



Schweizerische Eidgenossenschaft
Confédération suisse
Confederazione Svizzera
Confederaziun svizra

Eidgenössisches Departement für Wirtschaft, Bildung und Forschung WBF
Forschungsanstalt Agroscope Reckenholz-Tänikon ART
Umweltressourcen und Landwirtschaft

Quecksilber in Böden: Herleitung eines Prüfwertes gemäss VBBo für Nutzungen mit möglicher direkter Bodenaufnahme

Dezember 2013

Bericht im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt (BAFU)

Forschungsanstalt ART
Reckenholzstrasse 191, CH-8046 Zürich
Tel. +41 44 377 71 11, Fax +41 44 377 72 01
www.agroscope.ch

Impressum

Auftraggeber

Bundesamt für Umwelt (BAFU), Abt. Boden und Biotechnologie, CH-3003 Bern
Das BAFU ist ein Amt des Eidg. Departements für Umwelt, Verkehr, Energie und Kommunikation (UVEK)

Auftragnehmer

Forschungsanstalt Agroscope Reckenholz-Tänikon ART

Autoren

René Reiser, Reto Meuli (beide ART Reckenholz)

Begleitung BAFU

Christiane Wermeille, Roland von Arx, Christoph Reusser

Dieser Bericht wurde im Auftrag des BAFU verfasst. Für den Inhalt ist allein der Auftragnehmer verantwortlich.

Inhalt

Quecksilber in Böden: Herleitung eines Prüfwertes gemäss VBBö für Nutzungen mit möglicher direkter Bodenaufnahme	1
1. Einleitung.....	4
2. Vorgehen und Annahmen	4
3. Resultat	6
4. Validierung und Empfehlungen	7
5. Literatur	11

1. Einleitung

Im Kanton Wallis sind bedeutende und grossflächige Belastungen mit Quecksilber (Hg) in der mehrheitlich landwirtschaftlich genutzten Rhone-Ebene zwischen Visp und Niedergesteln festgestellt worden. Um die Sanierungsbedürftigkeit abschätzen und eine Gefährdungsabschätzung für die landwirtschaftliche Nutzung vornehmen zu können, fehlten bislang die notwendigen Prüf- (gemäss VBBo [1]) und Sanierungswerte (gemäss AltIV [2]) für Hg in landwirtschaftlichem Gebiet. Die entsprechenden Werte konnten mittlerweile zwar hergeleitet werden, womit die Beurteilung der Sanierungsbedürftigkeit sowie die Gefährdungsabschätzung auf Landwirtschaftsgebiet nun möglich sind [3].

Allerdings hat sich inzwischen aufgrund der behördlich vorgenommenen historischen Untersuchung herausgestellt, dass auch bewohnte Gebiete mit Haus- und Familiengärten sowie Kinderspielflächen betroffen sind. In der AltIV ist im Anhang 3 (Konzentrationswerte für die Beurteilung für die Sanierungsbedürftigkeit von Böden) für Standorte bei Haus- und Familiengärten, Kinderspielplätzen und Anlagen auf denen Kinder regelmässig spielen ein Sanierungswert für Quecksilber von 5 mg/kg festgehalten. Für eine Gefährdungsabschätzung unterhalb dieses Wertes (Prüfwertbereich) fehlt für diese äusserst sensiblen Nutzung der notwendige Prüfwert in der VBBo. Agroscope Reckenholz-Tänikon ART ist deshalb vom Bundesamt für Umwelt (BAFU) betraut worden, diesen gemäss der BUWAL-Publikation Umweltmaterialien Nr. 83 [4] herzuleiten.

2. Vorgehen und Annahmen

Die BUWAL-Publikation Nr. 83 sieht für den Wirkungspfad der direkten Bodenaufnahme vor, entweder prospektiv eine quantitative Expositionsanalyse zu erstellen, wobei Schutzwerte für die äussere Exposition (z.B. tolerierbare wöchentliche Aufnahmemengen) die Grundlage bilden oder retrospektiv epidemiologische Studien beizuziehen und diese auf der Grundlage von Schutzwerten für die innere Exposition (Schadstoffgehalte im Körper wie z.B. Gehalte in Blut, Urin, Kopfhaar oder Fingernägel) auszuwerten. Im Laufe der Recherchen hat sich gezeigt, dass das retrospektive Vorgehen für Quecksilber in Böden ungeeignet ist. Einerseits sind in Untersuchungen, in denen Quecksilber im Boden nur in der Grössenordnung von Hintergrundbelastungen vorkommt, andere Expositionsquellen wie Amalgam-Zahnfüllungen oder Fischkonsum dominant und nicht die direkte Bodenaufnahme. Andererseits sind in belasteten Gebieten die Expositionspfade nicht aufzuschlüsseln, weil häufig auch die lokal angebauten Nahrungsmittel belastet oder Kinder durch berufliche Exposition (Kinderarbeit oder mitgetragene Kleinkinder bei der Goldgewinnung mit Quecksilber) vorbelastet sind. Beziehungen zwischen Quecksilbergehalten in Böden und innerer Exposition sind auch deshalb schwer herzustellen, weil die publizierten Konzentrationsbereiche beiderseits sehr weit sind und sich Konzentrationen nur selten paarweise zuordnen lassen (siehe Kapitel 4).

Aus diesen Gründen wird im vorliegenden Bericht die prospektive Methode angewendet. Der Prüfwert berechnet sich gemäss BUWAL-Publikation Umweltmaterialien Nr. 83 (Gleichung 19, S. 39) wie folgt:

$$C_{tot,max} = \frac{K \cdot S \cdot a}{B} \quad (1)$$

$C_{tot,max}$:	Maximal zulässiger Totalgehalt im Boden [mg/kg Boden]
K :	Körpergewicht des Kindes [kg]
S :	Schutzwert für die äussere Exposition [mg/kg Körpergewicht/d]
a :	Ausschöpfungsgrad des Schutzwertes [-]
B :	aufgenommene Bodenmenge [kg/d]

Schutzwert S und Ausschöpfungsgrad a

Für die Festlegung von $C_{tot,max}$ als Prüfwert muss nun der Ausschöpfungsgrad a so gewählt werden, dass der Schutzwert S auch dann eingehalten wird, wenn andere Expositionspfade zur Belastung beitragen. Für S wurde hier der vom FAO/WHO Expert Committee on Food Additives [5] festgelegte „Provisional Tolerable Weekly Intake“ (PTWI) von 4 µg/kg/Woche (entspricht 0.57 µg/kg/d) angenommen. Dem gegenüber steht die tägliche Hintergrundbelastung, die von der WHO im Jahr 2000 folgendermassen geschätzt wurde [6]:

Tabelle 1: Abgeschätzte tägliche Aufnahme (äussere Exposition) von Quecksilberverbindungen [µg/d] nach WHO im Jahr 2000 (siehe [6]).

Quelle	Hg ⁰ (Dampf)	Hg(II) (anorganisch)	Methylquecksilber	Total
Atmosphäre	0.04 – 0.2	0	0	0.04 – 0.2
Lebensmittel ohne Fisch	0	3.6	?	3.6
Fisch	0	0.6	2.4	3
Trinkwasser	0	0.05	0	0.05
Dental-Amalgam	3.8 - 21	0	0	3.8 - 21
Total	3.8 – 21.2	4.3	2.4	10.5 – 27.9

Geht man im Sinne des „Realistic Worst Case Scenario“ (RWC) der BUWAL-Publikation Nr. 83 vom abgeschätzten Maximum von 27.9 µg/d und einem Körpergewicht von 70 kg aus, resultiert eine tägliche Aufnahme von 0.39 µg/kg/d also rund 70 % des PTWI (0.57 µg/kg/d). Das Dental-Amalgam trägt bei dieser Abschätzung 75 % der Belastung bei, was bei Kindern im Kleinkindalter kaum der Fall sein wird. Andererseits kann die körperlgegewichtsbezogene tägliche Nahrungsmenge bei Kleinkindern 3 bis 4-fach höher sein als bei Erwachsenen (Tabelle in Abbildung 1). Ähnliches gilt für die körperlgegewichtsbezogenen Atemvolumina, die bei Kleinkindern ca. 3-fach grösser sind als bei erwachsenen Personen [7]. Ausserdem kann die Belastung durch Nahrungsmittel aus dem kontaminierten Familiengarten zusätzlich erhöht sein. Insgesamt scheint es auch für Quecksilber gerechtfertigt, den schon in den Prüfwert-Berechnungen für Blei und Cadmium [4] auf 10 % gesetzten Ausschöpfungsgrad a anzuwenden.

Age Group (years)	Mean	95 th Percentile	Multiple Percentiles	Source
	g/kg-day			
Children				
Birth to <1	91	208 ^c	See Table 14-12	U.S. EPA/OPP analysis of NHANES 2003–2006
1 to <3	113	185 ^c		
3 to <6	79	137		
6 to <11 ^a	47	92		
11 to <16 ^b	28	56		
16 to <21 ^b	28	56		
Adults				
21 to <50	29	63		
≥50	29	59		
^a Based on data for ages 6 to <13 years. ^b Based on data for ages 13 to <20 years. 14.2.1. * ^c Estimates are less statistically reliable based on guidance published in the <i>Joint Policy on Variance Estimation and Statistical Reporting Standards on NHANES III and CSFII Reports: NHIS/NCHS Analytical Working Group Recommendations (NCHS, 1993)</i> .				
Note: Total food intake was defined as intake of the sum of all foods, beverages, and water ingested.				

Abbildung 1: Original-Tabelle aus [8]. Täglichen Nahrungsaufnahmemengen in Abhängigkeit des Alters.

Aufgenommene Bodenmenge B

Für die aufgenommene Bodenmenge B wird in der BUWAL-Publikation Nr. 83 im Hinblick auf die quantitative Expositionsanalyse ein Bereich zwischen 0.1 und 1 g angenommen, was darauf hindeutet, dass dieser Wert mit einer grossen Unsicherheit behaftet ist. Dieser Unsicherheitsfaktor von 10 würde sich im Prüfwert vollständig niederschlagen. In einer neuen Publikation [9] wurden diese Unsicherheiten auf das experimentelle Bestimmungsverfahren mit Tracern zurückgeführt. Mit der neu publizierten probabilistischen Methode konnten die Unsicherheitsfaktoren wesentlich eingeschränkt und quantifiziert werden. Den abgeschätzten Boden- und Staubaufnahmeraten wurden die einzelnen Faktoren wie Staubmengen auf Oberflächen im Innenraum, Anteile der Handflächen, die vom Kind geleckert werden oder mit Nahrung in Kontakt kommen, Häufigkeiten von Hand-zu-Mund-Bewegungen, im Speichel dispergierte Anteile der Partikel auf der Hand und Expositionszeiten zu Grunde gelegt. Für die totale Partikelaufnahme wurde zwischen Hausstaub und Bodenpartikeln im Freien unterschieden, wobei die Aufnahme von Hausstaub den grösseren Anteil ausmachte. Die errechneten Mittelwerte für ein Kleinkind (7 Monate – 4 Jahre) waren 41 mg/d und 20 mg/d für Hausstaub bzw. Bodenpartikel. Die Summe liegt im Bereich der 60 bis 68 mg/d der Mittelwerte der kombinierten Aufnahme in anderen Studien [9]. Sie ist generell für die kanadische Bevölkerung ausgelegt, mit typischen Expositionsmustern wie z. B. einer mittleren täglichen Aufenthaltsdauer im Freien von 2.5 h. Wir gehen davon aus, dass die kulturellen Unterschiede zwischen Kanada und der Schweiz sich nicht wesentlich auf die Expositionsmuster auswirken und sich die Resultate auf Schweizer Verhältnisse übertragen lassen. Im Sinne des RWC-Scenario empfehlen wir, das 95. Perzentil der probabilistischen Berechnung in [9] zu verwenden. Im Fall von Familiengärten rund um den Wohnbereich ist auch davon auszugehen, dass kontaminierter Boden eingeschleppt wird und den Hausstaub belastet. Deshalb empfehlen wir für die Prüfwertberechnung die kombinierte Aufnahmerate zu verwenden. Für ein Kleinkind liegen die 95. Perzentile bei 190 mg/d (Hausstaub) bzw. 64 mg/d (Boden), die in der Summe eine aufgenommene Bodenmenge B von total **254 mg/d** ergeben. Höhere Aufnahmeraten werden allenfalls durch eine Art „Pica-Verhalten“ bewirkt, bei dem Kinder an einigen Tagen im Jahr grössere Mengen Boden verschlucken. Stanek und Calabrese [10] haben dazu folgende Werte geschätzt:

Tabelle 2: Geschätzter Anteil der Kinder [%] mit erhöhter direkter Bodenaufnahme an einzelnen Tagen im Jahr („Pica-Tage“).

# Tage pro Jahr	Bodenaufnahme				
	>200 mg/d	>500 mg/d	> 1000 mg/d	> 5000 mg/d	> 10000 mg/d
1 – 2	86	72	63	42	33
7 – 10	72	53	41	20	9
35 - 40	42	31	16	1.6	1.6

3. Resultat

Die Berechnung des Prüfwertes für die direkte Bodenaufnahme nach VBBo als $C_{tot,max}$ in Formel (1) ergibt unter den beschriebenen RWC-Annahmen in Kapitel 2:

Körpergewicht des Kindes (2-jährig) $K = 10$ kg

Schutzwert für die äussere Exposition $S = 0.57$ $\mu\text{g}/\text{kg}$ Körpergewicht/d

Ausschöpfungsgrad des Schutzwertes $a = 0.1$

Aufgenommene Bodenmenge $B = 0.00025$ kg/d

$$C_{tot,max} = 2.3 \text{ mg/kg Boden}$$

4. Validierung und Empfehlungen

Vergleich mit ausländischen Prüfwerten

Im Vergleich mit ausländischen Prüfwerten für Wohngebiete, Kleingärten, Parks und Kinderspielflächen liegen die 2.3 mg/kg im untersten Bereich (1 bis 600 mg/kg) [3]. Der untere Wertebereich sieht nach Prüfwerten geordnet folgendermassen aus:

Tabelle 3: Prüfwerte in ausländischen Regelwerken, aufsteigend geordnet

Land	Prüfwert [mg/kg]	
Niederlande	0.83	Wohngebiete
UK	1	Elementares Hg in Wohngebieten
Spanien (Baskenland)	4	Wohngebiete und Spielplätze
Belgien	4.8	Kleingärten, Parks und Spielplätze
Kanada	6.6	
UK	8	Methylquecksilber in Kleingärten
Australien	10	Methylquecksilber in Kleingärten und Spielplätzen
Deutschland	10	Kinderspielflächen
UK	11	Methylquecksilber in Wohngebieten
Spanien (Baskenland)	15	Park- und Freizeitanlagen
Deutschland	20	Wohngebiete
U.S.A.	23	
UK	26	Elementares Hg in Kleingärten
Deutschland	50	Park- und Freizeitanlagen
UK	80	Anorganisches Hg(II) in Kleingärten

Angesichts des relativ grossen Spielraumes beim Abschätzen der Annahmen in Formel (1) – insbesondere beim Ausschöpfungsgrad a und bei der aufgenommenen Bodenmenge B – liegen Prüfwerte bis 10 mg/kg bezüglich den eher konservativ geschätzten 2.3 mg/kg noch in der gleichen Grössenordnung. Der Prüfwert von 2 mg/kg in den Empfehlungen im Handbuch zur Gefährdungsabschätzung des BUWAL [11] stimmt mit den 2.3 mg/kg praktisch überein. Auch der von Eisler [12] empfohlene Prüfwert von 1 mg/kg liegt relativ nahe.

Wie die ausländischen Prüfwerte hergeleitet wurden, wurde nicht generell abgeklärt. Am Beispiel des 10-fach höheren „Soil Screening Level“ (SSL) von 23 mg/kg aus den U.S.A., soll die extreme Variabilität dennoch etwas erhellt werden. Der für die Herleitung verwendete Ansatz der U.S. EPA [13] war praktisch der gleiche wie der in diesem Bericht verwendete, ausser dass im Vergleich zur Formel (1) noch einige zusätzliche Parameter eingeflossen sind:

$$SSL = \frac{THQ \cdot BW \cdot AT \cdot 365 \text{ d/y}}{1/RfD_0 \cdot EF \cdot ED \cdot IR}$$

Parameter	Wert
SSL: Soil Screening Level [mg/kg] (analog Prüfwert)	23
THQ: Gefährdungsquotient [-]	1
BW: Körpergewicht [kg]	15
AT: gemittelte Zeitdauer [y]	6
RfD ₀ : orale Referenzdosis Hg [µg/kg d] (analog S in (1))	0.3
EF: Expositionshäufigkeit [d/y]	350
ED: Expositionsdauer [y]	6
IR: aufgenommenen Bodenmenge [mg/d]	200

Auch wenn die bis auf den Faktor 10 exakte Übereinstimmung zufällig ist, ist doch anzumerken, dass in der Abschätzung der U.S. EPA die orale Referenzdosis zu 100 % ausgeschöpft wird, während in Kapitel 2 nach [4] ein Ausschöpfungsgrad von nur 10 % angenommen wurde, was den Faktor 10 gerade erklärt. Die aufgenommene Bodenmenge (IR) von 200 mg/d ist mit den Annahmen in Kapitel 2 annähernd übereinstimmend. Möglicherweise sind solche Interpretationen in der Belastung und Belastungsbewertung unter anderem die Ursache für die extreme Breite der Prüfwerte in den verschiedenen Regelwerken.

Innere Expositionen und Bodenbelastungen

Unbelastete Standorte

In einer Studie über Quecksilberbelastungen der tschechischen Bevölkerung [14] wurden die Quecksilbergehalte in Spielplätzen von Kindertagesstätten im Median zu 0.16 mg/kg (95. Perzentil 0.49 mg/kg) gefunden. Die potentielle Exposition von Kindern durch unabsichtliches Verschlucken von Bodenmaterial wurde berechnet und als unerheblich eingestuft. Hingegen korrelierten die Quecksilbergehalte im Blut und Haar von Kindern und Erwachsenen mit dem Fischkonsum. Quecksilber in Böden von Südkalifornien war auch Teil einer neueren Studie über mentale Entwicklungsstörungen (MR/DD) durch pränatale Belastungen [15]. Signifikante Zusammenhänge ergab nur Arsen, nicht jedoch Quecksilber im Bereich von Hintergrundbelastungen bis 0.15 mg/kg.

Belastete Standorte

Resultate von drei Standorten in der Umgebung einer Zink-Blei-Mine in China ergaben bei Quecksilberkonzentrationen in den Böden von maximal 0.7 mg/kg eine Korrelation mit der Konzentration in Haarproben der Einwohner. Die Quecksilberkonzentrationen in Haarproben vom Standort, der am nächsten zur Mine lag und die höchste Konzentration im Boden aufwies, lagen im Mittel bei 0.86 mg/kg, also noch immer unterhalb der mittleren Konzentration von 1.36 mg/kg der chinesischen Bevölkerung [16] und der von der U.S. EPA empfohlenen Maximalkonzentration von 1 mg/kg [17]. Der weitaus grösste Anteil der Quecksilberaufnahme wurde der Inhalation (58 % dampfförmig und partikelgebunden) und der Nahrungsaufnahme (42 %) zugeordnet. Die direkte orale und dermale Aufnahme durch den belasteten Boden betrug lediglich 0.08 %. Die äussere Exposition durch Inhalation dürfte aber auch stark von der Bodenbelastung abhängen.

In einem mit Quecksilber belasteten Gebiet einer Goldmine in Nicaragua mit Hg-Konzentrationen im Boden zwischen 0.09 und 2.6 mg/kg korrelierten die Quecksilbergehalte in den Fingernägeln von Kleinkindern mit den Gehalten im Boden, was bei grösseren Kindern und Erwachsenen nicht zutraf. Allerdings war in diesem Gebiet auch das Trink- und Kochwasser belastet und die Konzentrationen in den Fingernägeln der Kleinkinder, Kinder und Erwachsenen korrelierten auch mit den Konzentrationen im Wasser [18].

In der Umgebung einer Quecksilbermine in Mexico wurde Quecksilber im Urin von Kindern in Konzentrationen bis zu 29.6 µg/g Kreatinin (crt) gefunden (Hintergrundwert in Tschechien 0.16 µg/g crt [14]). Die Hg-Konzentrationen in den Böden des Siedlungsgebietes lagen zwischen 19.9 und 63.1 mg/kg, wobei in ca. 1 km Distanz vom Siedlungsgebiet Hg-Konzentrationen von bis zu 10'000 mg/kg gefunden wurden [19]. Eine ähnliche Untersuchung stammt aus den Philippinen, wo in Haarproben von Kindern aus stark belasteten Zonen (max. 169 mg/kg) in der Umgebung einer Quecksilbermine signifikant erhöhte Quecksilbergehalte gefunden wurden [20].

In einem Fall einer stillgelegten Quecksilbermine in Südwestchina wurden im Minenabraum 0.47 bis 88.5 mg/kg Quecksilber gemessen und im Boden von Reisfeldern 3.9 bis 55.7 mg/kg. In Haarproben der dort lebenden Bevölkerung wurden Quecksilberkonzentrationen zwischen 1.04 und 10.32 mg/kg gemessen (Mittelwert in Haaren der chinesischen Bevölkerung 1.36 mg/kg) [16]. Die Hauptnahrungsquelle in dieser Gegend ist Reis, der Quecksilber zwischen 10 und 150 µg/kg enthielt (Mittelwert in chinesischem Reis 0.58 µg/kg).

In einer anderen Untersuchung von Kindern nahe einer Goldmine in Ecuador wurden Hg-Konzentrationen im Blut der Kinder zwischen 2 und 89 µg/L (Mittelwert 18.2 µg/L; Kontrollgruppe 2.4 µg/L) gefunden [21]. Quecksilber-Konzentrationen im Oberboden der Schulumgebung lagen zwischen 0.1 und 38 mg/kg. Die Autoren merkten aber an, dass Kinderarbeit bei der Goldgewinnung mit dem Amalgamverfahren üblich sei und sogar Kleinkinder bei der Arbeit mitgetragen würden und dem Quecksilberdampf ausgesetzt seien.

Die Studien zum Zusammenhang von Umweltbelastungen mit Quecksilber und innerer Exposition sind insbesondere aus hochbelasteten Gebieten recht zahlreich und hier nicht erschöpfend wiedergegeben. Aus den konsultierten Publikationen kann zusammenfassend festgehalten werden, dass Quecksilberkonzentrationen in Böden von Hausgärten und Kinderspielflächen mit Hintergrundbelastungen (bis 0.5 mg/kg) keinen beobachtbaren Einfluss auf die inneren Exposition haben. Allfällige geringfügige Einflüsse werden durch andere Expositionspfade wie z.B. Nahrungsmittel überdeckt. Die Studien von belasteten Standorten lassen keine Herleitung von Schwellenkonzentrationen in Bezug auf die innere Exposition (Konzentrationen in Körpergewebe und Körperflüssigkeiten) zu. Erhöhte innere Expositionen wurde in allen Fällen beobachtet; auch im niederen Konzentrationsbereich der Bodenbelastungen bis 2.6 mg/kg, wobei bis 0.7 mg/kg im Boden sicher noch keine kritischen Werte der inneren Exposition erreicht wurden. Jedoch wurde nur in einer der herangezogenen Studien ein signifikanter Zusammenhang zwischen innerer Exposition des Kleinkindes und direkter Bodenaufnahme postuliert [18]. In den restlichen Studien waren immer auch andere Expositionspfade wie berufliche Exposition oder belastete Nahrungsmittel beteiligt. In einer Untersuchung im Gebiet einer stillgelegten Zinnobermine in Nordkalifornien mit einem mittleren Quecksilbergehalt in den Böden von 50 mg/kg wurde sogar gefolgert, dass die innere Exposition durch anorganisches Quecksilber in Staub und Böden unerheblich sei, weil in den Urinproben keine erhöhten Quecksilberkonzentrationen gefunden wurden [22]. Begründet wurde dieser Befund mit der geringen Löslichkeit von Zinnober. Die höheren Gehalte im Blut wurden auf organisches Quecksilber in konsumierten Fischen zurückgeführt.

Empfehlungen

Gemessen an der internationalen Bandbreite der Prüfwerte und prüfwertähnlichen Grenzwerte für Gärten, Kinderspielflächen und Freizeitanlagen liegen die in Kapitel 3 berechneten 2.3 mg/kg im untersten Bereich. Dieses Resultat scheint jedoch nicht nur nach den dargelegten Annahmen sondern auch im Vergleich mit dem Sanierungswertes von 5 mg/kg in der AltIV und den gemessenen Hintergrundbelastungen in Böden der Schweiz (Tabelle 3) plausibel.

Tabelle 3: Quecksilber-Hintergrundbelastungen im NABO-Messnetz 2004-2009 [23]

Standort (Jahr)		Hg-Konzentration [mg/kg]
Städtisch	Winterthur (2008)	0.22
	Lugano (2009)	0.39
Acker (n=33)	Minimum	0.04
	Mittelwert	0.09
	Median	0.07
	Maximum	0.20
Grasland (n=25)	Minimum	0.03
	Mittelwert	0.07
	Median	0.07
	Maximum	0.26
Wald (n=27)	Minimum	0.03
	Mittelwert	0.11
	Median	0.09
	Maximum	0.29

Nach den hier beigezogenen Studien rechtfertigt sich keine Verschiebung nach oben, weil keine experimentellen Daten zur Verfügung standen, die einen Schwellenwert > 2.3 mg/kg in Bezug auf die innere Exposition sichtbar werden liessen. Andererseits bieten die relativ vorsichtig gewählten RWC-Szenarien und der Ausschöpfungsgrad von nur 10 % genügend Sicherheit, so dass auch eine Verschiebung zu kleineren Werten nicht angezeigt scheint. Selbst im Falle des „Pica-Verhaltens“ steigt der Ausschöpfungsgrad nur auf 26 % vom WHO PTWI-Wert, wenn man den Fall der 16 % der Kinder annimmt, die an maximal 40 Tagen im Jahr maximal 5 g Boden pro Tag verschlucken (Tabelle 2).

Wir empfehlen den **Prüfwert nach VBBo** ganzzahlig gerundet bei **2 mg/kg** festzulegen.

5. Literatur

1. Verordnung über Belastungen des Bodens (VBBo) (1998). 814.12 Letzter Zugriff:05.10.2012; <http://www.admin.ch/ch/d/sr/8/814.12.de.pdf>.
2. Verordnung über die Sanierung von belasteten Standorten (Altlasten-Verordnung, AltIV) (1998). Schweizerische Bundesrat, Letzter Zugriff:05.10.2012; <http://www.admin.ch/ch/d/sr/8/814.680.de.pdf>.
3. Portmann, D., Reiser, R. und Meuli, R., Quecksilber in Böden: Herleitung eines Sanierungswertes nach AltIV und von Prüfwerten nach VBBo, 2013, Agroscope Reckenholz-Tänikon ART: Zürich.
4. Hämman, M. und Gupta, S.K., Herleitung von Prüf- und Sanierungswerten für anorganische Schadstoffe im Boden (1997) Umwelt-Materialien Nr.83. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL).
5. FAO/WHO, Evaluation of certain contaminants in food (Seventy-second JEFCA Report) (2011). Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives (JEFCA), WHO Technical Report Series; 959; http://whqlibdoc.who.int/trs/WHO_TRS_959_eng.pdf.
6. BAG-Factsheet: Quecksilber (2012). Bundesamt für Gesundheit (BAG), Letzter Zugriff:17.10.2012; <http://www.bag.admin.ch/themen/chemikalien/00228/03912/index.html?lang=de>.
7. OEHHA, Revised Technical Support Document for Exposure Assessment And Stochastic Analysis, Chapter 3: Daily Breathing Rates (2012). Office of Environmental Health Hazard Assessment, California U.S.A. , Letzter Zugriff:21. November 2013; http://oehha.ca.gov/air/hot_spots/pdf/2012tsd/Chapter3_2012.pdf.
8. U. S. Environmental Protection Agency (EPA), Exposure Factors Handbook: Edition 2011 (2011). National Center for Environmental Assessment, Washington, DC; EPA/600/R-09/052F., Letzter Zugriff: 20. Nov. 2013; <http://www.epa.gov/ncea/efh/report.html>.
9. Wilson, R., Jones-Otazo, H., Petrovic, S., Mitchell, I., Bonvalot, Y., Williams, D. und Richardson, G.M., Revisiting Dust and Soil Ingestion Rates Based on Hand-to-Mouth Transfer (2013) Human and Ecological Risk Assessment. 19(1): p.158-188.
10. Stanek, E.J. und Calabrese, E.J., DAILY ESTIMATES OF SOIL INGESTION IN CHILDREN (1995) Environmental Health Perspectives. 103(3): p.276-285.
11. Mailänder, R.A. und Hämman, M., Handbuch - Gefährdungsabschätzung und Massnahmen bei schadstoffbelasteten Böden - Gefährdungsabschätzung Boden (2005) Vollzug Umwelt. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL).
12. Eisler, R., Proposed Mercury Criteria for Protection of Natural Resources and Human Health. *In* Mercury: Hazards to living organisms, R. Eisler, Editor. 2006, CRC Press: Boca Raton, FL.
13. U.S. Environmental Protection Agency (EPA), Soil Screening Guidance: Technical Background Document, Second Edition, EPA / 540 / R95 / 128 (1996). Letzter Zugriff: 21. Nov. 2013; <http://www.epa.gov/superfund/health/conmedia/soil/toc.htm>.
14. Puklova, V., Krskova, A., Cerna, M., Cejchanova, M., Rehurkova, I., Ruprich, J., Kratzer, K., Kubinova, R. und Zimova, M., The mercury burden of the Czech population: An integrated approach (2010) International Journal of Hygiene and Environmental Health. 213(4): p.243-251.
15. Liu, Y., McDermott, S., Lawson, A. und Aelion, C.M., The relationship between mental retardation and developmental delays in children and the levels of arsenic, mercury and lead in soil samples taken near their mother's residence during pregnancy (2010) International Journal of Hygiene and Environmental Health. 213(2): p.116-123.
16. Li, Y.H., Environmental contamination and risk assessment of mercury from a historic mercury mine located in southwestern China (2013) Environmental Geochemistry and Health. 35(1): p.27-36.
17. Hightower, J.M. und Moore, D., Mercury levels in high-end consumers of fish (2003) Environmental Health Perspectives. 111(4): p.604-608.
18. Wickre, J.B., Karagas, M.R., Folt, C.L. und Sturup, S., Environmental exposure and fingernail analysis of arsenic and mercury in children and adults in a Nicaraguan gold mining community (2004) Archives of Environmental Health. 59(8): p.400-409.

19. Costilla-Salazar, R., Trejo-Acevedo, A., Rocha-Amador, D., Gaspar-Ramirez, O., Diaz-Barriga, F. und Perez-Maldonado, I.N., Assessment of Polychlorinated Biphenyls and Mercury Levels in Soil and Biological Samples from San Felipe, Nuevo Mercurio, Zacatecas, Mexico (2011) *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 86(2): p.212-216.
20. Maramba, N.P.C., Reyes, J.P., Francisco-Rivera, A.T., Panganiban, L.C.R., Dioquino, C., Dando, N., Timbang, R., Akagi, H., Castillo, M.T., Quitarano, C., Afuang, M., Matsuyama, A., Eguchi, T. und Fuchigami, Y., Environmental and human exposure assessment monitoring of communities near an abandoned mercury mine in the Philippines: A toxic legacy (2006) *Journal of Environmental Management*. 81(2): p.135-145.
21. Counter, S.A., Buchanan, L.H., Ortega, F. und Laurell, G., Elevated blood mercury and neurological observations in children of the Ecuadorian gold mines (2002) *Journal of Toxicology and Environmental Health-Part A*. 65(2): p.149-163.
22. Harnly, M., Seidel, S., Rojas, P., Fornes, R., Flessel, P., Smith, D., Kreutzer, R. und Goldman, L., Biological monitoring for mercury within a community with soil and fish contamination (1997) *Environmental Health Perspectives*. 105(4): p.424-429.
23. Gubler, A., Schwab, P., Wächter, D., Meuli, R.G. und Keller, A., Ergebnisse der Nationalen Bodenbeobachtung (NABO) 1985 - 2009. (in Vorbereitung).