungen von ca. 1:100.000. Möglicherweise würde eine differenziertere Analyse aller neueren Daten einen davon abweichenden Wert ergeben. Die genannte neue Studie mit Befunden zur krebserzeugenden Wirkung von Chrom VI bei oraler Aufnahme im Tierexperiment wurde international noch nicht in einen konsentierten Trinkwasserwert umgesetzt. Es wird empfohlen, vorläufig Maßnahmen an diesem Wert von 2 µg/l zu orientieren (Abbildung 2). Es ist zu beachten, dass in der Altlast Margelacker nicht Chrom VI, sondern nur Chrom (gesamt) mit unbekanntem Anteil Chrom (VI) nachgewiesen wurde, so dass gegenüber dem vorgeschlagenen Beurteilungswert noch ein zusätzlicher Sicherheitsabstand besteht.

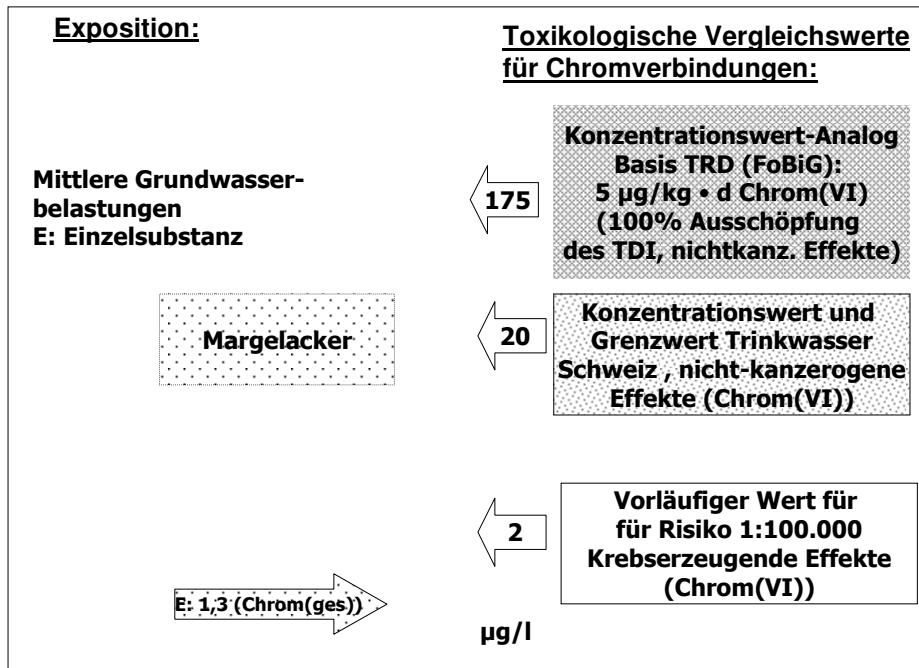


Abbildung 2: Schematische Gegenüberstellung – Konzentration Chrom in den Grundwasserleitern in Verhältnis zu toxikologischen Vergleichswerten für das Grundwasser

Unter dem Aspekt der Ökotoxikologie sind Chromverbindungen ähnlich kritisch wie auf Basis der krebserzeugenden Wirkung für den Menschen (PNEC zwischen 3,4 und 4,7 µg/l). Dieser Wert wird unter Berücksichtigung von Verdünnungsfaktoren bei der vorliegenden Altlast nicht überschritten.

4 Methylnaphthaline

Die beiden zu betrachtenden Methylnaphthaline (1-Methylnaphthalin, 1 MN und 2-Methylnaphthalin, 2-MN) werden aufgrund ihrer ähnlichen toxischen Eigenschaften zusammen betrachtet.

4.1 Expositionsdaten

Für eine Gefährdungsabschätzung im Grundwasser werden die mittleren Konzentrationswerte des Grundwasserleiters der Deponie Margelacker zu Grunde gelegt (Messwerte in $\mu\text{g/l}$, Datei SO966G-Grundwasserwerte.xls). Diese sind 0,012 $\mu\text{g/l}$ (1-MN) und 0,038 $\mu\text{g/l}$ (2-MN).

4.2 Toxizität

Kurzcharakterisierung der Humantoxizität:

Es liegen insgesamt nur wenige Studien zur Toxizität der Methylnaphthaline vor. Je eine chronische Studie untersuchte die Effekte nach chronischer oraler Exposition bei Mäusen. In diesen wurden jeweils nur Effekte in der Lunge (alveolare Proteinose) beobachtet. Vergleichbare Effekte zeigten sich auch in einer weiteren Studie mit einem Methylnaphthalinmischung und dermalen Exposition.

Gentoxizität/Kanzerogenität:

Die vorliegenden Tests auf Gentoxizität (Ames-Test, Chromosomenmutationstests in menschlichen Zellen in vitro) kamen zu negativen Ergebnissen. Bei den beiden Langzeitstudien traten vermehrt Lungentumore (Adenome und/oder Karzinome) auf, bevorzugt gutartige Tumore (Adenome). Lediglich in der Studie mit 1-Methylnaphthalin war bei männlichen Tieren eine Dosis-Wirkungsbeziehung ersichtlich, bei weiblichen Tieren waren die Tumorzinzen nicht erhöht. Bei 2-Methylnaphthalin war bei männlichen Tieren keine Dosis-Wirkungsbeziehung zu erkennen (in der Niedrigdosisgruppe höhere Inzidenz als in der Hochdosisgruppe), bei weiblichen Tieren war die Tumorraten nicht erhöht. ATSDR und EPA werten die Befunde als „limited evidence“ für Kanzerogenität im Tier.

Einstufungen:

EU: nicht eingestuft

IARC: nicht eingestuft

DFG: nicht eingestuft

EPA: nicht eingestuft

R-Sätze: -

4.3 Tolerable Körperdosis

Die vorliegenden Ableitungen von ATSDR (für beide Isomere) und EPA (nur 2-MN) basieren auf den beiden genannten Langzeitstudien an Mäusen. Nachdem beide Isomere ein übereinstimmendes Wirkungsprofil zeigen und die Unterschiede in den Richtwerten ($< \text{Faktor } 2$) eher durch eine unterschiedliche Dosisstufung in den Studien als durch unterschiedliche Wirkungsstärke beeinflusst sind, wird auf eine

getrennte Darstellung verzichtet und nur die Daten für 2-MN angegeben. Die Unterschiede der beiden Richtwerte beruht auf der Verwendung eines zusätzlichen Sicherheitsfaktors von 10 für mangelnde Daten bei EPA. Angesichts der möglichen Kanzerogenität wird der niedrigeren Referenzdosis der EPA der Vorzug für die Gefährdungsabschätzung gegeben.

Wert	Begriff	Quelle	Bemerkung
40 µg/kg • d	MRL	ATSDR, 2005b	orale Exposition, Wert für 2-MN
4 µg/kg • d	Reference dose (RfD)	EPA, 2007	orale Exposition, Wert für 2-MN

Tabelle 10: Tolerierbare Körperdosis für Methylnaphthalin (für Risikoabschätzung ausgewählter Wert im Fettdruck)

4.4 Grundwasser

Aus den o.g. tolerablen Körperdosen lassen sich unter der Annahme einer 100% Ausschöpfung (d.h. Belastung alleine über diesen Pfad) Konzentrationswert-Analoga ableiten. Neben der toxikologisch begründeten Einzelstoffbewertung ist für die Gefährdungsabschätzung auch der Anforderungswert der Schweizer Gewässerschutzverordnung zu berücksichtigen, welcher niedriger als der toxikologisch basierte Wert ist. Der von der LAWA (2004) abgeleitete Geringfügigkeitsschwellenwert beinhaltet auch ökotoxikologische Kriterien und ist aus diesem Grunde nicht vergleichbar. Die Werte sind in folgender Tabelle 11 zusammengefasst.

Wert [µg/l]	Begriff	Quelle	Bemerkung
0,1	Anforderungswert Grundwasser	Gewässerschutzverordnung, Schweizer Bundesrat, 1998/2005	PAK, Einzelstoff, keine publizierte Begründung
1	Geringfügigkeitsschwellenwert Grundwasser	LAWA, 2004	für Naphthalin und Methylnaphthaline, keine Begründung
140	Konzentrationswert-Analog (100% Auslastung der RfD)	EPA, 2007	Basis RfD, 2-MN

Tabelle 11: Vergleichswerte für Methylnaphthaline im Grundwasser

4.5 Trinkwasser

Substanzspezifische Richtwerte für Trinkwasser liegen nicht vor. Der Toleranzwert für das Trinkwasser für schwerlösliche Kohlenwasserstoffe (FIV, Schweiz, EDI, 1998/2005) ist 20 µg/l. Eine Begründung für diesen Wert ist uns nicht bekannt. Aus dem o.g. Konzentrationswert-Analog der EPA kann mittels Quotierung (10% Aufnahme über Trinkwasser) ein Trinkwasserwert abgeleitet werden. Es ergibt sich ein Wert von 14 µg/l.

4.6 Boden

Richtwerte für den Boden liegen nicht vor.

4.7 Bodenluft

Es liegt kein Arbeitsplatzgrenzwert vor.

4.8 Ökotoxizität

PNEC-Werte für Methylnaphthaline wurden nicht gefunden, jedoch methodisch ähnlich begründete Werte der U.S. EPA. Diese liegen bei 2,1-4,7 µg/l (<http://cfpub.epa.gov/ecotox>)

4.9 Repräsentativität

Die beiden Methylnaphthalin weisen identische Wirkungsprofile und vergleichbare Effektdosen auf und werden deshalb zusammen betrachtet.

4.10 Zusammenfassung

Auf Basis der wenigen vorliegenden Studien ergibt sich eine ähnliche Wirkstärke der beiden Methylnaphthalin-Isomere. Die vorgefundene Belastung für jedes Isomer unterschreitet den maßgeblichen Schweizer Anforderungswert für Grundwasser für PAK als Einzelstoff (nicht toxikologisch begründet). Damit werden auch der einzelstoffbezogene $\frac{1}{2}$ Konzentrationswert und der Konzentrationswert unterschritten, die jeweils in pauschaler Weise bereits einen Sicherheitsfaktor zur Berücksichtigung von Unsicherheiten inklusive möglicher krebserzeugender Wirkung enthalten. Die relevanten Daten zur Humantoxizität sind in der folgenden Abbildung 3 zusammengefasst.

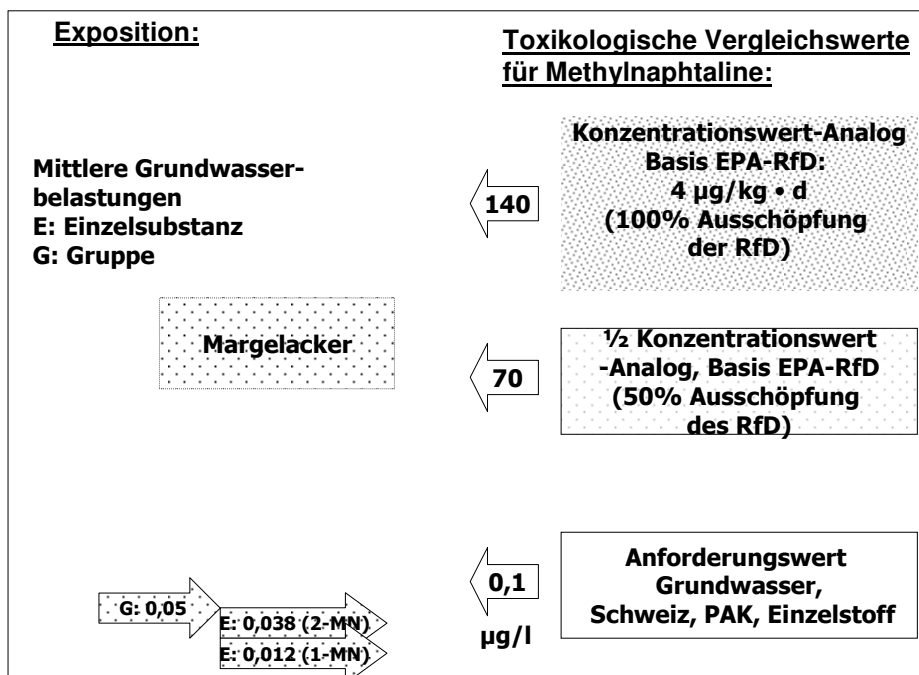


Abbildung 3: Schematische Gegenüberstellung – Konzentration Methylnaphthaline in den Grundwasserleitern in Verhältnis zu toxikologischen Vergleichswerten für das Grundwasser

Auch die vorliegenden Empfehlungswerte zum Schutz vor ökotoxikologischen Effekten werden bei den dokumentierten Messwerten eingehalten.

Literatur

ATSDR, 2005a Chrom

ATSDR, 2005b Toxicological Profile for Naphthalene, 1-Methylnaphthalene, and 2-Methylnaphthalene, August 2005

Bachmann, G.; Oltmanns, J.; Konietzka, R.; Schneider, K.; Rück, F.; Albrecht, E., 2007 Berechnung von Prüfwerten zur Bewertung von Altlasten ergänzbares Handbuch, 4. Erg.Lfg. IV/07, hrsg. vom Umweltbundesamt Berlin, Erich Schmidt Verlag Berlin, 2007

EPA, Environmental Protection Agency, 2007

Integrated Risk Information System (IRIS)

online: <http://www.epa.gov/iris/index.html>

EPA, Environmental Protection Agency, Superfund, 2004
Generic SSLs for the Residential and Commercial/Industrial Scenarios

Online: http://www.epa.gov/superfund/health/conmedia/soil/pdfs/ssg_appa-c.pdf

EPA, 2006 Edition of the Drinking Water Standards and Health Advisories, 2006

Online: <http://www.epa.gov/waterscience/criteria/drinking/dwstandards.html>

EU, 1998

Council Directive 98/83/EC of 3 November 1998 on the quality of water intended for human consumption

Online: <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:31998L0083:EN:NOT>

EU, European Union Risk Assessment Report CHROMIUM TRIOXIDE, SODIUM CHROMATE, SODIUM DICHROMATE, AMMONIUM DICHROMATE AND POTASSIUM DICHROMATE, 2005

3rd Priority List, Volume: 53, EUR 21508 EN European Commission. Joint Research Centre, 2005

HERA, Human and Environmental Risk Assessment of Ingredients of Household Cleaning Products, 2005

Online: http://www.heraproject.com/files/27-F-06_HERA_Boric_Acid%20Jan_2005.pdf

INERIS, Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques, 2004

Action Nationale de Recherche et de Réduction des Rejets de Substances Dangereuses dans les Eaux, 2004

http://rsde.ineris.fr/document/PNECrSde_29012004.pdf

LAWA, Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA), 2004

Ableitung von Geringfügigkeitsschwellenwerten für das Grundwasser

online: <http://www.lawa.de/pub/kostenlos/gw/GFS-Bericht-DE.pdf>

NTP, 2007

Toxicology and carcinogenesis Studies of Sodium Dichromate Dihydrate (CAS No. 7789-12-0) in F344/N Rats and B6C3F1 Mice (Drinking Water Studies), Technical Report TR 546, 2007

RIVM, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven, Netherlands, 2001

Technical evaluation of the Intervention Values for Soil/sediment and Groundwater. RIVM report 711701 023

<http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701023.pdf>

WHO 2006, WHO Guidelines for drinking-water quality

Online: http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/guidelines/en/

SCIENTIFIC COMMITTEE ON TOXICITY, ECOTOXICITY AND THE ENVIRONMENT (CSTEE)
Opinion on the results of the Risk Assessment of: SODIUM PERBORATE, 2003

Online: http://ec.europa.eu/health/ph_risk/committees/sct/documents/out184_en.pdf

Sedman RM; Beaumont J; McDonald TA; Reynolds S; Krowech G; Howd R

Review of the evidence regarding the carcinogenicity of hexavalent chromium in drinking water, in:
J Environ Sci Health C Environ Carcinog Ecotoxicol Rev. 2006, Apr; 24(1):155-82.

Weitere Literatur im Hauptgutachten