



**SVERIGES GEOLOGISKA UNDERSÖKNING**

**UNDERLAGSRAPPORT 1:**

**NUVARANDE KUNSKAPSLÄGE OCH  
BIOTILLGÄNGLIGHET I NATURVÅRDSVERKETS  
BERÄKNINGSMODELL**

2025-12-30

10375192





# Underlagsrapport 1: Nuvarande kunskapsläge och biotillgänglighet i Naturvårdsverkets beräkningsmodell

Uppdragsnamn	Biotillgänglighet i glasriktet - Förstudie del 2 underlagsrapport 1
Uppdragsnummer	10375192
Författare	Vilhelm Bard
Datum	2025-12-30
Granskad av	Anna Augustsson, Danielle Wiberg, Per Sander
Godkänd av	Danielle Wiberg

Omslagsfoto: Flygsfors glasbruk Vilhelm Bard, WSP.

## Kund

Sveriges Geologiska Undersökning (SGU)

## KONSULT

### WSP

WSP Sverige AB  
Org nr: 556057-4880  
[wsp.com](http://wsp.com)

## KONTAKTPERSONER

### SGU

Jerry Forsberg, Projektledare SGU  
046-311 796, [jerry.forsberg@squ.se](mailto:jerry.forsberg@squ.se)

### WSP Sverige AB

Danielle Wiberg, Uppdragsledare  
010-722 76 56, [danielle.wiberg@wsp.com](mailto:danielle.wiberg@wsp.com)

Vilhelm Bard, Handläggare  
010-722 55 33, [vilhelm.bard@wsp.com](mailto:vilhelm.bard@wsp.com)

# Sammanfattning

## Syfte:

Syftet med denna rapport är att beskriva nuvarande kunskapsläge om metallföroreningar vid glasbruk, biotillgänglighet och hur detta hanteras i Naturvårdsverkets riskbedömningsmodell. Målet är att ge underlag för framtida bedömningar och rekommendationer.

## Metod:

Arbetet baseras på ingående litteraturstudier, omfattande bland annat standarden för UBM, aktuell forskning i Sverige och internationellt, samt analys av hur Naturvårdsverkets riktvärdesmodell fungerar inom detta område.

## Föroreningar och resultat från tidigare studier:

Jord vid glasbruksområden innehåller höga halter av arsenik (As), bly (Pb), kadmium (Cd) och antimon (Sb), ofta långt över Naturvårdsverkets riktvärden. Ofta blir halten tungmetaller och dess upptag i kroppen vid intag av jord styrande för riskbedömningen. Tidigare studier har inte kunnat visa någon tydlig korrelation mellan totalhalt och biolöslighet.

## Biotillgänglighet:

Biotillgänglighet är den andel av ett ämne som tas upp i kroppen vid exponering. In vitro-testet UBM (Unified BARGE Method) används för att uppskatta oral biolöslighet (proxy för biotillgänglighet). Detta görs för två faser: gastric (magsäck) och intestinal (tunntarm).

## Effekt på riskbedömning

Naturvårdsverkets modell antar generellt 100 % biotillgänglighet, utom för bly där 60 % biotillgänglighet antas. En justering av biotillgänglighetsfaktorn ( $f_{\text{bio\_or}}$ ) kan höja riktvärden för oralt intag av jord, särskilt vid MKM-scenarier (mindre känslig markanvändning). Vid KM-scenarier (känslig markanvändning) är effekten dock liten eftersom andra exponeringsvägar (intag av dricksvatten, intag av växter) styr.

## Slutsatser

Inom glasbruksområden är halterna tungmetaller ofta höga och hälsorisen vid intag av jord är generellt styrande för riskbedömningen. UBM kan ge ett värdefullt underlag vid riskbedömning, men det kräver en noggrann tolkning av resultaten. Störst nytta av biotillgänglighetsdatan ses vid MKM-scenarier och vid bedömning av akuttoxicitet/korttidsexponering.

# INNEHÅLLSFÖRTECKNING

<b>1</b>	<b>Inledning .....</b>	<b>5</b>
1.1	<i>Uppdrag.....</i>	5
1.2	<i>Syfte .....</i>	5
<b>2</b>	<b>Metallföroreningar i Glasriket.....</b>	<b>5</b>
2.1	<i>Föroreningsförekomst i Glasriket.....</i>	5
2.2	<i>Form och komplexbildning.....</i>	9
<b>3</b>	<b>Tidigare utredningar där biotillgänglighet undersökts .....</b>	<b>11</b>
3.1	<i>Resultat av fas 1 av denna studie.....</i>	11
3.2	<i>Jämförelse mellan uppslutningsmetoder.....</i>	12
3.3	<i>Korrelation mellan halt och biolöslighet .....</i>	13
3.4	<i>Skillnader mellan marktyper och glasinslag.....</i>	13
3.5	<i>Biolöslighet i glasriket I tidigare skeden – En sammanfattning.....</i>	13
3.6	<i>UBM Vid objekt i andra branscher.....</i>	15
<b>4</b>	<b>Om biotillgänglighet.....</b>	<b>18</b>
4.1	<i>Biotillgänglighet som koncept.....</i>	18
4.2	<i>In vitro orala biotillgänglighetstester .....</i>	20
<b>5</b>	<b>Applicering av biolöslighet i Naturvårdsverkets beräkningsmodell.....</b>	<b>28</b>
5.1	<i>Bly.....</i>	28
5.2	<i>Arsenik, kadmium och antimon .....</i>	30
5.3	<i>Långsiktig exponering under en livstid.....</i>	32
5.4	<i>Akuttoxicitet- och korttidsexponering.....</i>	32
<b>6</b>	<b>Effektanalys .....</b>	<b>34</b>
6.1	<i>Teoretiska värden av fbioor baserat på UBM.....</i>	34
6.2	<i>Effekt av implementering av biolöslighet vid hälsoriskbedömning vid glasbruksobjekt .....</i>	35
<b>7</b>	<b>Referenser.....</b>	<b>42</b>

# 1 INLEDNING

## 1.1 UPPDRAG

Sveriges geologiska undersökning (SGU) har gett WSP Sverige AB (WSP) i uppdrag att utföra uppdraget Biotillgänglighet i glasriket – Förstudie del 2. Projektet är samfinansierat av Länsstyrelserna i Kalmar och Kronobergs län. Förstudien är uppdelad i två delar där del 1 genomfördes under 2023 och 2024 (Kemakta, 2024).

## 1.2 SYFTE

Målet med förstudien är ett vägledande dokument avseende biotillgänglighet i glasriket i allmänhet och användandet av UBM-test i synnerhet. Resultaten ska kunna användas som stöd vid bedömningar och tolkningar vid framtida arbete i Glasriket avseende bedömningar av oral biotillgänglighet.

För att kunna använda rekommendationerna som tagits fram inom ramen för detta projekt, är det viktigt att förstå föroreningsituationen generellt i Glasriket, hur biotillgänglighet fungerar samt hur biotillgänglighet används inom riskbedömningar idag. Syftet med föreliggande underlagsrapport är att beskriva nuvarande kunskapsläge i dessa frågor i detalj, och ge en djup förståelse för varför rekommendationerna ser ut som de gör. Delrapporten omfattar följande områden:

- Förekommande föroreningar i glasriket, form och komplexbildning
- Sammanfattning av tidigare utredningar där biotillgänglighet undersökts.
- En detaljerad genomgång av vad biotillgänglighet är, hur biotillgänglighetstester fungerar och vad de säger om en förorening.
- En genomgång av hur biotillgänglighet hanteras för olika metaller i Naturvårdsverkets beräkningsmodell idag, samt vad som händer vid olika justeringar i modellen.

# 2 METALLFÖRORENINGAR I GLASRIKET

## 2.1 FÖRORENINGSFÖREKOMST I GLASRIKET

### 2.1.1 Metallernas uppkomst och utbredning

I jordmassorna vid glasbruksområden påvisas dels naturliga jordlager som påverkats av verksamheten, dels fyllnadsmassor. Inom stora delar av områdena påträffas mer eller mindre rester av glas, men störst mängd återfinns ofta i brukens utfyllnadsområden (upplag av avfallsfraktioner).

Utfyllnadsområden vid ett glasbruksområde kan vara både stora och små och förekommer dels sporadiskt, dels avsiktligt placerade. I utfyllnadsområdena kan massorna bestå av koncentrerade mängder av glaskross och övrigt avfall från bruket, däribland kasserad mängd, ugnstegel, betong och stoft. Utfyllnadsmassor har ofta, på grund av sin natur, en mycket heterogen sammansättning då utfyllnaderna ofta uppstått successivt.

På många glasbruk har produktionen genom åren ofta varit väldigt differentierad. Blandningen av det tillverkade glaset är en viktig faktor för vilken typ av föroreningar som kan förväntas förekomma vid ett glasbruksområde. Exempelvis påvisas betydligt högre halter av bly på glasbruk där en betydande tillverkning av kristall- eller annat blyrikt glas skett. På samma sätt ses höga halter av kadmium vid glasbruk där mycket färgat glas tillverkats (exempelvis där belysningsglas tillverkats under 1950- till 1960-talet).

På majoriteten av de historiska glasbruken påträffas kraftigt förhöjda halter av arsenik och/eller antimon i relation till bakgrundshalter för närområdet och tillämpbara riktvärden för förorenad jord.

Både arsenik och antimon har haft en stor användning på glasbruken fram till cirka 1960-talet då användningen av arsenik började fasas ut på grund av arbetsmiljörelaterade problem. Antimonoxider används fortfarande vid glastillverkning.

Utöver att föroreningar spridits från verksamheten i form av avfallsfraktioner har även mer diffus föroreningsspridning skett via brukens skorstenar. Detta har skett när rökgaspartiklar med bunden arsenik, bly och kadmium spridits diffust över glasbruksområdena. Detta är även en stor faktor till att förhöjda halter i ytjord kan ses radiellt cirka 500-1 000 meter bort från bruken och i dess närområden (Alriksson, Voxberg, Karlsson, Ljunggren, & Augustsson, 2023).

I Tabell 1 redovisas ett urval av de viktigaste metalloxiderna och övriga handelsvaror som använts inom den svenska glasindustrin. Urvalet som redovisas bygger på Statens industriverks kompendium, Råvaror för glassmältning (Simmingsköld, 1985), där cirka 500 olika handelsvaror och kemiska produkter som använts inom glasindustrin redovisas.

Tabell 1 Exempel på kemiska preparat och produkter som historiskt använts vid glastillverkning. Ämnen som är särskilt prioriterade i denna undersökning markeras med fet, understruken text (As, Pb, Cd, Sb).

Funktion	Förening	Kommentar
<b>Glasbildare</b>	Kvartssand (Kiselsyra, kiseldioxid) Borax (natriumtetraborat) Borsyra	Glasbildare avser den största andelen av råvara i glasmassan.
<b>Flussmedel</b>	Natriumkarbonat (Soda) Kaliumkarbonat (Pottaska) Kalciumkarbonat (Kalk, Krita) Glaubersalt (Natriumsulfat) Flusspat (Kalciumfluorid, Kaliflusspat)	Flussmedel har som syfte att sänka glasbildarens smältpunkt som annars är alldeles för hög.
<b>Stabilisatorer</b>	<b><u>Blyoxid (Mönja)</u></b> <b><u>Blyvitt (Basisk blykarbonat)</u></b> Baryt (bariumkarbonat) Zinkoxid (Zinkvitt)	I flera exempel anges andelen bly utgöra ca 10-35 % av totala mängden vid tillverkning av kristallglas. Ca 3% av tillsatt bly uppskattas avgå från glasmassan i samband med smältning (Kaijser & Fogelberg, 1922).
<b>Luttringsmedel</b>	<b><u>Arseniktrioxid</u></b> <b><u>Antimontrioxid</u></b> Natriumsulfat (Natronsalpeter) Natriumnitrat Kaliumnitrat (Kalisalpeter)	I exempel anges andelen luttringsmedel utgöra ca 2-5 % av totala mängden där majoriteten antas avgå från glasmassan i samband med smältning (Kaijser & Fogelberg, 1922).

Tabell 1 fortsättning Exempel på kemiska preparat och produkter som historiskt använts vid glastillverkning. Ämnen som är särskilt prioriterade i denna undersökning markeras med fet, understruken text (As, Pb, Cd, Sb).

Funktion	Förening	Kommentar
<b>Färgämne/ avfärgningsämne</b>		Glasmassa helt utan färgämnen gav historiskt ofta ett glas med grön ton på grund av orenheter. För att kompensera för detta har glaset ofta avfärgats genom att tillsätta färgämnen som tar ut den gröna tonen, ex. violett alt. blått
Violett	Manganoxid Nickeloxid + koboltoxid	
Blått	Koboltoxid Kopparoxid, kopparsulfat	
Grönt	Järnoxidul Kopparoxid Kromoxid, kromsyra Uranoxid	
Gult	Järnoxid Svavel ( <b>Kadmiumsulfid</b> ) <b>Antimon (antimonpentasulfid, spetsglans (Sb<sub>2</sub>S<sub>2</sub>O)</b> Ceroxid Uransyrad natron (Fluorescerande) Silveroxid	
Rött	Kopparoxidul <b>Kadmiumselenid</b> Guld Selen (natronselenit)	
Svart	Uranoxidul	
<b>Grumlingsmedel</b>	Kalciumfosfat Kryolit (natrium-aluminium-fluorid) Kalciumfluorid	Har använts för att göra ogenomskinligt "opalglas / flussglas".

Av Tabell 1 ses att en rad olika kemiska produkter historisk brukats inom glastillverkning. Utöver råvaror / tillsatser till glastillverkningen har även olika typer av bränslekällor använts för att värma ugnarna på glasbruken vilket i många fall lämnat föroreningar i form av PAH-föreningar i jord.

Det ska även nämnas att renhetsgraden i ovan föreningar och handelsvaror med stor sannolikhet har varit varierande varför vissa metaller även tillkommit oavsiktligt genom orenheter.

### 2.1.2 Halter i jord och glasmassor

I flertalet glasbruksprojekt har metaller i glas och glasrika massor analyserats med s.k. totalhaltsanalyser efter upplösning i litiumboratsmälta och uppslutning med fluorvätesyra (HF), salpetersyra (HNO<sub>3</sub>) och saltsyra (HCl).

I Tabell 2 redovisas samlade resultat över utförda totalhaltsanalyser inom glasriket vid tolv olika objekt.

Resultaten av totalhaltsanalyserna anses representera provens absoluta halt/innehåll och tillämpbara rikt- eller jämförvärden saknas för analysmetoden. I Tabell 2 redovisas beräknade totalhalter i medeltal i relation till generella riktvärden för jord. Jämförelsen sker endast för att visa storleken av uppmätta halter, även om jämförelsen mot dessa riktvärden inte är direkt tillämpbar.

Tabell 2 Avrundade medelhalter från totalhaltsanalyser efter smälta och uppslutning med HNO<sub>3</sub>, HCl, HF samt variationskoefficient (CV). Samtliga halter anges i mg/kg TS.

Glasbruk	n	Medelhalt As	Medelhalt Pb	Medelhalt Cd	Medelhalt Sb	Cv As	CV Pb	CV Cd	CV Sb
Älghult	14	900	3 200	120	160	3,3	2,5	3,6	2,4
Alsterfors	21	1 600	6 900	220	280	1,3	2,2	2,8	1,4
Bergdala	5	2 500	14 000	225	1 400	0,7	0,4	0,8	0,8
Berghem	4	200	1 500	1	1 000	0,6	0,8	0,7	0,8
Björkä	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Flerohopp	22	1 400	9 700	4	1 300	0,6	1,7	2,0	0,8
Flygsfors	29	1 700	3 900	190	310	1,0	1,5	1,9	1,7
Gadderås	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Hjertsjö	5	1 400	16 000	3	510	0,8	1,2	1,4	0,6
Orrefors	21	3 200	520	5	750	1,6	1,9	1,7	1,7
Idesjö	5	570	3 500	10	2 400	0,8	2,1	0,5	0,6
Strömbergshyttan	22	810	11 000	1	-	1,6	2,6	1,7	-
<b>Glasriket</b>		<b>1 500</b>	<b>6 800</b>	<b>70</b>	<b>810</b>	<b>1,2</b>	<b>1,7</b>	<b>1,7</b>	<b>1,3</b>
NV KM		10	50	0,7	12				
NV MKM		25	180	2,5	30				
NV 10xMKM		250	1 800	25	300				

Av Tabell 2 ses att medelhalterna av arsenik, bly, kadmium och antimon är höga inom glasriket. Halterna varierar dock relativt mycket vilket framgår av höga variationskoefficienter (CV) för flera ämnen (CV>1,5). Värt att observera är att proverna som redovisas i Tabell 2 utgör en blandning av jordprover och samlingsprover av separerade glasprover.

För att bedöma hur en halt i jord förhåller sig mot Naturvårdsverkets generella riktvärden måste andra uppslutningsmetoder än ovan användas, i Sverige görs detta enligt standard SS 028150 med salpetersyra (HNO<sub>3</sub>), exempelvis för arsenik, bly och kadmium och enligt ISO 11466 med kungsvatten (aqua regia) för vissa metaller, exempelvis antimon. I Tabell 3 redovisas beräknade medelhalter för arsenik, bly, kadmium vid tolv olika objekt efter uppslutning med salpetersyra – pseudotalhalt<sup>1</sup>. Halten av antimon har bestämts efter uppslutning med aqua regia (enligt standardförfarande).

Riktvärdet för KM och MKM styrs av en rad olika delriktvärden, dels hälsorisker, dels miljö- och spridningsrisker. För att användningen av orala biotillgänglighetstester ska vara relevant behöver det finnas oacceptabla risker avseende oral exponering av jord. Naturvårdsverkets delriktvärden för hälsa – oralt intag av jord redovisas sist i Tabell 3 tillsammans med riktvärde för akuttoxicitet och korttidsexponering.

Tabell 3 Avrundade medelvärden för pseudotalhalter efter uppslutning med salpetersyra (mg/kg TS) samt variationskoefficient (CV).

Glasbruk	n	Medelhalt As	Medelhalt Pb	Medelhalt Cd	Medelhalt Sb	CV As	CV Pb	CV Cd	CV Sb
Älghult	20	660	2 500	5	20	3,4	3,2	3,2	3,0
Alsterfors	33	300	1 050	210	65	2,3	1,8	3,3	2,3
Bergdala	≈ 300	255	400	35	25	8,5	6,7	3,8	1,4
Berghem	130	180	1 040	2	100	3,0	6,9	3,8	1,7
Björkä	96	205	160	5	40	6,8	2,3	2,5	1,5
Flerohopp	25	65	670	2	40	2,3	3,6	2,3	2,4
Flygsfors	122	160	465	115	20	2,0	1,7	4,1	1,4
Strömbergshyttan	20	70	245	0,5	5	3,4	3,2	3,2	3,0
Gadderås	118	250	425	5	50	2,3	3,3	2,4	6,2
Hjertsjö	145	135	1 780	1	45	4,2	4,3	3,3	1,2
Orrefors	≈ 70	90	3 200	10	10	2,5	3,7	4,2	1,6
Idesjö	51	20	200	1	80	1,2	1,0	1,5	3,0
<b>Glasriket</b>	≈1100	<b>200</b>	<b>1 000</b>	<b>30</b>	<b>40</b>	<b>3,5</b>	<b>3,5</b>	<b>3,1</b>	<b>2,4</b>
NV KM		10	50	0,7	12				
NV MKM		25	180	2,5	30				
NV 10xMKM		250	1 800	25	300				
Delriktvärde: oralt intag av jord						procent av hälsoriktvärde			
KM		4,8	21	9	380	12%	54%	10%	12%
MKM		33	190	82	3 400	75%	92%	78%	78%
<b>Korttidsexponering</b>		-	<b>1 000</b>	<b>250</b>	-	-	-	-	-
<b>Akuttoxicitet</b>		<b>100</b>	-	-	-	-	-	-	-

<sup>1</sup> Med begreppet pseudotalhalt avses den mängd av ett grundämne som extraheras från ett prov genom partiell uppslutning. Enligt svensk standard görs haltbestämning av pseudotalhalt vanligtvis med uppslutning med koncentrerad salpetersyra (HNO<sub>3</sub>). Pseudotalhalten anger den mängd av en metall som kan anses vara geokemiskt tillgänglig.

Av Tabell 3 ses att medelhalterna av arsenik, bly och kadmium kan vara mycket höga i relation till generella riktvärden och delriktvärdet för oralt intag av jord. I princip så överskrider minst ett medelvärde något av riktvärdena för mindre känslig markanvändning, MKM, tillika delriktvärdet för oralt intag vid samtliga glasbruk.

För arsenik och bly överskrider medelhalten riktvärdet för risk för akuttoxicitet eller korttidsexponering vid majoriteten av bruken. På enstaka glasbruk överskrider påvisad maxhalt av kadmium riktvärdet för korttidsexponering. För antimon är det inte troligt att riktvärdet för oralt intag överskrids på majoriteten av glasbruken.

Baserat på datan i Tabell 3 går det således inte att utesluta att aktuella föroreningar utgör en förhöjd risk för människors hälsa och miljö i ett kort eller i långt perspektiv.

## 2.2 FORM OCH KOMPLEXBILDNING

Ett ämnes biotillgänglighet beror på en rad olika faktorer, och det är viktigt att förstå några grundläggande principer om föroreningar som förekommer i en fast fas. Föroreningar i jord kan vara katjoner eller anjoner och kan genomgå (ad)sorption, vilket innebär att de binds till jordpartiklar. Graden av fastläggning av föroreningar ökar generellt med tiden. För oorganiska föroreningar kallas detta att föroreningen "åldras". Detta sker på grund av olika fysikalisk-kemiska förändringar som leder till att bindningarna mellan föroreningen och den fasta fasen blir stabilare. Det gör att föroreningens rörlighet minskar.

Metallerna på glasbruksobjekt inom Glasriket är gamla och förekommer i en åldrad form. Metallerna har i flera fall också tillkommit mark på olika sätt, både direkt och indirekt. Fastläggning eller sorption kan definieras som transporten av joner eller molekyler från vattenlösning till en fast fas. Majoriteten av metallerna i jord i Glasriket förekommer troligen (ad)sorberade på ytor snarare än via kemisk adsorption, även om båda varianterna troligen förekommer i olika utsträckning.

Fysisk adsorption styrs av elektrostatiske krafter och van der Waals-krafter som uppstår när olika laddningar på partiklarnas yta bildas. Bindningskraften är relativt svag och reversibel. Kemisk adsorption sker via ligandutbyte, kovalenta bindningar och vätebindningar av inre komplex. Bildningen av kemisk adsorption beror på jordens reaktivitet och förutsättningar, såsom metalloxider, humus och lermineral i jorden. Partikelstorleken som metallen binder till är också viktig för hur stor rörligheten av föroreningen är. Beroende på föroreningens adsorptionspotential blir adsorptionen olika stark till partikelytan.

I Glasriket är det troligt att arsenik, bly, kadmium och antimon binder till olika järn- och manganhydroxider samt andra laddade och reaktiva hydroxylgrupper. Utfällningsreaktioner sker främst när oxider, karbonater och sulfider återfinns i porvattnet. Det gäller även för silikater, fosfater och sulfater.

Föroreningar som adsorberas på organiskt och oorganiskt material i jord, genom elektrostatisk adsorption på partiklarnas ytor, genomgår med tiden en sekundär omvandling. Denna omvandling leder till att föroreningen och partikeln bildar en "inre komplexbildning". Sådana komplex har mer stabila bindningar, vilket signifikant minskar biotillgängligheten av föroreningen. Med tiden kan metallföroreningar bli en del av kristallstrukturen hos det fasta materialet. Detta begränsar frisättningen av ämnet.

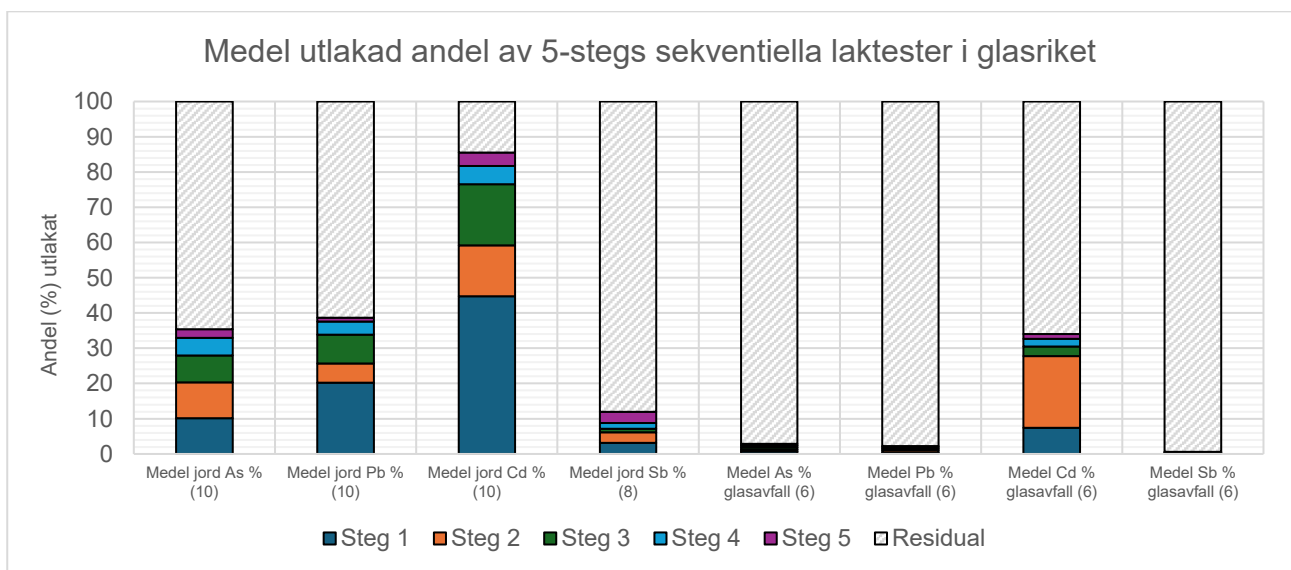
Metallföroreningar kan även vandra in i mikroporösa fasta material, exempelvis olika järn-, aluminium- och manganoxider samt vissa typer av organiska material. När organiska och oorganiska material deponeras på dessa ytor kan de adsorberade (fastlagda) metaller byggas in. Detta hindrar vidare kontakt med omgivande porvatten.

Frisättning av metallföroreningar, desorption, orsakas av flera olika fysikaliska, kemiska och biologiska processer. För att en förorening ska anses vara bioåtkomlig måste den först frigöras från det fasta materialet och övergå till löst form, det vill säga jonform. Denna process styrs av:

- Vilken mekanism/bindning som är grunden för fastläggning/ sorption.
- Hur länge föroreningen varit fastlagd.
- De kemiska förhållandena i den omgivande lösningen.

Föroreningar som binds via fysikalisk adsorption är mest tillgängliga och kan frigöras vid förändringar i jordens ytegenskaper eller porvattenkemin. Om bindningen i stället är kemisk blir metallerna mindre lösliga. I vissa fall kan dock tid ha motsatt effekt. Fysikalisk och kemisk vittring av materialet gör att föroreningar som tidigare varit hårt bundna ändå kan frisättas (Grøn & Andersen, 2003).

Skaktester vid som utförts vid objekt i Glasriket ger en grov uppskattning av metallernas löslighet. Baserat på lösligheten kan metallernas förekomstform grovt uppskattas. Utförda skaktester indikerar att arsenik förekommer som kalciumarsenat, arsenikpentaoxid och arseniktrioxid. Bly förekommer som blyulfat och olika blyoxider ( $PbO_2$  och  $Pb_3O_4$ ). Kadmium hittas som kadmiumsulfid, kadmiumkarbonat, kadmiumoxid, kadmiumselenid och kadmiumsulfat. Antimon finns som antimontrioxid och antimonhydroxid. Laktesterna tyder på att metallerna förekommer i flera olika former på samma objekt. För att förtydliga metallernas bindningsformer i Glasriket har lakbara egenskaper och komplexbindning undersökts vid ett fåtal glasbruk. Detta har utförts med sekventiella laktester i fem steg. I dessa tester utsätts provet för olika lösningar i flera steg som simulerar olika miljöer och villkor. Vad som lakas ut i varje steg visar i vilken form och till vilka komplex föroreningen är bunden i jordmatrisen (ALS, 2024). Se Figur 1.



Figur 1 Beräknad medel av andel utlakad mängd av metaller i 5-stegs sekventiella laktester i glasriket. Antalet analysvärden som använts ingått i beräkningen av medelvärde anges inom parentes.

Av Figur 1 kan det utläsas att "rena" glasmaterial lakar betydligt mindre än blandade utfyllnadsmassor, då endast 1-3% av As, Pb och Sb lakar ut i dessa material. Detta innebär att 97-99% av metallerna stannar kvar i det fasta glasmaterial efter lakförsöket. För kadmium i rena glasmassor lakas däremot en inte obetydlig andel ut, i snitt ca 35%. Observera att resultaten varierar mellan olika prover och områden.

I blandade utfyllnadsmassor är lakningen av As, Pb, Cd och Sb betydligt större, ofta över 30%. För As och Pb lakar ca 30-40% av provets totala metallinnehåll ut. För kadmium är den lakbara andelen ännu större, ca 80-90%. Majoriteten av utlakningen sker i steg 1-3, vilket kan tolkas som att dessa ämnen kan associeras till lättillgängliga organiska föreningar (humus- och fulvosyror), metalloxider och karbonater, och kan anses vara mobila/lättillgängliga under särskilda förhållanden.

När lakförsök på enskilda prover undersöks (redovisas ej) ses att utlakningen av arsenik, bly och kadmium har en stark korrelation med bl.a. kalcium, järn, aluminium, mangan och zink. Detta kan tolkas som att dessa ämnen har association till varandra i matrisen alternativt har likvärdiga lakegenskaper.

Av de sekventiella laktesterna ses att arsenik, bly, kadmium och antimon till stor del kan associeras till:

- **Järnoxider och hydroxider**, som goethit ( $\text{FeOOH}$ ) och hematit ( $\text{Fe}_2\text{O}_3$ ), särskilt vid oxiderande miljöer.
- **Aluminiumoxider**, som gibbsit ( $\text{Al}(\text{OH})_3$ ), primärt vid låga pH-värden.
- **Manganoxider**, som birnessit ( $\text{MnO}_2$ ). För arsenik kan manganoxiderna oxidera trevärd arsenik till femvärd arsenik, vilket ökar arsenikens affinitet för adsorption.
- **Lermineraller**, som kan binda till bl.a. kaolinit ( $\text{Al}_2\text{Si}_2\text{O}_5(\text{OH})_4$ ).
- **Humusämnen** (bl.a. huminsyror, fulvosyror, humuskolloider, ligninrester).
- **Kalciumkarbonat**, där dessa bindningar är främst viktiga i alkaliska miljöer (där kalciumkarbonat är mer stabilt).

Resultaten talar för att metallernas strukturer, komplex och bindningar i jord är mycket komplexa och att kunskapen om dessa är ofullständig.

### 3 TIDIGARE UTREDNINGAR DÄR BIOTILLGÄNGLIGHET UNDERSÖKTS

I tidigare projekt har UBM-tester utförts vid tolv olika glasbruk i Glasriket, se (Kemakta, 2024) för sammanställning. Biolösligheten av arsenik och bly har utförts med totalt 44 UBM-tester och kadmium med 39 UBM-tester vid tio glasbruk. Resultat från två av glasbruken, Älghult och Gadderås, har exkluderats från sammanställningen då resultaten är avvikande och WSP inte haft möjlighet att verifiera resultaten eller bakgrunden till proverna.

I redovisade data i detta avsnitt ingår totalt 40 UBM-resultat från tio glasbruksområden för arsenik och bly. För kadmium redovisas 35 UBM-tester från åtta glasbruksområden. För antimon har totalt 16 UBM utförts vid fem olika glasbruksobjekt.

#### 3.1 RESULTAT AV FAS 1 AV DENNA STUDIE

Kemakta utförde en rad UBM-analyser under fas ett till detta projekt (Kemakta, 2024). Undersökningen genomfördes med syftet att utreda metodiken för UBM och totalhaltsbestämningar. Frågorna som undersöktes var bla:

- Skillnaden mellan olika uppslutningsmetoder för totalhaltsbestämningar (i detta steg, 7M  $\text{HNO}_3$  och kungsvatten).
- Skillnaden i totalhalten av metaller i olika partikelstorleksfraktioner
- Relationen mellan biolöslighet och partikelstorlek
- Användning av resultaten från UBM-tester
- Karaktärisering av proverna; är biolöslighet beroende på innehållet av glasbitar, stoft, mm.
- Relation mellan biolöslighet och markförhållanden. I dessa inledande undersökningar kontrollerades påverkan av pH och halten av organiskt material.

Undersökningen fokuserade primärt på hur den orala biotillgängligheten varierar mellan olika typer av material och kornstorlekar i prover från Bergdala glasbruk. Från Bergdala glasbruk blandades fyra samlingsprover där tre av proverna siktades ned tre olika storleksfraktioner enligt:

1. Jord med glasinnehåll  $<0,063\text{mm}$
2. Jord med glasinnehåll  $<0,25\text{mm}$
3. Jord med glasinnehåll  $0,25\text{-}2\text{mm}$
4. Jord med glasinnehåll  $>2\text{mm}$

Prov av torvmassor siktades inte.

Provhanteringen resulterade totalt i tio samlingsprover vilka analyserades med avseende på As, Pb och Cd med två typer av pseudototalhalter, 7M salpetersyra och med kungsvatten.

Detta innebär att två pseudototalhalter erhöles för respektive prov. Delprov användes även för analys av pH och bestämning av organiskt material i respektive prov.

Studien visade på att pseudototalhalten av arsenik, bly och kadmium var högst i de fina fraktionerna 0,063 och 0,25mm. Skillnaden mellan de olika uppslutningsmetoderna visade sig vara liten för arsenik, bly och kadmium. Generellt gavs ett större haltutbyte med 7M salpetersyra än kungsvatten, vilket var oväntat då uppslutning med kungsvatten generellt anses vara en kraftigare uppslutningsmetod. Biolösligheten av arsenik varierade mellan 10 - 60% i både UBM<sub>gastric</sub> och UBM<sub>intestinal</sub>. Biolösligheten var starkt beroende av provets kornstorlek och glasmängd.

För kadmium var biolösligheten mellan 40-80% beroende på kornstorlek i UBM<sub>gastric</sub>. För bly var biolösligheten runt 70% i prover av finfraktion med glasbitar och i mellanfraktionen mellan 50-60% i UBM<sub>gastric</sub>. I torvprovet var biolöslighet mellan 50-80% i UBM<sub>gastric</sub> beroende på uppslutningsmetod.

Vidare belystes att marken kring glasbruket generellt är ganska grovkornig och att den majoriteten av ett uttaget jordprov inte analyseras vid vanliga kemiska analyser (>2mm) eller vid UBM-tester (>0,25mm).

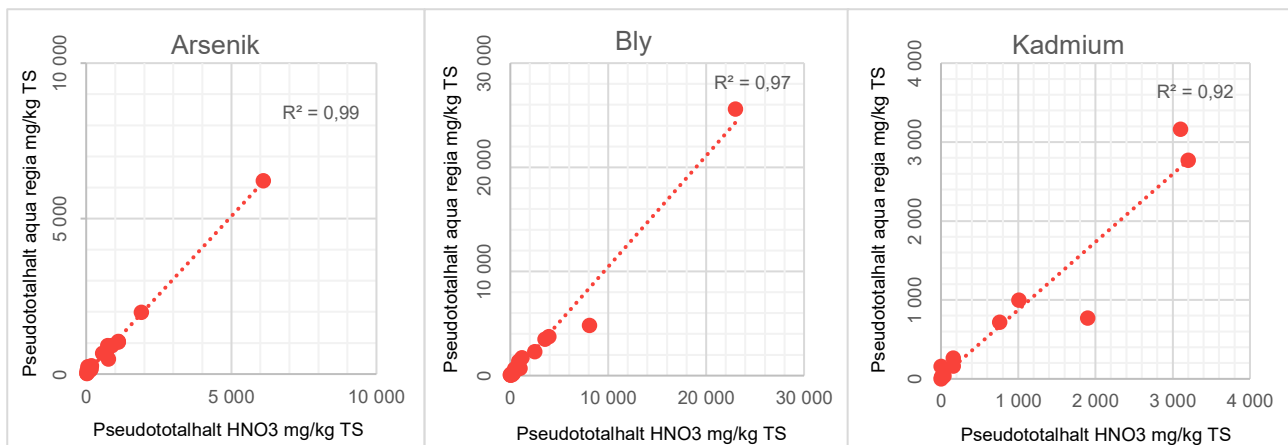
I fas 1 gjordes bedömningen att den enligt standard föreslagna fraktionen <0,25mm fortsatt kan anses lämplig för bedömning av risker vid ett glasbruksområde. Vid bedömning av risker i ett framtidsscenario bör dock även hänsyn till grövre fraktioner göras då potential för kommande spridning och exponering är möjlig genom olika typer av naturliga processer så som vittring av glas.

### 3.2 JÄMFÖRELSE MELLAN UPPSLUTNINGSMETODER

I aktuella UBM-tester har metallhalten bestämts efter uppslutning med aqua regia, vilket för majoriteten av metallerna är en annan uppslutningsmetod än den som vanligen används i svensk standard. Prover som analyserats med UBM har också, via delprover, analyserats efter uppslutning med salpetersyra.

Resultaten mellan de olika uppslutningsmetoderna kan således jämföras med varandra för att utreda om analysmetoderna är jämförbara med varandra. Val av uppslutningsmetod för att bestämma halt är som tidigare nämnt viktig, särskilt i sammanhanget bestämning av biotillgänglighet.

För att jämföra haltbestämning vid uppslutning av aqua regia och salpetersyra har resultaten av de båda uppslutningsmetoderna jämförts, se Figur 2. Datamängden i Figur 2 avser arton delprover av jord vars metallhalt analyserats efter uppslutning med aqua regia. Metallhalten har även analyserats av delprover efter uppslutning med salpetersyra. Analyserade delprover för olika uppslutningsmetoder har alltså samma "moderprov". Aktuella prover har uttagits vid glasbruket Flygsfors, Bergdala, Hjertsjö och Berghem.



Figur 2 Korrelation mellan pseudototalhalter vid uppslutning med aqua regia och salpetersyra för 18 delprover från 4 glasbruk inom Glasriket. Samtliga halter anges i mg/kg TS.

Figur 2 visar att resultaten från uppslutning med kungsvatten och salpetersyra har en stark korrelation ( $R^2$  över 0,9). Sambandet är starkast för arsenik och därefter för bly och kadmium. Vanligtvis ger kungsvatten något högre halter jämfört med salpetersyra men skillnaden tycks vara mycket liten för proverna från Glasriket. Värt att notera är att även om analyserade delprover härstammar från samma moderprov är jord en heterogen matris varför det alltid finns en osäkerhet vid jämförelse av olika delprover.

### 3.3 KORRELATION MELLAN HALT OCH BIOLÖSLIGHET

Potentiella samband mellan biolöslighet och halt metall i jord från fjorton olika vetenskapliga studier har sammanställts i en vetenskaplig artikel (Billmann, o.a., 2023). Potentiella samband med UBM som metod har dock bara gjorts i fyra av dem. Endast i en (1) studie har ett positivt samband mellan biolöslig andel och provets halt av metaller med UBM kunnat visas (Barsby, o.a., 2012). Det finns således inget uttalat samband mellan metallhalt och biolöslighet i litteraturen. Detta är också en av slutsatserna från fas ett i detta projekt, det vill säga att biolösligheten av en metall tycks vara friställd från halten i jorden.

I Tabell 4 redovisas korrelationen mellan pseudototalhalt och biolöslig andel tillsammans med korrelationen för pseudototalhalt och biolöslig halt. Korrelationerna har beräknats med Pearsons korrelationstest.

Tabell 4 Sammanställning av korrelationsanalys mellan biolöslig andel i relation till pseudototalhalt och biolöslig halt i relation till pseudototalhalt för tidigare utförda UBM-tester inom glasriket.

Korrelation	n	Korrelation biolöslig andel/pseudototalhalt	Korrelation biolöslig halt/pseudototalhalt
Arsenik G	40	0,045	0,95
Arsenik GI	40	0,014	0,92
Bly G	40	0,026	0,98
Bly GI	40	0,015	0,33
Kadmium G	35	0,12	0,75
Kadmium GI	35	0,00030	0,89

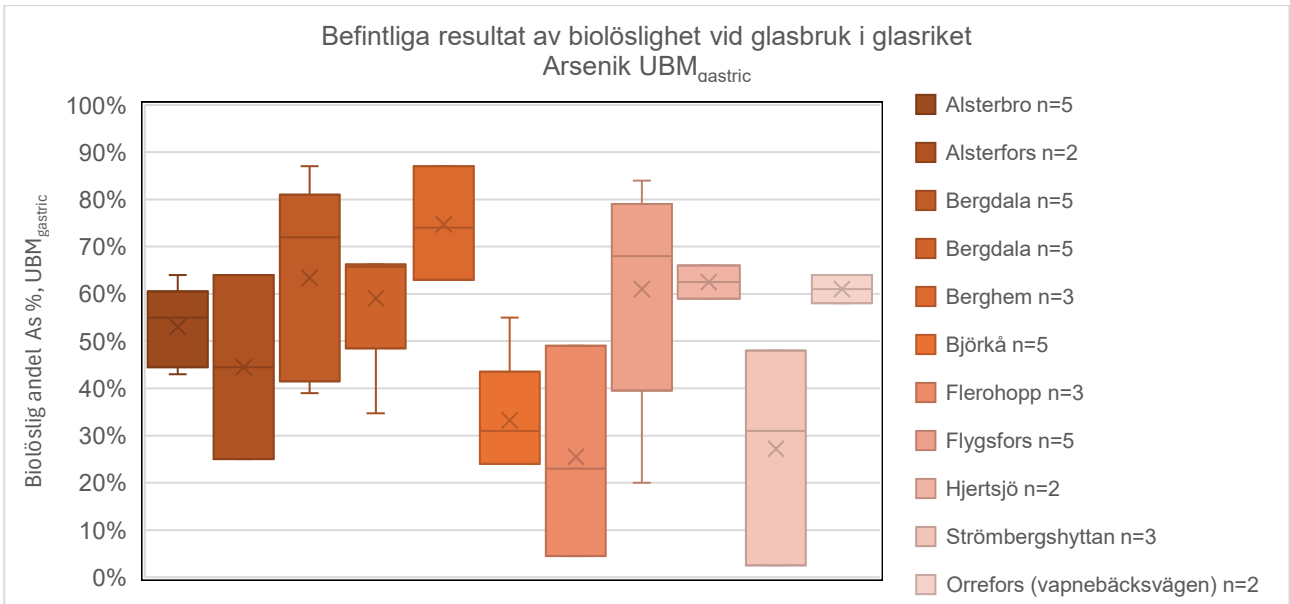
### 3.4 SKILLNADER MELLAN MARKTYPER OCH GLASINSLAG

I Fas ett undersöktes eventuella samband mellan biolöslighet, typ av jordart och mängden glas i provet. Inget starkt samband mellan dessa faktorer kunde dock fastställas.

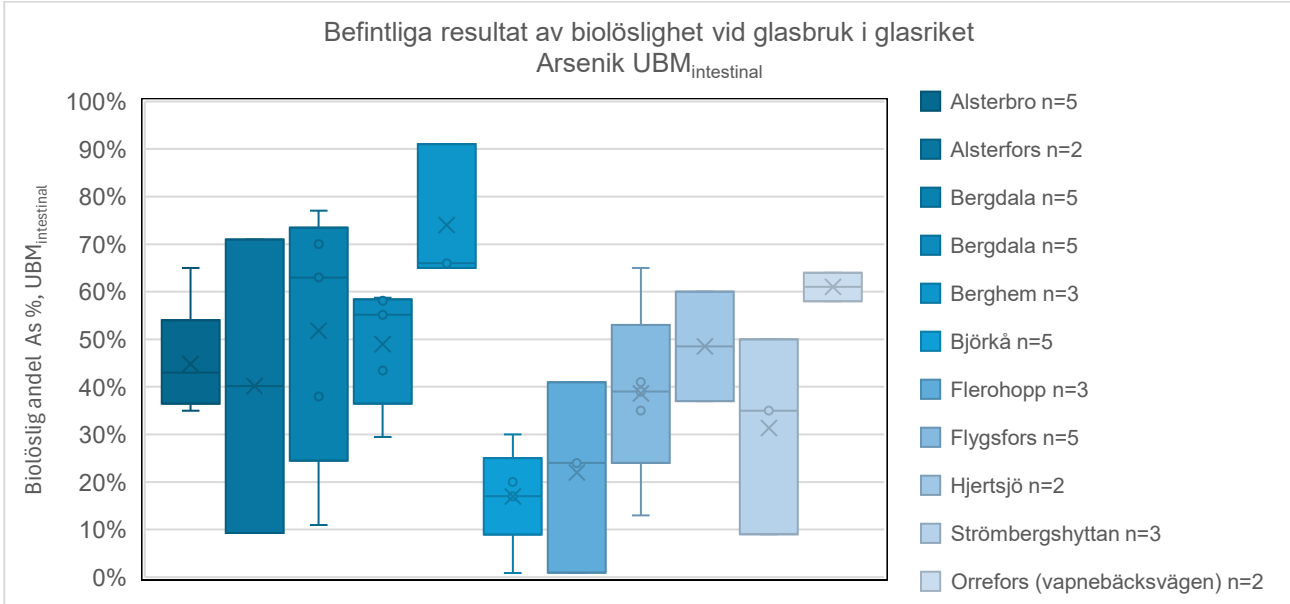
Rapporten tillägger dock att karakteriseringen av jord inte tydligt framgått av underlagsrapporterna. Exempelvis har all jord som inte är naturlig kallats för utfyllnad, oberoende om det är deponerat glasbruksavfall eller konventionellt fyllnadsmaterial, se (Kemakta, 2024).

### 3.5 BIOLÖSLIGHET I GLASRIKET I TIDIGARE SKEDEN – EN SAMMANFATTNING

I tidigare skeden där UBM använts för att uppskatta platsspecifik biolöslighet av arsenik, bly, kadmium ses att biolösligheten varierar inom glasbruken och mellan glasbruken. Biolösligheten varierar också mellan testfaserna  $UBM_{gastric}$  och  $UBM_{intestinal}$ . Se exempel på variation för arsenik från elva tidigare undersökningar vid tio olika glasbruksområden i framtagna Boxplot-diagram i Figur 3 och 4.



Figur 3 Boxplot-diagram av analyserad biolöslighet avseende arsenik i  $UBM_{gastric}$  i 11 tidigare undersökningar vid 10 olika glasbruksområden. Antalet UBM redovisas efter bruksområdets namn. Totalt antal analyser är 40.

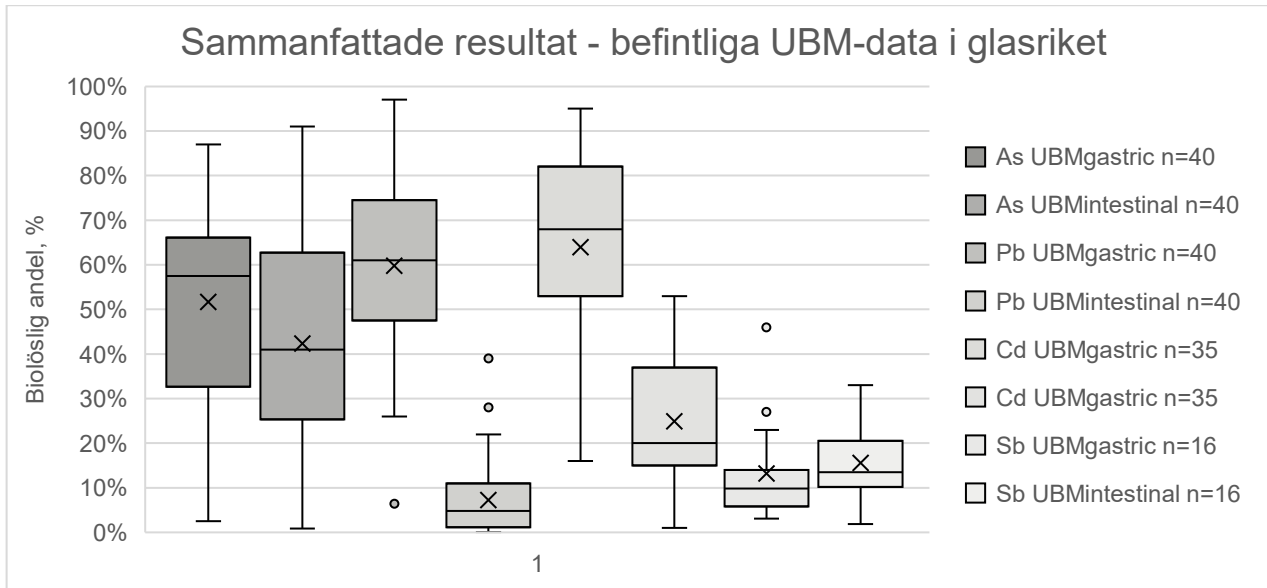


Figur 4 Boxplot-diagram av analyserad biolöslighet avseende arsenik i  $UBM_{intestinal}$  i 11 tidigare undersökningar vid 10 olika glasbruksområden. Antalet UBM redovisas efter bruksområdets namn. Totalt antal analyser är 40.

För arsenik ses att biolösligheten varierar mellan i princip mellan 0-90% i  $UBM_{gastric}$  och  $UBM_{intestinal}$ . I medeltal är biolösligheten ofta mellan 30-60% vanligt förekommande. I vissa fall, som i Bergdala, Berghem och Flygsfors uppgår den maximala biolösligheten till ca 80-90%.

För bly och kadmium ses betydligt högre biolöslighet i  $UBM_{gastric}$  än i  $UBM_{intestinal}$ . En biolösligheten mellan 50% och 70% är vanligt förekommande, men biolösligheten uppgår i några fall upp till 90% i  $UBM_{gastric}$ . I  $UBM_{intestinal}$  är biolösligheten betydligt lägre. För bly ca 10% och för kadmium mellan 20-30% i  $UBM_{intestinal}$ .

För glasriket sammanvägt ses av tidigare undersökningar att biolösligheten av arsenik, bly, kadmium och antimon varierar mycket. Samlat resultat av tidigare utförda UBM-tester i glasriket redovisas boxplot-diagram i Figur 5 och Tabellform i Tabell 5. Glasbruk som ingått i sammanställningen redovisas i Figur 3 och 4.



Figur 5 Boxplot-diagram över biösligheten i glasrieket baserat på tidigare UBM-tester. Antalet mätvärden för arsenik, As och bly, Pb är 40 st, för kadmium, Cd 35 st och 16 st för antimon, Sb.

Tabell 5 Beskrivande statistisk av tidigare utförda UBM-tester i glasrieket.

	Arsenik, As n=40	Bly, Pb n=40	Kadmium, Cd n=35	Antimon, Sb n=16
<b>Pseudototalhalt</b>				
Min mg/kg TS	2,5	35	0,1	1,8
Max mg/kg TS	6 200	26 000	3 200	390
Aritmetiskt medel, mg/kg TS	470	2 000	310	80
UCLM95, mg/kg TS	1 200	5 100	1 500	160
Standardavvikelse	1 000	4 600	720	110
CV	2,2	2,3	2,4	1,4
Fördelning	Log	Log	Log	Log
<b>Gastric</b>				
Min %	3	6	16	3
Max %	87	97	95	46
Aritmetiskt medelvärde %	52	61	64	13
UCLM95 %	57	66	70	19
Standardavvikelse	21	19	20	11
CV	0,4	0,3	0,3	0,8
Fördelning	Normal	Normal	Normal	Log
<b>Gastric-Intestinal</b>				
Min %	1	0	1	2
Max %	91	39	53	33
Aritmetiskt medelvärde %	42	7	25	16
UCLM95 %	48	11	28	19
Standardavvikelse	22	8	12	8
CV	0,5	1,1	0,5	0,5
Fördelning	Normal	Gamma	Normal	gamma

### 3.6 UBM VID OBJEKT I ANDRA BRANSCHER

Orala biotillgänglighetstester i form av UBM-tester, har utförts på förorenade områden som hör till andra branscher än just glasbruk. Framför allt har UBM-tester utförts vid tidigare gruvor, historiska industriområden och i stadsparker.

Resultaten visar att den orala biotillgängligheten varierar kraftigt mellan olika typer av objekt och branscher. Det har även noterats att högre oral biotillgänglighet av föroreningar erhålls där föroreningskällan har antropogena ursprung. Exempel på detta är att den orala biotillgängligheten generellt visat sig vara lägre vid tidigare gruvområden än vid skjutbanor och smältverk där den biolösliga andelen generellt är högre (Cave M. R., Wragg, Denys, Jondreville, & Feidt, 2011) (Zingaretti & Bacioacchi, 2021).

Franska myndigheten INERIS (ungefärlig motsvarighet till svenska MSB) gjorde under 2021 en omfattande studie där UBM-tester utfördes på jordmaterial från tidigare gruv- och industriområden från fem olika platser i Frankrike (INERIS, 2021).

INERIS redogör för att det tycks vara vanligt att observera stora skillnader avseende biolösligheten av olika föroreningar mellan objekt, liksom inom ett objekt och redogör för biolösliga andelar i spann av:

- **Arsenik:** Mellan 2 - 66% för As i UBM<sub>gastric</sub> och mellan 1 - 54% i UBM<sub>intestinal</sub>. Generellt observeras biolösligheten vara i samma storleksordning mellan de olika testfaserna men med något högre biolöslighet i UBM<sub>gastric</sub>.
- **Bly:** Mellan 2 - 99% för bly i UBM<sub>gastric</sub> och mellan 0,4 - 44% i UBM<sub>intestinal</sub>. Biolösligheten är signifikant högre i UBM<sub>gastric</sub>.
- **Kadmium:** Mellan 8 - 99% för kadmium i UBM<sub>gastric</sub> och mellan 0,5 - 45% i UBM<sub>intestinal</sub>. Biolösligheten är signifikant högre i UBM<sub>gastric</sub>.
- **Antimon:** Mellan 0,2 - 19% för antimon i UBM<sub>gastric</sub> och mellan 0,5-46% i UBM<sub>intestinal</sub>. Biolösligheten är generellt något högre i UBM<sub>intestinal</sub>.

I studien av INERIS gjordes omfattande undersökningar avseende materialens kemiska sammansättning med syfte att utreda metallernas olika bindningar och förekomstform.

Några av slutsatserna av utredningen var att det generellt tycks vara nödvändigt att undersöka varje enskilt objekt då föroreningarnas egenskaper varierar mellan områden.

Liknande resultat ses även i Falun där ca 125 UBM-tester utförts på olika områden i och runt omkring staden (AMM Uppsala, 2025). En sammanställning av UBM vid andra branscher än glasbruk redovisas i Tabell 6.

Observera att sammanställningen i Tabell 6 endast tagits fram för denna rapport och utgör inga officiella medeltal för respektive undersökning.

Tabell 6 Resultat i medeltal av utförda UBM vid andra branscher och objekt än glasbruk. Antalet prover (n) vid varje objekt anges tillsammans med beräknad biolöslighet i UBM<sub>gastric</sub> (Medel gastric) respektive UBM<sub>intestinal</sub> (Medel intestinal). Samtliga medeltal avseende biolöslighet anges i procent (%).

Verksamhet och land	n	As		Pb		Cd		Sb		Ref
		Medel gastric	Medel intestinal	Medel gastric	Medel intestinal	Medel gastric	Medel intestinal	Medel gastric	Medel intestinal	
Metallgjuteri SE	3	77	<1	74	22	-	-	-	-	(Sweco, 2020)
Skifferdagbrott SE	2	73	51	-	-	-	-	-	-	(WSP, 2022)
Park #1 SE	5	18	16	75	9	-	-	-	-	(WSP, 2019)
Park #2 SE	9	-	-	80	21	-	-	-	-	(WSP, 2024)
Silvergruva SE	6	13	8	96	12	-	-	-	-	(Relement, 2024)
Alunbruk 1 SE	4	-	7	-	24	-	-	-	-	
Alunbruk 2 SE	2	-	0,5	-	18	-	-	-	-	
Alunbruk 3 SE	2	-	-	-	1,5	-	-	-	-	

Tabell 6 fortsättning. Resultat i medeltal av utförda UBM vid andra branscher och objekt än glasbruk.

Verksamhet och land	n	As		Pb		Cd		Sb		Ref
		Medel gastric	Medel intestinal	Medel gastric	Medel intestinal	Medel gastric	Medel intestinal	Medel gastric	Medel intestinal	
Grönom gruva GB SE		11	19	62	18	-	-	-	-	(AMM Uppsala, 2025)
Grönomr gruva GC SE		15	17	58	8	-	-	-	-	
Grönomr gruva GD SE		14	22	78	16	-	-	-	-	
Grönomr gruva GE SE		23	25	56	15	-	-	-	-	
Grönomr gruva GG SE	125	12	18	63	15	-	-	-	-	
Grönomr gruva GF SE		18	28	65	10	-	-	-	-	
Avfall gruva MA SE		2	2	14	3	-	-	-	-	
Avfall gruva MB SE		1	1	10	3	-	-	-	-	
Avfall gruva MC SE		2	3	48	12	-	-	-	-	
Avfall gruva MD SE		2	2	7	1	-	-	-	-	
Ile-de-France regionen (trädgårdar, parker, avfallsanläggningar)	45	-	-	61	22	-	-	-	-	(Billmann, o.a., 2025)
Skjutbana A1 IT	3	30	-	100	-	55	-	-	-	(Zingaretti & Bacioacchi, 2021)
Skjutbana A2 IT	3	15	-	55	-	25	-	-	-	
Skjutbana S1 IT	3	25	-	65	-	40	-	-	-	
Skjutbana S2 IT	3	22	-	98	-	30	-	-	-	
Bostadsmark med odling IR	10	31	-	59	-	-	-	-	-	(Cocerva, o.a., 2024)
Bostadsmark utan odling IR	4	-	-	68	-	-	-	-	-	
Stadsmiljö IR	1	-	-	87	-	-	-	-	-	
Parkmark IR	2	-	-	54	-	-	-	-	-	
Stadsmiljö SI	118	14	11	52	5,5	62	20	3	5	(Gaberšek & Gosar, 2024)
S1 Gruva FR	27	8	13	53	14	28	16	0,7	1,9	(INERIS, 2021)
S1 Gruva FR	15	8	14	55	15	28	16	0,6	1,6	
S1 Gruva FR	12	8	12	51	11	27	16	0,9	2,3	
S2 Gruva FR	38	17	13	79	8	60	16	2,9	4,5	
S2 Gruva FR	36	18	13	79	8	61	17	3	4,6	
S2 Gruva FR	2	13	14	83	1,3	42	4	2,5	4,3	
S3 Gruva FR	40	35	35	-	-	-	-	3,5	7,1	
S3 Gruva FR	16	38	34	-	-	-	-	5	7,8	
S3 Gruva FR	24	33	35	-	-	-	-	2,5	6,6	
S5 Gruva FR	39	21	16	59	15	48	12	7,2	13	
S5 Gruva FR	29	25	19	65	18	45	14	7,6	14	
S5 Gruva FR	25	26	19	65	17	54	14	4,8	8,8	
S4 industriområde FR	31	23	23	62	8	66	22	-	-	
S4 industriområde FR	25	22	23	62	9	64	21	-	-	
S4 industriområde FR	20	23	24	63	7	69	22	-	-	
S4 industriområde FR	5	18	17	60	18	44	18	-	-	
S4 industriområde FR	6	26	23	63	5	76	28	-	-	
Glasbruk SE	40	52	42	61	7	64	25	-	-	Se tabell 5

Av Tabell 6 ses att biolösligheten arsenik i  $UBM_{gastric}$  och  $UBM_{intestinal}$  i medeltal ofta är likställda varandra och varierar mellan 0-40%. I några studier och områden ses också att biolösligheten av arsenik är större i  $UBM_{intestinal}$  än i  $UBM_{gastric}$ .

För bly och kadmium ses att biolösligheten är betydligt större i  $UBM_{gastric}$  än i  $UBM_{intestinal}$ . Biolösligheten av bly i  $UBM_{gastric}$  är vid 35 av 39 undersökta områden högre än 50%, där samtliga fall under 50% observerats i gruvavfall i Falun.

## 4 OM BIOTILLGÄNGLIGHET

### 4.1 BIOTILLGÄNGLIGHET SOM KONCEPT

Med begreppet biotillgänglighet (på engelska bioavailability) avses den mängd eller fraktion av en substans eller ämne (exempelvis läkemedel, organiska-, oorganiska föroreningar) som tas upp av en målorganism. En målorganism kan vara allt från en växt, ett bär, en människa, mask eller fågel.

Om ett ämne har 100% biotillgänglighet innebär det att den totala koncentrationen som svalts tas upp av kroppen, dvs att den interna dosen är lika stor som den externa. Om ett ämnes biotillgänglighet däremot är 20% innebär det att 80% av ämnet inte tas upp.

För att ett ämne eller en substans ska kunna tas upp i kroppen (och därmed skapa en intern dos) måste målorganismen först bli exponerad för det. Exponering kan ske på flera olika sätt, till exempel genom att äta eller dricka ämnet, få det på huden, eller andas in det via damm eller ångfas. Begreppet biotillgänglighet kan således tillämpas på alla levande organismer.

I detta projekt avser dock begreppet biotillgänglighet härnäst endast oral biotillgänglighet (via sväljning) hos människa.

Ett ämnes biotillgänglighet beror på en rad olika faktorer, dels ämnesspecifika, dels faktorer som är specifika för respektive individ. Exempel på viktiga faktorer är doseringssätt, målindividens förmåga att absorbera och metabolisera och föroreningens komplexbindning och förekomstform. EFSA (Europeiska myndigheten för livsmedelssäkerhet) anger exempelvis att biotillgängligheten för arsenit och arsenat är i princip fullständig (ca 95%) när dessa doseras via dricksvatten. När biotillgängligheten för oorganisk arsenik i mungbönor, sallad och mangold på grisar sågs en nära 100% biotillgänglighet av arsenik i mungbönor medan den endast var 50% i sallad och mangold (EFSA, 2009).

Andra faktorer som kan påverka upptaget hos en individ är ålder, kön och kosthållning. Exempelvis har det observerats att upptaget av bly är mindre hos vuxna individer och större för barn. Upptaget av bly är också större vid fastande förhållanden (ca 60%) än om blyexponeringen sker i samband med en måltid (3%) (EFSA, 2010). Likaså observeras för både bly och kadmium att individer med låga järndepåer har ett högre upptag än individer med höga järndepåer (EFSA, 2010) (EFSA, 2009).

Då biotillgänglighet och faktorer som påverkar denna är mycket komplex behöver olika förenklingar och antaganden göras för att kunna sätta upp generella råd och rekommendationer för exponering av metaller som arsenik, bly, kadmium och antimon. Detta sker exempelvis genom att fastställa olika toxikologiska referensvärden (TRV) för olika metaller på en populationsnivå. Ett TRV kan utgöras av olika typer av referensvärden. Vanliga TRV i Naturvårdsverkets modell för förorenad mark är:

- **TDI** (tolerabelt dagligt intag)
- **RISKor** (riskbaserat acceptabelt dagligt oralt intag för ämnen utan tröskeeffekter),
- **TDAE** (tolerabel dos för akuta effekter)
- **BMDL<sub>01</sub>** (Nedre konfidensgräns för referensdos vid 1 % respons), vilket i princip innebär den dos som ger 1% ökad risk för negativ effekt.

Att fastställa ett TRV är en omfattande och tidskrävande process och bygger på toxikologiska data. Den toxikologiska datan kan samlas in från olika studier på djur eller människor där olika risker och kritiska effektnivåer anges (NOAEL, LOAEL, BMD). För många ämnen är dock det toxikologiska underlaget begränsat varför även olika osäkerhetsfaktorer också tillämpas. Arbetet med att ta fram TRV görs av flera olika myndigheter och expertorganisationer, däribland olika livsmedelsverk som EFSA, FDA, svenska livsmedelverket och ATSDR, WHO och EPA för att nämna några.

Ett ämnes biotillgängligheten kan prövas på olika sätt. Det mest etablerade sättet är att pröva biotillgängligheten av en substans i s.k. in vivo-studier (studier i en levande organism), där substansen doseras i en målorganism via en bestämd matris – exempelvis via mat, dricksvatten eller jord.

I in vivo-studier mäts skillnaden mellan den doserade dosen och den mängd som återfinns i organismens blod och olika organ efter avslutad dosering. I en sådan studie ges ämnets absoluta biotillgänglighet i given form och doseringsmatris. Den absoluta biotillgängligheten kan således aldrig vara större än 100%, dvs den interna dosen aldrig kan bli större än den externa dosen.

Som ett alternativ till in vivo-studier kan i stället in vitro-studier utföras. I in vitro-tester görs testet utanför målorganismen i ett laboratoriesystem som antas motsvara de processer och förutsättningar som sker inom en målorganism. In vitro-metoder är ofta billigare, snabbare och etiskt fördelaktiga i relation till in vivo-tester.

Eftersom TRV oftast tas fram för olika ämnen i olika doseringsmatriser, och oftast för livsmedel, kan det även vara relevant att pröva ett ämnes relativa biotillgänglighet. Den relativa biotillgängligheten kan vara användbar när man vill undersöka ett ämnes biotillgänglighet i en annan matris än den som använts vid fastställande av TRV, exempelvis för förorenad jord.

I Naturvårdsverkets beräkningsmodell för förorenad jord anges olika TRV för olika ämnen. I grunden är inget av dessa TRV framtagna för att fastställa hur mycket förorenad jord en människa kan stoppa i sig, men värdet på TRV anger hur stor exponeringen av det aktuella ämnet som kan anses vara tolerabelt utan att negativa effekter på populationsnivå kan förväntas.

Eftersom jord har en helt annan sammansättning än exempelvis livsmedel och vatten bör det antas att biotillgängligheten för olika ämnen inte är densamma mellan dessa matriser. För jord förekommer det dock begränsat med toxikologiskt underlag. I Naturvårdsverkets beräkningsmodell löses denna fråga generellt genom att anta att den relativa biotillgängligheten är 100% (observera undantag för bly, Pb). Detta innebär att Naturvårdsverket säger att biotillgängligheten av det aktuella ämnet är densamma som antagits vid fastställande av TRV. Detta antagande anses generellt vara konservativt.

Av denna anledning är det viktigt att förstå skillnaden mellan en relativ och en absolut biotillgänglighet. För att kunna beräkna en relativ biotillgänglighet måste data avseende den absoluta biotillgängligheten för referensmatrisen (ofta livsmedel eller dricksvatten) fastställas samt den absoluta biotillgängligheten för det ämnet i den aktuella matrisen som avses undersökas, i detta fall jord, bestämmas.

Naturvårdsverket anger att ämnets relativa biotillgänglighet ( $BF_{rel}$ ) ges av ekvation 1:

**(Ekv. 1)**

$$BF_{rel} = BF_{jord} / BF_{TRV}$$

Där:

$BF_{rel}$  = Relativ biotillgänglighetsfaktor ( $F_{bio,or}$ ) [enhetslös]

$BF_{jord}$  = Absolut biotillgänglighet i jord [enhetslös]

$BF_{TRV}$  = Absolut biotillgänglighet i referensmatris [enhetslös]

Av de TRV som listas i Naturvårdsverkets beräkningsmodell för förorenad mark avseende arsenik, bly, kadmium och antimon har biotillgängligheten av arsenik och antimon fastställts från upptaget via dricksvatten och för bly och kadmium via fasta livsmedel.

I Tabell 7 anges den biotillgänglighet som utgör utgångspunkten vid fastställande av TRV samt den relativa biotillgängligheten som Naturvårdsverket anger som utgångspunkt i Naturvårdsverkets beräkningsmodell för förorenad jord (v.2.3.1).

Tabell 7 Referenssubstanter vid fastställande av TRV. (Kemakta, 2024) (Kemakta / IMM, 2025) (Kemakta / IMM, 2025) (Kemakta / IMM, 2025) (Naturvårdsverket, 2009) (Naturvårdsverket, 2008).

Grundämne	Referenssubstans vid framtagande av TRV	Absolut biotillgänglighet vid fastställande av TRV	Biotillgänglighet i jord NV	Relativ biotillgänglighet (biotillgänglighetsfaktor $f_{bio\_or}$ ) NV
Antimon, Sb	Kaliumantimonat	~90%	100% av det som antas vid TRV	100% (1,0)
Arsenik, As	Natriumarsenat	~100%	100% av det som antas vid TRV	100% (1,0)
Bly, Pb	Modellering av blodbly	50%	30% av det som antas vid TRV	60% (0,6)
Kadmium, Cd	Modellering av kadmium i relation till kreatinin	5% (1-10%)	100% av det som antas vid TRV	100% (1,0)

I Tabell 7 visas att Naturvårdsverket anger att den relativa biotillgänglighetsfaktorn ( $f_{bio\_or}$ ) för antimon, arsenik, bly och kadmium är 100%, 100%, 60% respektive 100%. Det betyder att Naturvårdsverket antar att biotillgängligheten för antimon, arsenik och kadmium i jord är samma som den biotillgänglighet som antagits vid fastställande av TRV (andra medium). I Naturvårdsverkets beräkningsmodell för förorenad jord redovisas inte den absoluta biotillgängligheten som är utgångspunkten vid fastställande av TRV eller i jord. I modellen redovisas i stället den relativa biotillgänglighetsfaktorn  $f_{bio\_or}$ , i majoriteten av fallen antagen vara 100% (1,0).

För bly är den relativa biotillgängligheten i jord i stället satt till 60% av biotillgängligheten som antagits vid fastställande av TRV. Den relativa biotillgängligheten ges av att Naturvårdsverket uppskattar att den absoluta biotillgängligheten av jordbly är 30% och att biotillgängligheten av bly vid fastställande av TRV är 50%. Den relativa biotillgängligheten av jordbly är därför 60%, dvs kvoten av 30/50 i enlighet med ekvation 1.

Den antagna utgångspunkten för biotillgängligheten av arsenik och antimon vid fastställande av TRV är sammanfattningsvis i princip fullständig, mellan 90-100%. Detta innebär att utgångspunkten för dessa metaller är att den externa dosen (uppmätt halt) i princip är samma som intern dos vid oral exponering. För ämnen som bly och kadmium är förutsättningarna annorlunda då TRV baseras på modelleringar där en biotillgänglighet från upptag via livsmedel används som utgångspunkt. För bly och kadmium är biotillgängligheten 50% respektive 5% som utgångspunkt för TRV. Biotillgängligheten av dessa ämnen kan dock vara större på individnivå (EFSA, 2010) (EFSA, 2009).

## 4.2 IN VITRO ORALA BIOTILLGÄNGLIGHETSTESTER

En av de största fördelarna med in vitro-tester är att inga levande organismer ingår i testerna. In vitro-tester behöver dock verifieras mot in vivo-tester för att bekräfta att det konstruerade systemet kan leverera tillräckliga resultat. När man utför in vitro-tester måste en rad olika förenklingar och antaganden göras, varför man exempelvis i stället väljer att prata om en substans biolöslighet (på engelska bioaccessibility) i stället för biotillgänglighet. Begreppet biolöslighet avser hur mycket av en svalt mängd av en substans som går i lösning i en målorganismes magsäck eller tarmkanal med potential att absorberas genom tarmväggen och efter metabolisering nå blodbanan.

För att analysera den orala biolösligheten finns ett mindre antal in vitro-tester framtagna, däribland:

- Simple Bioaccessibility method (Method 1340 / SBET). Magsäck och validerad in vivo
- Unified Barge Method (UBM). Magsäck och tunntarmen och validerad in vivo
- In vitro physiologically based extraction test (PBET) Magsäck och tunntarm och validerad in vivo
- German institute for standardization 00 19738 (DIN) Munhåla, magsäck och tunntarm. validerad in vivo

Även om de olika testmetoderna skiljer sig åt i sitt utförande och till viss del även i antaganden, är principerna likvärdiga i samtliga in vitro biotillgänglighetstester. Dessa tester prövar endast biolösligheten av en förorening i magsäcken, och vissa även i tarmkanalen.

Eftersom biotillgänglighetstester fokuserar på en förorenings orala biolöslighet kan resultaten ha en direkt inverkan på åtgärdsbehovet samt omfattningen av avhjälpandeåtgärder. Vad biotillgänglighetstester faktiskt ger svar på är dock inte alltid självklart. Konceptet kan vara svårt att överblicka, vilket innebär att det ibland är utmanande att bedöma rimligheten i resultaten och korrektheten i de tolkningar som görs.

#### 4.2.1 Förorenad jord och dess öde i en målorganism

När en människa intar jord förorenad av metaller som arsenik, bly, antimon och kadmium, blandas denna med saliv i munnen. I samband med detta sker även en mekanisk sönderdelning av blandningen genom tuggning innan den transporteras till magsäcken via svalget. Transporttiden från munhålan till magsäcken är generellt mycket kort men kan variera från enstaka sekunder upp till flera minuter. I munhålan och svalget är pH-värdet förhållandevis högt, cirka pH 6,5. Väl i magsäcken sänks pH-värdet, under fastande förhållanden ofta kraftigt, och den svalda blandningen börjar lösas upp.

I magsäcken är absorptionspotentialen för näringsämnen och metaller liten på grund av att magsäcken har en liten ytarea och att magsäckens innerväggar omges av ett tjockt pH-buffrat geléaktigt slem, vilket är impermeabelt för näringsämnen inklusive metalljoner (Powell, Jugdaohsingh, & Thompson, 1999). I magsäcken sker den viktigaste förberedelsen för kommande absorptionspotential i tarmen - upplösning.

I magsäcken löses fasta material upp och övergår till en trögflytande vätska (kymus) där bland annat föroreningar bundna till organiskt material, labila oxider, sulfider och karbonater löses upp av magsyra och enzymer, vilket leder till att metallerna till stor del går i lösning som fria joner. Processerna och miljön i magsäcken kan dock variera mellan individer och under olika tider på dygnet. Processtiden i magsäcken kan variera mellan 10 minuter och upp till 3 timmar. Detta påverkar även pH-värdet i magsäcken (vid fastande förhållanden nära pH 1 och upp till pH 5 i samband med måltider) och typ av kost.

Små barn har generellt lägre pH-värde i magsäcken än vuxna individer. Hur effektiv upplösningen av svalda material och ämnen är beror i hög grad på hur lågt pH-värdet i magsäcken är. Upplösningsgraden (biolösligheten) beror även på de aktuella ämnenas kemiska och fysikaliska egenskaper.

Efter magsäcken transporteras magvätskan satsvis ut till tolvfingertarmen. I tolvfingertarmen höjs pH-värdet i lösningen på grund av inblandning av gallvätska och bukspott (pH 7-8), där gallvätskan bryter ner olika fetter och bukspottet neutraliserar den sura kymusblandningen.

I tolvfingertarmen anses mag-tarmsystemets absorptionspotential starta då absorption av olika metaller som kalcium, järn och zink kan ske. Absorptionspotentialen varierar dock i tolvfingertarmen beroende på mängden gallvätska (vilken varierar under dygnets olika timmar) och beroende på om fastande förhållanden råder eller om några måltider intagits i närtid.

I tolvfingertarmen sker stora förändringar avseende flera metallers olika komplexbildningar på grund av det höjda pH-värdet. Metallernas komplexbildning är ämnesspecifik och varierar.

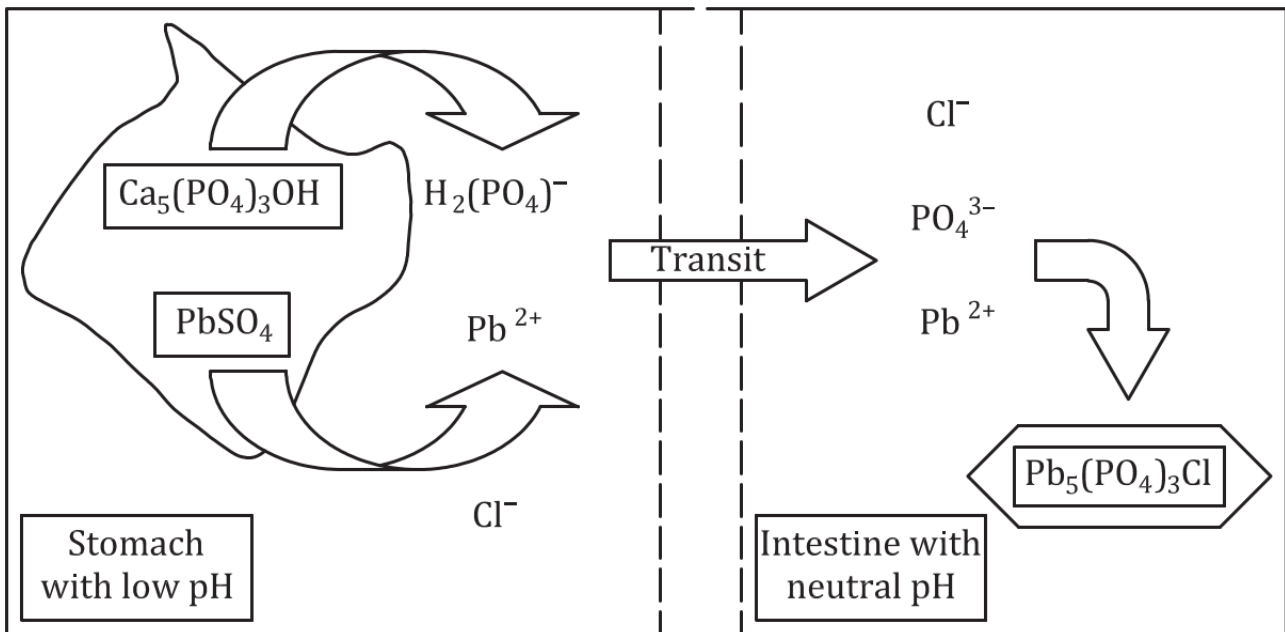
Ett exempel på detta är flera katjoner, däribland bly och kadmium. Dessa förekommer till stor del som fria joner i magsäcken på grund av den sura magvätskan. Men när pH-värdet höjs i tarmen fälls de ut och bildar komplex (ex. klorpyromorfit, kadmiumfosfat) tillsammans med fosfater som finns där (Grøn & Andersen, 2003) (Billmann, o.a., 2023). För anjoniska föroreningar som arsenik och antimon är deras lösta jonform stabil inom ett mycket brett pH-spektrum. En stor majoritet av lösta arsenik- och antimonjoner som lösts upp i magsäcken fortsätter därför vara lösta även i tarmen, trots att pH-värdet höjs.

Från tolvfingertarmen fortsätter den nu mer neutraliserade magvätskan till tunntarmen. I tunntarmen anses den huvudsakliga upplösningsfasen av det svalda materialet vara avstannad och övergår i stället till absorptionsfasen.

För att upptag (absorption) av metaller i tunntarmen ska ske krävs att föroreningen transporteras till tarmväggen. För att detta ska ske behöver föroreningen förekomma i sin fria, lösta fas (jon) eller vara löst bunden till gallvätska, exempelvis gallsyror, proteiner, lipider eller övrigt organiskt material. Absorptionen via epitelceller och upptaget delas generellt in i två olika grenar: transcellulär och paracellulär transport.

Metallerna som tagits upp via absorption kan sedan genomgå metabolism eller reduktion i epitelcellernas membran och i levern. Detta sker innan föroreningen når och späds ut i blodbanans cirkulationssystem. Mag-tarmkanalen är, precis som alla naturliga system, mycket komplex och beskrivs här förenklat.

I processerna som rör absorption i tarmkanalen finns en rad olika osäkerheter. Ett exempel är osäkerheten kring hur stort upptag av katjoniska metaller som sker i övergångszonen mellan magsäck och tolvfingertarm samt övre tunntarm, det vill säga en så kallad övergångszon, transit. I Figur 6 visas en conceptualisering av processen vilken tagits fram av (Grøn & Andersen, 2003) (SIS, 2021).

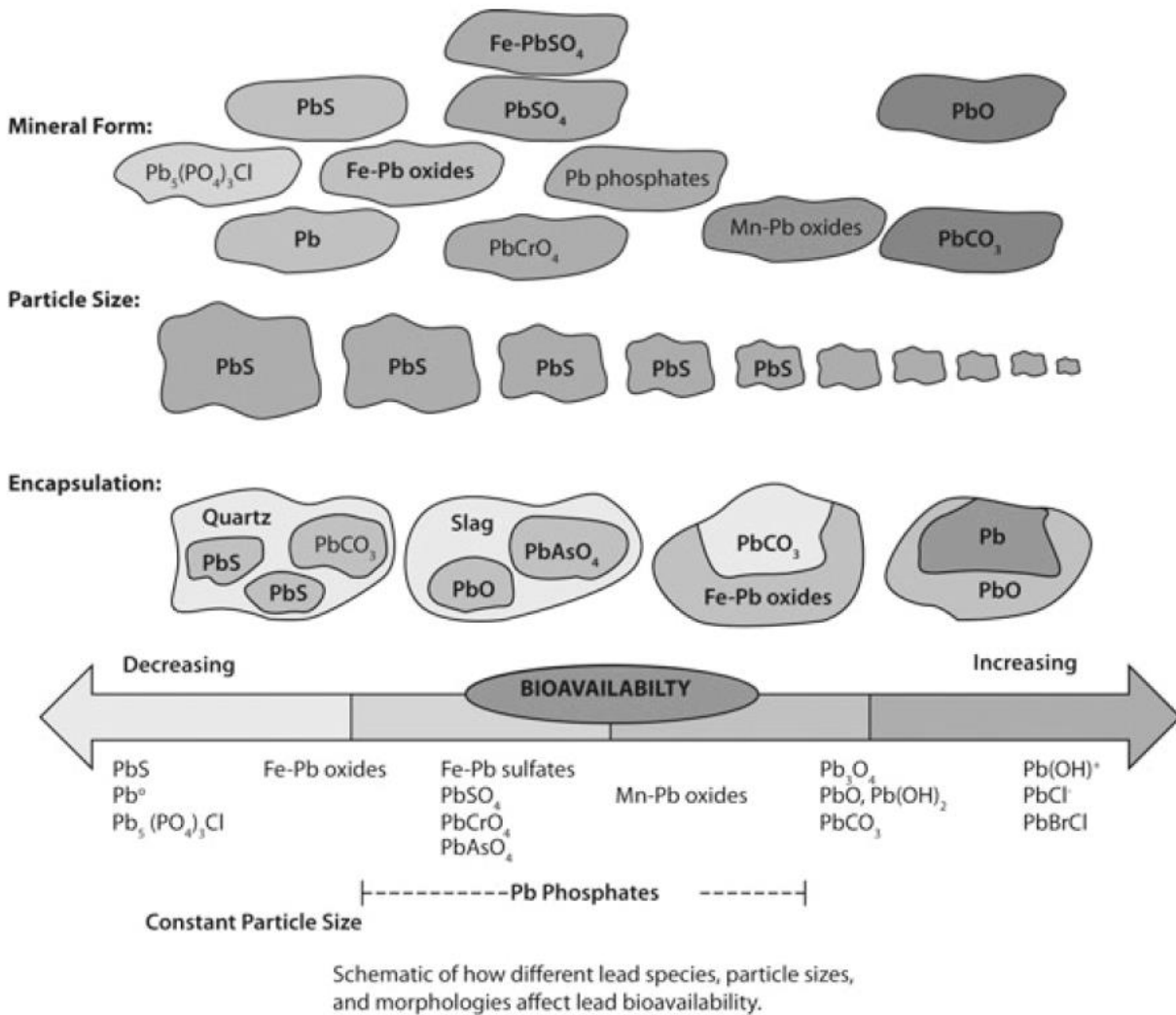


Figur 6 Exempel på upplösningsprocess av blymineral (bly sulfat) i magsäcken och efterföljande utfällning av klorpyromorfit ( $Pb_5(PO_4)_3Cl$ ) i tunntarmen (Grøn & Andersen, 2003) (SIS, 2021).

Beroende på individ och förutsättningar i mag-tarmkanalen kan transporten av sur kymus ske olika snabbt. Neutraliseringen av lösningen kan också ske med varierande hastighet. Detta gör det svårt att ta fram en generell modell för att uppskatta upptaget. Modellen ska visa om upptag sker, och i så fall hur stort upptaget blir innan jonerna immobiliseras. I övergångszonen mellan magsäcken och tunntarmen sker en mer eller mindre snabb transport beroende på vilka förhållanden som råder, till exempel fastande tillstånd eller matintag.

Passagen i övergångszonen kan vara snabb, särskilt under fastande förhållanden. Den kan även vara långsam, till exempel efter intag av mat och särskilt när kosten har hög andel fett och proteiner. Passagehastigheten påverkar pH-värdet i övergångszonen och gör att potentialen för upptag i övergångszonen är större vid låga pH-värden (Grøn & Andersen, 2003). Det innebär att även kulturella faktorer kan påverka upptaget av föroreningar hos en målorganism (SIS, 2021).

Biotillgängligheten beror även på den kemiska sammansättningen i jorden och i vilken form eller komplex den aktuella metallen är bunden till. En conceptualisering av biotillgängligheten för bly beroende på form, partikelstorlek och bärrmedia har tagits fram av (Ruby, Davis, Schoof, Eberle, & CM, 1996), se Figur 7. I exemplet redogörs att bly i form av bly sulfid generellt har en låg biotillgänglighet i relation till bly som blyoxid (Cave M. R., Wragg, Denys, Jondreville, & Feidt, 2010).



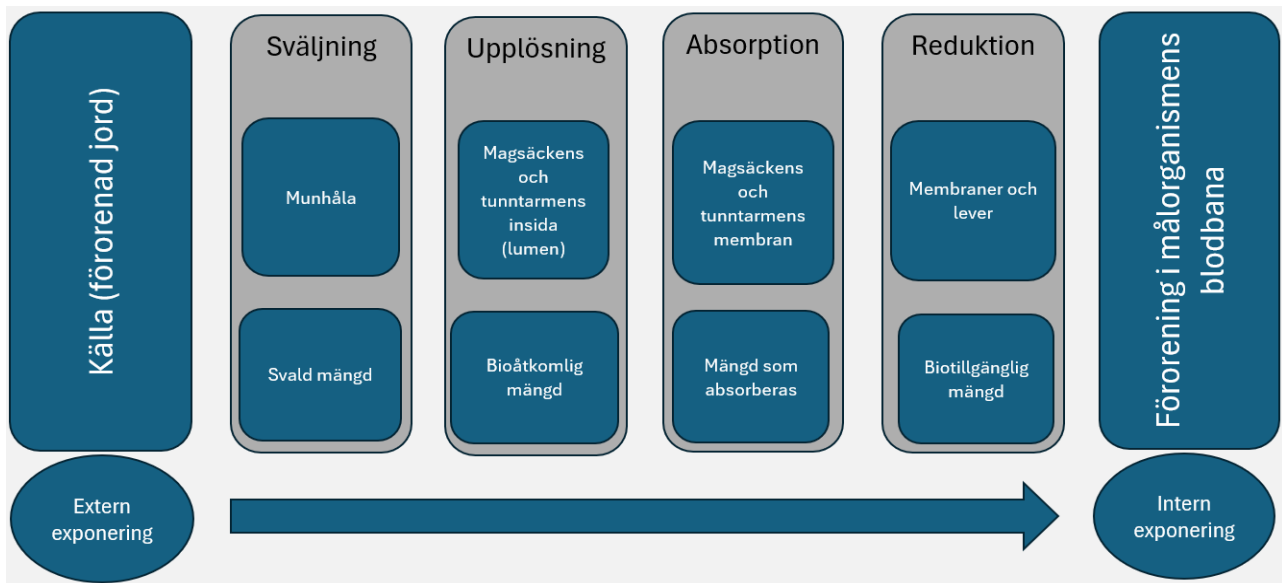
Figur 7 Konceptualisering av biotillgänglighet av bly. Figuren framtagen av (Ruby, Davis, Schoof, Eberle, & CM, 1996).

För att kvantifiera en förorenings biotillgänglighet i ett system behöver, utöver biolösligheten, även absorptionspotentialen och metabolismpotentialen bestämmas. Olika ämnen har mer eller mindre benägenhet för absorption i tunntarmen. Detsamma gäller dess metabolism i olika membran och leverceller. Vad som avgör om en substans eller ett ämne har hög oral biotillgänglighet beror på flera komplexa faktorer. Processen kan förenklas och sammanfattas i sex olika steg:

- 1. Introduktion och mekanisk sönderdelning:** Matrisen med substanser stoppas i munnen där matrisen genomgår mekanisk sönderdelning och blandas med saliv som innehåller olika enzymer. Processen är generellt mycket kortvarig.
- 2. Sväljning och upplösning i magsäck:** Den numera processade matrisen passerar svalget och förs ner genom matstrupen och till magsäcken. I magsäcken finns olika syror med lågt pH-värde och enzymer som börjar lösa upp matrisen till en vätska (kymus). Hur snabbt och fullständigt upplösningen sker beror på en rad olika faktorer, exempelvis om fastande förhållanden råder i magsäcken, matrisens och substansernas kemiska form.
- 3. Bearbetning i tarm:** Från magsäcken portioneras kymus ut i omgångar till tolvfingertarmen (duodenum). I tolvfingertarmen tillsätts bla. galla och bukspott där gallan bryter ner fetter och bukspottet i sin tur neutraliserar den sura blandningen liksom tillsätter olika enzymer för att vidare bryta ned kolhydrater, proteiner och fetter. Från tolvfingertarmen fortsätter den nu mer neutraliserade kymus till tunntarmen.

4. **Upptag i tarm:** I tolvfingertarmen sker ett visst upptag via absorption så som olika mineraler. I tunntarmen sker största delen av upptaget av substanser via absorptionen genom tarmludd (villi) in i blodomloppet. För att upptag ska ske måste den numera lösta substansen passera genom tarmväggen och in i blodkärlen. Absorptionsgraden kan påverkas av faktorer som matintag, tarmens pH-värde och tarmens motilitet (rörelse).
5. **Första passagemetabolism:** När substansen absorberats i tarmen, transporteras detta till blod i portådern som sedan transporteras till levern. Levern fungerar som en filterstation där substanser kan brytas ner ytterligare eller byggas om innan de når systemkretsloppet. Detta kallas första passagemetabolism och kan kraftigt minska mängden substans eller ämne som når blodet.
6. **Systemisk cirkulation:** Efter att ha passerat levern, når substans eller ämne systemkretsloppet (blodomloppet) och kan börja verka i kroppen.

Processen för att bedöma biotillgänglighet i en målorganism kan sammanfattas enligt Figur 8.



Figur 8 Sammanfattning av faktorer för den orala biotillgängligheten. Det är i tunntarmen det avgörande upptaget av föroreningar sker. För att upptag ska ske måste föroreningen vara i sin fria form eller löst bunden till gallvätskan. Absorptionen sker via epitelceller genom transcullär eller paracellulär transport. Transcellulär transport innebär att ämnen passerar genom celler, medan paracellulär transport sker mellan celler. Efter absorption kan föroreningar genomgå metabolism i epitelceller och levern innan de når blodbanan.

För att kvantifiera funktionerna av en metalls biotillgänglighet ( $f$ ) hos en målorganism tillämpas ekvation 2 nedan;

(Ekv 2.) 
$$f = f_b \times f_a \times f_h$$

Där:

$f$  = Biotillgänglighetsfaktor [enhetslös]

$f_b$  = Biolöslighetsfaktor [enhetslös]

$f_a$  = Absorptionsfaktor [enhetslös]

$f_h$  = Metalbolismfaktor [enhetslös]

I ekvation 2 syftar ( $f_b$ ) på den mängd metall som är biolöslig i mag-tarmkanalen, vilket sker genom upplösning – oftast i magsäcken. Huvuddelen av upptaget sker därefter genom absorption i tunntarmen ( $f_a$ ). När metallen väl har absorberats, kan mängden dessutom reduceras av olika membran eller leverceller ( $f_h$ ). Om biotillgängligheten ( $f$ ) för en metall är fullständig (100 %), vilket vanligtvis gäller när metallen ges som lösligt salt i vatten, kan ekvation 2 skrivas som:  $1 = 1 \times 1 \times 1$ .

Om upplösningen (fb) av metallen är långsam eller ofullständig och således är mindre än fa och fh blir fb det steg som begränsas biotillgängligheten. I det fallet är upplösningssteget (fb) det som avgör biotillgängligheten. Om i stället absorptionen (fa) är den långsamma eller ofullständiga processen avgör detta steg biotillgängligheten (f).

Eftersom in vitro testerna mäter biolöslighet (fb) och inte direkt biotillgänglighet (f), behöver vissa antaganden göras. Till exempel behöver värden för absorptionsfaktorn (fa) och metabolismfaktorn (fh) antas, eftersom dessa ofta är okända. Sammantaget är det alltså biolösligheten, absorptionsfaktorn och metabolismfaktorn tillsammans som styr biotillgängligheten, och deras inbördes balans avgör vilken princip som gäller i det enskilda fallet. Exempel på olika typer av inbördes balans:

- Upplösningen sker snabbt och fullständigt i magsäcken tillsammans med en lika snabb och fullständig absorption i tarmkanalen. Systemet är i jämvikt, där varken upplösningen eller absorptionen begränsar förutsättningarna för intern exponering.
- Långsam eller ofullständig upplösning i magsäcken tillsammans med en snabb och fullständig absorption av lösta ämnen i tarmkanalen. Upplösningssteget i magsäcken begränsar upptaget.
- Snabb och fullständig upplösning i magsäcken och långsam och ofullständig absorption i tarmkanalen. Absorptionssteget begränsar upptaget.
- Ingen upplösning eller absorption sker av ämne.

#### 4.2.2 Unified BARGE Method (UBM)

Unified BioAccessibility Research Group of Europe Method (UBM) är ett sekventiellt laktest in vitro som används för att approximera biotillgängligheten i två parallella faser, gastric-fasen (UBM<sub>gastric</sub>) och gastric-intestinal-fasen (UBM<sub>intestinal</sub>) genom att analysera biolösligheten med hjälp av olika syntetiska mag- och tarmvätskor. UBM är ett fysiologiskt anpassat test vilket innebär att det är uppbyggt för att efterlikna den naturliga processen och de naturliga vätskor som sker hos en människa. Eftersom UBM prövar biolöslighet omfattar testet punkt 1-3 i punktlistan i avsnitt 4.2.1 ovan, dvs mekanisk sönderdelning, sväljning och upplösning i magsäcken samt bearbetning i tunntarmen, men omfattar inte de efterföljande punkterna 4-6.

Eftersom UBM och övriga in vitro tester, analyserar biolöslighet (ibland även kallat bioåtkomlighet), är en av de grundläggande principerna för metoden att absorptionsfaktor (fa) och metabolismfaktor (fh) är nära 1 för att biolösligheten ska kunna representera biotillgängligheten.

UBM är en standardiserad metod (ISO 17924:2018, IDT) och har validerats med in vivo studier avseende arsenik, bly och kadmium (Denys, o.a., 2012A). Hos flera utförande laboratorier kan metoden däremot beställas för fler analyter än de metoden är validerad för. Testet är ursprungligen framtaget vid Nederländska RIVM (Nederländernas motsvarighet till Naturvårdsverket) men har vidareutvecklats av en europeisk forskningsgrupp BARGE (BioAccessibility Research Group of Europe).

UBM har validerats via en in vivo modell på ungrisar som visat sig utgöra en god representation av upptaget som sker hos små barn. UBM är således inte direkt anpassad för att representera vuxna individer. I valideringsstudien ingick även antimon men då antimon gav för låg biotillgänglighet i studien har inte fullständiga resultat kunnat studeras för antimon.

Att UBM har en fysiologisk anpassning innebär att testet försöker representera kroppens egna uppehållstider (med ett snitt) och med syntetiska mag- och tarmvätskor. I UBM antas att fastande förhållanden råder vilket innebär att testet antar ett konservativt scenario då flertalet studier visat att biolösligheten och biotillgängligheten av metalliska föroreningar är begränsad när denna sväljs tillsammans med kost – vilket beaktas i andra in vitro biotillgänglighetstester. UBM börjar med att jordprov torkas och siktas ner till <0,25 mm. Efter att provberedningen är slutförd fördelas det torkade och siktade provet till fem olika delprover. Ett jordprov plockas ut för analys av pseudototalhalt<sup>1</sup> med kungsvattenuppslutning och resterande fyra prover tillsätts provrör med 0,6 gram vardera. Orsaken till att fyra provrör (två för varje testfas) förbereds är att laktestet är avsett att utföras i duplikat.

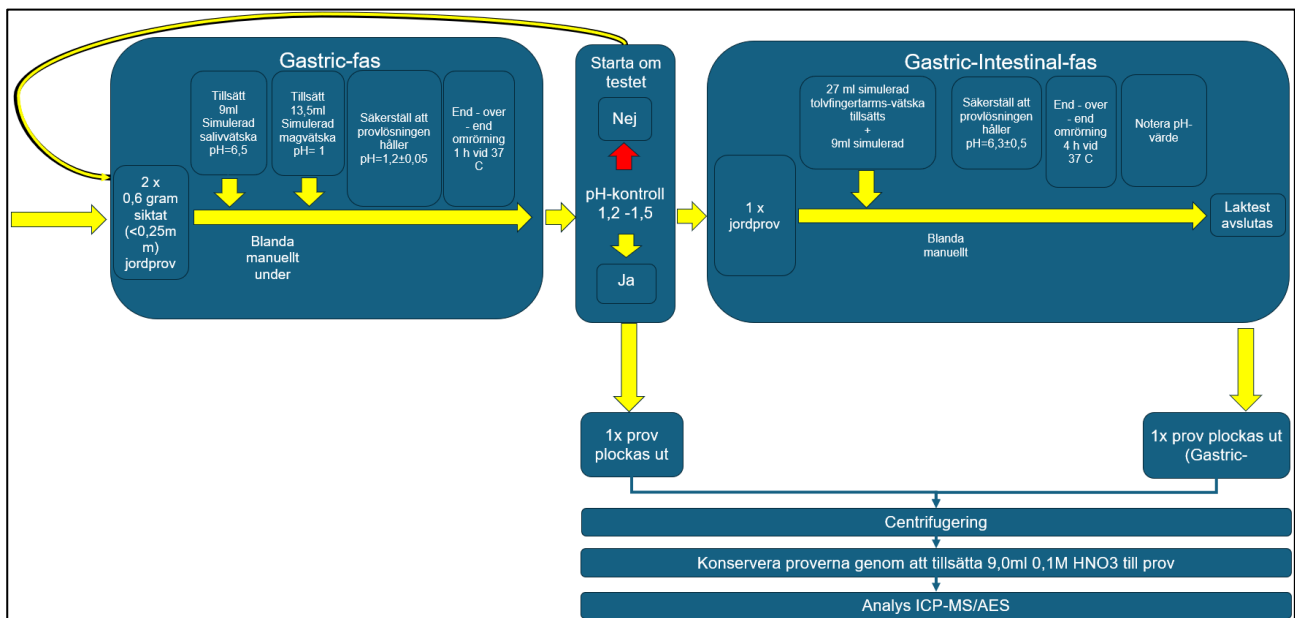
Inför testerna förbereds olika typer av syntetiska magtarm-vätskor:

- **Simulerad salivvätska** i form av en oorganisk och en organisk del samt alfa-amylas, mucin och urinsyra.
- **Simulerad magvätska** i form av en oorganisk del och en organisk del samt albuminserum, mucin och pepsin
- **Simulerad tolvfingertarmsvätska** med en oorganisk och en organisk del samt kalciumklorid, albuminserum, pankreatin, lipas
- **Simulerad gallvätska** med en oorganisk och en organisk del samt kalciumklorid, albuminserum och galla.

Som ett första steg i laktestet tillsätts simulerad salivvätska till samtliga prover, dvs både "UBM<sub>Gastric</sub>" och "UBM<sub>intestinal</sub>". Proverna blandas sedan för hand. Efter 5-15 minuter tillsätts den simulerade magvätskan till samtliga prover. Lösningen ska efter detta steg hålla ett pH-värde på  $\text{pH } 1,2 \pm 0,05$ . Proven ställs sedan i en end – over – end omrörare (behållaren roteras runt sin egen axel) under 1 timme.

Efter detta steg ska nu provlösningen hålla ett pH-värde som är mellan  $\text{pH } 1,2-1,5$ . I det fall provlösningen är inom det accepterade pH-intervallet ska provrör märkta "Gastric" nu plockas bort och centrifugeras under 15 minuter. Till gastric-proverna tillsätts sedan salpetersyra för konservering och placeras i kylskåp i väntan på analys med lämplig metod, ofta ICP-MS/AES. I det fall provlösningen ligger utanför det accepterade pH-intervallet måste testet startas om. För prov märkt "Gastric-Intestinal" fortsätter laktestet till nästa fas där simulerad tolvfingertarmsvätska och gallvätska tillsätts provröret.

Efter detta görs en pH-avläsning för att säkerställa att lösningen håller ett pH-värde på  $6,3 \pm 0,5$ . Proven återgår sedan till end – over – end omrörning under 4 timmar. Efter detta mäts pH-värdet i lösningen varefter provet centrifugeras under 15 minuter. Till Gastric-Intestinal-proverna tillsätts sedan salpetersyra för konservering och placeras i kylskåp i väntan på analys med lämplig metod, ofta ICP-MS/AES. Testets genomförande och olika testfaser beskrivs översiktligt i Figur 9.



Figur 9 Principiellt flödesdiagram av UBM.

### 4.2.3 Tolkning av resultat från UBM

Resultatet av UBM-testet utmärks i två biolöslighetsfaktorer: en som avser biolöslighet i magsäcken UBM<sub>gastric</sub> och en som avser biolöslig halt i magsäck följt av tarmen, UBM<sub>intestinal</sub>. Biolöslighetsfaktorererna erhålls genom att ta halten i lakvätskorna efter laktesten och dela denna med pseudototalhalten samt multiplicera med 100 för att resultaten ska erhållas i procent, se ekvation 3.

(Ekv. 3) 
$$\text{Biolöslig andel \%} = \frac{\text{Biolöslig halt i magvätska} \left[ \frac{\text{mg}}{\text{kg}} \right]}{\text{Halt i fast material} \left[ \frac{\text{mg}}{\text{kg}} \right]} \times 100$$

Den biolösliga andelen beskriver den mängd metall som finns löst i den syntetiska magtarmvätskan i relation till pseudototalhalten. Resultaten av UBM<sub>gastric</sub> visar hur stor andel av föroreningen som är biolöslig i en mycket sur miljö, likvärdig den hos ett litet barns magsäck under fastande förhållanden.

Resultaten av UBM<sub>intestinal</sub> visar hur stor andel av föroreningen som är biolöslig i en svagt sur till neutral miljö, likvärdig den hos ett litet barns tunntarm under fastande förhållanden.

Vilket av värdena, UBM<sub>Gastric</sub> eller UBM<sub>Intestinal</sub>, som bäst representerar upptaget hos människa kan diskuteras, men resultat från båda testfaserna är validerade mot djurförsök in vivo. I valideringsstudien anges att resultat från UBM<sub>gastric</sub> är den fas som visat på starkast korrelation till djurförsöken varför denna testfas bör prioriteras (Denys, o.a., 2012A).

Generellt ges högre biolöslighet i UBM<sub>gastric</sub> än i UBM<sub>intestinal</sub>. Påståendet gäller särskilt för katjonerna bly och kadmium, vilket också kan förväntas pga. katjonernas pH-beroende löslighet. För anjonerna arsenik och antimon är biolösligheten mer likställd mellan de olika testfaserna.

I valideringsstudien anges att metallernas biolöslighet i respektive testfas beräknas relativt till den maximala biolösligheten i UBM. Den maximala biolösligheten för arsenik, bly, kadmium och antimon har prövats genom att utföra UBM-test med kända doser av lättlösliga salter där metallerna förekommer i jonform. Resultaten av UBM-testerna visas i Tabell 8 och ska enligt författarna ses utgöra maximal biolöslighet av aktuella metaller i UBM-test (Denys, o.a., 2012A).

Tabell 8 Uppmätt biolöslighet med UBM för lättlösliga salter i jonform.

Grundämne	Referenssubstans	Biolöslighet Gastric, %	Biolöslighet Gastric-Intestinal, %
Antimon, Sb	Kaliumantimonat	93 ± 5	92 ± 4
Arsenik, As	Natriumarsenat	95 ± 3	90 ± 2
Bly, Pb	Blyacetat	99 ± 2	66 ± 3
Kadmium, Cd	Kadmiumklorid	98 ± 2	68 ± 3

I Tabell 8 visas att biolösligheten av kaliumantimonat, natriumarsenat, blyacetat och kadmiumklorid i UBM<sub>gastric</sub> är i spannet 90-100%. Med detta menas att den maximala biolösligheten av referenssubstanserna är mellan 90-100%, vilket i princip kan likställas med en fullständig biolöslighet.

I UBM<sub>intestinal</sub> är biolöslighet för arsenik respektive antimon likvärdig den som observeras i UBM<sub>gastric</sub>, ca 90-95%. För katjonerna bly och kadmium är däremot biolösligheten betydligt lägre i UBM<sub>intestinal</sub>, mellan 65-70%.

Detta är en viktig kunskap då detta berättar att den maximala biolösligheten för bly och kadmium i UBM<sub>intestinal</sub> är ca 70% och inte 100%. Deny, et al. anger att den lägre biolösligheten i UBM<sub>intestinal</sub> beror på pH-förändringen och att katjonerna fällt ut från lösningen och återabsorberas till jorden alternativt till olika pepsinkomplex. Liknande tester av spikade prover utförs även av Eurofins Expertise microbiologique France, som standard i samband med UBM-analys.

När holländska RIVM, som var med och utvecklade UBM utvärderade föregångaren till det test som senare blev UBM var utgångspunkten att värden från UBM<sub>intestinal</sub> var det realistiska värdet för faktiskt upptag (RIVM, 2006). Detta motiverades med att det är i tunntarmen som upptaget av metaller sker. RIVM anger vidare att användandet av biotillgängligheten i Gastric-fasen troligen överskattar biotillgängligheten med en faktor 2, då testet endast utgår från fastande förhållanden.

RIVM poängterar även att testet generellt kan anses vara konservativt för metaller då det utgår från fastande förhållanden, i vilket biolösligheten generellt är betydligt högre (20% högre), samt att testet utgår från en absorptionsfaktor och metabolismfaktor = 1, vilket bedöms vara ett konservativt antagande (RIVM, 2006).

I SGI:s produktblad för UBM anges ett liknande resonemang där användandet av  $UBM_{intestinal}$  förespråkas (SGI, 2012). I motsats till RIVM och SGI ovan anger franska INERIS och brittiska BGS att det högsta värdet av  $UBM_{gastric}$  /  $UBM_{intestinal}$  bör användas för att bedömningen ska vara konservativ och inte riskera att underskatta biotillgängligheten.

En motivering till att det högsta värdet från de olika testfaserna ska användas är att det finns osäkerheter kopplade till när upptaget av metaller i magtarmkanalen faktiskt börjar. Osäkerheterna kan kopplas till de olika scenarion som redovisas i slutet av avsnitt 4.2.1. I USA där USEPA använder andra testprotokoll än UBM för att approximera biolöslighet, som SBET eller Method 1340, provas biolöslighet endast i en testfas som motsvarar magsäcken, och inte tunntarmen.

## 5 APPLICERING AV BIOLÖSLIGHET I NATURVÅRDSVERKETS BERÄKNINGSMODELL

I föreliggande avsnitt redovisas en rekommendation för hur resultat av UBM-tester kan implementeras i en hälsoriskbedömning baserad på Naturvårdsverkets beräkningsmodell för förorenad mark (V.2.3.1).

Förhållningssättet har ursprungligen presenterats i (Billmann, o.a., 2025). Hanteringen är principiellt lik den som rekommenderas av USEPA vid fastställande av platsspecifik oral biotillgänglighet med SBET / Method 1340 (USEPA, 2007) (USEPA, 2021). Dock har denna implementering anpassats utifrån UBM.

I dagsläget saknas vägledande litteratur för hur UBM ska implementeras i hälsoriskbedömningar av förorenad jord. Olika aktörer gör olika bedömningar och hanterar data på olika sätt, vilket också är en av orsakerna till föreliggande arbete.

I flertalet tidigare undersökningar där oral biotillgänglighet prövats med UBM uppges att biolösligheten som ges av  $UBM_{intestinal}$  är mest representativ för det upptaget av metaller. Detta motiveras med att det är i tunntarmen som majoriteten av upptaget av metaller sker, inte i magsäcken. Detta är också det förhållningssätt som tidigare lyfts fram av SGI (SGI, 2012).

I Fas 1 till denna studie redogörs förutsättningar för att implementera UBM-data i Naturvårdsverkets beräkningsmodell. I rapporten anges att förutsättningarna för att använda UBM skiljer sig åt för olika metaller och en av de preliminära slutsatserna är:

- Biolösligheten av bly i de studerade jordproverna visar att det är mycket sannolikt att biolösligheten i mark kring glasbruk är högre än den biotillgänglighet på 30% som är utgångspunkten för riktvärdesmodellen. Således kan inte resultaten av UBM-tester användas för justering uppåt av riktvärden för jord med avseende på biotillgänglighet. Inte heller den observerade biolösligheten av arsenik och kadmium indikerar en begränsad biotillgänglighet på glasbruksmark.

För att förstå sammanhanget av påståendet ovan behöver Naturvårdsverkets antaganden för biotillgängligheten för aktuella metaller redas ut.

### 5.1 BLY

I Naturvårdsverkets uppdaterade datablad för bly ses att TRV är satt till 0,0005 mg/kg kroppsvikt och dag (Kemakta / IMM, 2025). Värdet är hämtat från EFSA:s toxikologiska bedömning av bly i mat (EFSA, 2010). Vidare kan TRV-värdet härledas till en exponeringsmodell för bly (IEUBK) som tagits fram av USEPA (USEPA, 2007).

I exponeringsmodellen används ett begränsningsvärde (BMDL<sub>01</sub>) som anger att koncentrationen av blodbly inte ska överskrida 12 µg/l då denna koncentration anses utgöra den lågrisknivå för där utvecklingen av hjärnan hos barn inte påverkas negativt. I IEUBK anges att biotillgängligheten av bly i mat och vatten antagits vara 50% och att biotillgängligheten för jordbly är 30% (Kemakta / IMM, 2025) (USEPA, 2021).

I IEUBK kan platsspecifika exponeringsmodeller för bly tas fram och platsspecifika dosberäkningar beräknas. En platsspecifik bedömning av den orala biotillgängligheten av bly i IEUBK kan göras genom att justera parametern Absorption Fraction Percent (AFP) för olika exponeringsmedier.

Värdet på AFP anger hur stor andel av koncentrationen av bly som kan antas vara biotillgänglig för respektive exponeringsmedia, dvs en absolut biotillgänglighetsfaktor för olika medier.

I modellen anges generella värden på AFP för livsmedel (AFP<sub>diet</sub>), dricksvatten (AFP<sub>water</sub>), jord (AFP<sub>soil</sub>) och damm (AFP<sub>dust</sub>). Biotillgänglighetsfaktorn för AFP<sub>diet</sub> och AFP<sub>water</sub> är 50% som utgångspunkt och är baserade på biotillgängligheten för blyacetat löst i vatten. För jordbly anges AFP<sub>soil</sub> vara 30% som utgångspunkt (USEPA, 2021).

USEPA utgår alltså från att 30% av svalt jordbly absorberas i kroppen. Den absoluta biotillgängligheten av jordbly är alltså 30%. Genom att ta det generella värdet på AFP<sub>soil</sub> och dela detta med AFP<sub>water</sub> ges kvoten som Naturvårdsverket kallar relativ biotillgänglighetsfaktor (f<sub>bio\_or</sub>). Det generella värdet på f<sub>bio\_or</sub> är 0,6 (60%).

För att approximera biotillgängligheten av jordbly använder USEPA ett in vitro biolöslighetstest. Arbetsgången för hur resultaten av biolöslighetstestet (IVBA) ska hanteras innan detta kan anses utgöra ett platsspecifikt värde för AFP<sub>soil</sub> anges i ett faktablad framtaget av USEPA (USEPA, 2021). Arbetsgången sammanfattas i punkt 1-2 nedan:

1. Resultat från IVBA sätts in i regressionen mellan biolöslighet in vitro och biotillgänglighet in vivo:  
**RBA = 0,878 \* IVBA% - 2,8% (R<sup>2</sup>=0,92).**
2. För att beräkna ett platsspecifikt AFP<sub>soil</sub> ska RBA sättas in i ekvationen:  
**AFP<sub>soil</sub> = RBA / 100 \* AFP<sub>water</sub>**

Om biolösligheten i IVBA är 70% ger detta en RBA som är 59% enligt steg 1 ovan. När RBA på 59% används i ekvationen i steg 2 ovan ger detta ett värde på AFP<sub>soil</sub> som är 30%.

Om den relativa biotillgängligheten för jordbly (AFP<sub>soil</sub>) och mat (AFP<sub>diet</sub>) ska beräknas behöver AFP<sub>soil</sub> divideras med AFP<sub>diet</sub>. Resultatet av den relativa biotillgängligheten av jordbly blir i detta fall 60% (0,6).

Biolösligheten av bly i IVBA och biotillgängligheten av jordbly är inte samma likställd och får således inte blandas ihop. Baserat på arbetsgången som redogörs av USEPA är slutsatsen om att "biolösligheten i mark kring glasbruk är högre än den biotillgänglighet på 30% som är utgångspunkten för riktvärdesmodellen" inte nödvändigtvis relevant eller korrekt.

Då In vitro testet UBM har validerats genom djurförsök In vivo kan liknande regressioner tas fram för UBM in vitro och djurförsöken in vivo. För bly har regressioner tagits fram av (Billmann, o.a., 2025) vilka baserats på data från valideringsstudien (Denys, o.a., 2012A).

Regressionsformlen för bly för UBM redovisas i ekvation 4 och 5 nedan:

**Ekvation 4**  $RBA_{\text{gastric}} = 0,91 * Pb \text{ UBM}_{\text{gastric}} \% - 1,69 (R^2 = 0,93)$

**Ekvation 5**  $RBA_{\text{intestinal}} = 0,92 * Pb \text{ UBM}_{\text{intestinal}} \% - 1 (R^2 = 0,89)$

(Billmann, o.a., 2025) anger fortsättningsvis att eftersom den maximala biolösligheten i UBM<sub>gastric</sub> respektive UBM<sub>intestinal</sub> inte är densamma ska biolösligheten i de olika testfaserna beräknas relativt med den maximala biolösligheten för respektive testfas.

Regressionerna vidareutvecklas av denna anledning till kalibreringsekvation 6 och 7 nedan:

**Ekvation 6** 
$$f_{\text{bio\_or Pb UBM}_{\text{gastric}}} = 0,91 \times \frac{\text{UBM Gastric \%}}{0,99} - 1,69$$

**Ekvation 7** 
$$f_{\text{bio\_or Pb UBM}_{\text{intestinal}}} = 0,92 \times \frac{\text{UBM Intestinal \%}}{0,65} - 1$$

I ett fall där biolösligheten av bly i  $\text{UBM}_{\text{gastric}}$  är 70% och i  $\text{UBM}_{\text{intestinal}}$  är 10% ger detta värden för  $f_{\text{bio\_or Pb UBM}_{\text{gastric}}}$  på ca 63% och  $f_{\text{bio\_or Pb UBM}_{\text{intestinal}}}$  på 13%.

Den relativa biotillgänglighetsfaktorn av jordbly av  $\text{UBM}_{\text{gastric}}$  är i detta fall 63% respektive 13% för  $\text{UBM}_{\text{intestinal}}$ . För jordbly kommer biotillgängligheten alltid vara högre när denna beräknas med värden från  $\text{UBM}_{\text{gastric}}$  än  $\text{UBM}_{\text{intestinal}}$ . Detta är ett naturligt resultat av ämnets kemiska egenskaper.

Båda värdena kan dock anses vara representativa för upptaget som sker, då båda har visat på god korrelation i djurförsök. Samtidigt anger (Denys, o.a., 2012A) att  $\text{UBM}_{\text{gastric}}$  har starkare korrelation med djurförsöken in vivo än  $\text{UBM}_{\text{intestinal}}$  och att  $\text{UBM}_{\text{gastric}}$  ensamt utgör en god proxy för biotillgängligheten.

## 5.2 ARSENIK, KADMIUM OCH ANTIMON

För antimon har ingen regression kunnat tas fram då biotillgängligheten av antimon in vivo i tre av fyra mätpunkter (njure, lever och ben) inte gick att rapportera över rapporteringsgränsen. En låg biolöslighet kunde dock mätas med UBM vilket innebär att UBM överskattar biotillgängligheten av antimon.

För antimon rekommenderas av denna anledning ett konservativt förfarande utan regression.

### 5.2.1 Arsenik

För arsenik anges dels ett TDAE-värde och ett  $\text{RISK}_{\text{or}}$ -värde. Naturvårdsverkets antagna TRV för arsenik i förorenad mark är satt till 0,000006 mg/kg kroppsvikt och dag. Vid fastställande av TRV har en biotillgänglighet i princip på 100% antagits (EFSA, 2009), då absorptionsfaktorn är nära 1 (100%).

Värdet baseras på risk för hudcancer och har extrapolerats fram baserat på ett intervall som anges av European Food Safety Authority (EFSA, 2009) som är tänkt att motsvara nivån för ett (1) extra cancerfall per 100 000 exponerade under en livstid (EFSA, 2009).

Flertalet studier har dock påvisat att biotillgängligheten av arsenik är betydligt lägre när exponering sker via andra matriser än vid exponering av lösta salter. I flera olika djurförsök har biotillgängligheten för arsenik i jord i flera fall ligga runt 10% (in vivo-studier) men beroende på typ av jord, föroreningsnivå och försöksdjur även uppgått till 80%. Den relativa biotillgängligheten för arsenik i jord, baserat på in-vivo-tester visade på ett medelvärde ( $\text{UCLM}_{95}$ ) på 34% biotillgänglighet (ATSDR, 2012).

Arsenik har flera olika förekomstformer varav den oorganiska arseniken påvisar högst toxicitet. Biotillgänglighet av arsenik (i form av arsenat och arsenit) i dricksvatten har undersökts i flertalet olika studier på råttor, möss och människor.

Flera av studierna visar på att arsenik till stor del absorberas i magtarmkanalen, ca 95%. Upptaget av arsenik varierar dock kraftigt för olika arsenikföreningar, testorganismer och doseringsmatriser (ATSDR, 2007).

Regressionsformlen för arsenik för UBM redovisas i ekvation 8 och 9 nedan:

**Ekvation 8** 
$$\text{RBA}_{\text{gastric}} = 1,00 * \text{UBM}_{\text{gastric}} \% + 0,01$$

**Ekvation 9** 
$$\text{RBA}_{\text{intestinal}} = 0,99 * \text{UBM}_{\text{intestinal}} \% - 0,04$$

I UBM är den maximala biolösligheten för arsenik  $95 \pm 3\%$  i  $UBM_{\text{gastric}}$  och  $92 \pm 4\%$  i  $UBM_{\text{intestinal}}$  (Denys, o.a., 2012A). Med ovan regressioner ges följande kalibreringsekvationer för att erhålla relativ biotillgänglighetsfaktor  $f_{\text{bio\_or}}$  avseende arsenik, se ekvation 10 och 11.

**Ekvation 10** 
$$f_{\text{bio\_or As}} UBM_{\text{gastric}} = 1,00 \times \frac{UBM_{\text{Gastric}} \%}{0,95} + 0,01$$

**Ekvation 11** 
$$f_{\text{bio\_or As}} UBM_{\text{intestinal}} = 0,99 \times \frac{UBM_{\text{Intestinal}} \%}{0,92} - 0,04$$

### 5.2.2 Kadmium

TRV för kadmium har tagits fram på ett liknande sätt som kadmium. Naturvårdsverkets antagna TRV för kadmium för förorenad jord är satt till 0,00036 mg/kg kroppsvikt och dag (Kemakta / IMM, 2025). TRV baseras på mängden kadmium / kreatinin i urin vilket kunnat härledas till påverkan på njure och skelett. Vid vilken mängd av kadmium/kreatinin i urin som en effekt kan härledas till är osäkert men baserat på olika modelleringar antogs en nivå där 95% av befolkningen vid 50 års ålder skulle ha en kadmiumhalt i kreatinin som underskred 1 µg/g. Den senaste, och nuvarande TRV är satt till 2,5 µg kadmium / kg kroppsvikt och vecka (EFSA, 2009), vilket motsvarar 0,00036 mg/kg kroppsvikt /dag.

EFSA anger vidare att delar av befolkningen inom EU, både vuxna och barn, kan överskrida gällande TRV varför marginalerna för ytterligare kadmiumexponering av befolkningen är mycket liten. EFSA anger att de viktigaste exponeringsvägarna för kadmium är via mat och dryck samt att upptaget av kadmium i mag-tarmkanalen varierar mellan 2-20% beroende på järndepåerna i kroppen, varför kvinnor i fertilålder med låga järndepåer har ett av dom högre upptagen. Generellt kan ett upptag på ca 5% antas. Vid modelleringen av TRV användes en varierad biotillgänglighet på mellan 1-10%.

Regressionsformlen för kadmium för UBM redovisas i ekvation 12 och 13 nedan:

**Ekvation 12** 
$$RBA_{\text{gastric}} = 1,04 * UBM_{\text{gastric}} \% - 2,77$$

**Ekvation 13** 
$$RBA_{\text{intestinal}} = 1,06 * UBM_{\text{intestinal}} \% - 1,52$$

Förutsättningarna i UBM för kadmium är att den maximala biolösligheten är  $98 \pm 2\%$  i  $UBM_{\text{gastric}}$  och  $68 \pm 3\%$  i  $UBM_{\text{intestinal}}$ . Med ovan regressioner ges följande kalibreringsekvationer för att erhålla relativ biotillgänglighetsfaktor  $f_{\text{bio\_or}}$  avseende kadmium, se ekvation 14 och 15.

**Ekvation 14** 
$$f_{\text{bio\_or Cd}} UBM_{\text{gastric}} = 1,04 \times \frac{UBM_{\text{Gastric}} \%}{0,98} - 2,77$$

**Ekvation 15** 
$$f_{\text{bio\_or Cd}} UBM_{\text{intestinal}} = 1,06 \times \frac{UBM_{\text{Intestinal}} \%}{0,68} - 1,52$$

### 5.2.3 Antimon

För antimon anges ett TDI-värde av Naturvårdsverket. Naturvårdsverkets antagna TRV för antimon i förorenad mark är satt till 0,006 mg/kg kroppsvikt och dag.

Det är inte tydligt vilken biotillgänglighet av antimon som är antaget vid fastställande av TRV men TRV-värdet baseras på djurförsök som exponerats för kaliumantimonatrat vilken är den mest lösliga formen av antimon. Vissa källor redogör för en löslighet på ca 90%. För denna rapport antas en absorption om 90% för antimon vid fastställande av TRV.

Denna siffra är också i linje med den maximala biolösligheten för kaliumantimonatrat (93% respektive 92%). För antimon blir detta:

**Ekvation 16** 
$$\text{Gastric}_{f_{\text{bioor}}} = UBM_{\text{gastric}} \% / 0,93$$

**Ekvation 17** 
$$\text{Intestinal}_{f_{\text{bioor}}} = UBM_{\text{intestinal}} \% / 0,92$$

Det maximala värdet på  $Gastric_{f_{bio_{or}}}$  och  $Intestinal_{f_{bio_{or}}}$  för antimon är i princip 0,9 (90%) enligt ovan när  $UBM_{gastric}$  är 93% och  $UBM_{intestinal}$  är 92% vilket är den teoretiskt maximala biolösligheten för antimon i UBM.

### 5.3 LÅNGSIKTIG EXPONERING UNDER EN LIVSTID

Det hälsoriskbaserade riktvärdet för människors hälsa är i Naturvårdsverkets beräkningsmodell beräknat utifrån antagandet om att exponering ska kunna pågå under en hel livstid utan oacceptabla effekter på hälsan. Nivån för oacceptabla effekter på hälsan styrs antingen av TDI (Tolerabelt dagligt intag) för ämnen där tröskeeffekter finns alternativt värde för lågrisknivå för genotoxiska ämnen utan tröskeeffekter ( $RISK_{or}$ ).

Beroende på om tröskeeffekter finns eller ej så sker beräkningen av det hälsoriskbaserade riktvärdet fram med ekvationerna nedan.

**För ämnen utan tröskeeffekter:**

$$(Ekv. 18) \quad C_{is} = \frac{TDI \times (1 - f_{os})}{f_{bio_{or}} \times R_{is_{long}}} \times 10^6$$

Där;  $C_{is}$  = Envägskoncentration, intag av jord (mg/kg)

$TDI$  = Tolerabelt dagligt intag (mg/kg kroppsvikt / dag)

$f_{os}$  = Andel av  $TDI$  eller  $RfC$  från andra källor (dimensionslös)

$f_{bio_{or}}$  = Relativ biotillgänglighetsfaktor av förorening i jord (dimensionslös)

$R_{is_{long}}$  = Genomsnittligt dagligt jordintag, långtidsmedelvärde (mg/kg kroppsvikt / dag)

**För ämnen med tröskeeffekter:**

$$(Ekv. 19) \quad C_{is} = \frac{RISK_{or}}{f_{bio_{or}} \times R_{is_{int}}} \times 10^6$$

Där;  $C_{is}$  = Envägskoncentration, intag av jord (mg/kg)

$Risk_{or}$  = Riskbaserat tolerabelt intag, oralt intag (mg/kg kroppsvikt / dag)

$f_{bio_{or}}$  = Relativ biotillgänglighetsfaktor för oralt intag (dimensionslös)

$R_{is_{int}}$  = Genomsnittligt dagligt jordintag, livstidsmedelvärde (mg/kg kroppsvikt / dag)

Ekvationerna 18 och 19 ovan är integrerade i Naturvårdsverkets beräkningsverktyg.

### 5.4 AKUTTOXICITET- OCH KORTTIDSEXPONERING

Av metallerna antimon, arsenik, bly och kadmium anses arsenik inneha akuttoxiska egenskaper. Övriga ämnen har inte lika hög toxicitet och tilldelas därför ett begränsningsvärde för korttidsexponering.

Ämnen med akuttoxiska effekter har tilldelats en särskild tolerabel dos vid där akuta effekter inte kan uteslutas (s.k. TDAE-värde) medan korttidsriktvärdet utgår från TDI. Ekvationerna för att beräkna riktvärden avseende akuttoxicitet och korttidsexponering är olika men utgår från samma scenario nämligen ett litet barn som väger 10 kg och vid ett enstaka tillfälle stoppar i sig 5 gram förorenad jord.

Observera att varken riktvärde för akuttoxicitet eller korttidsexponering kan tas fram i Naturvårdsverkets beräkningsverktyg v.2.3.1 utan måste tas fram utanför detta verktyg.

### 5.4.1 Akuttoxicitet

Vissa föroreningar, i detta fall arsenik, är så pass toxiska att de redan kan leda till akuta negativa effekter vid exponering. Studier har visat att små barn ofta är mer känsliga för akuttoxiska effekter tillsammans med att barn har större sannolikhet att svälja större mängder jord vid ett och samma tillfälle tillsammans med att de har en låg kroppsvikt. I Naturvårdsverkets beräkningsmodell beskrivs ekvationen för akuttoxicitet enligt ekvation 20:

$$(Ekv. 20) \quad C_{adj-acute} = \frac{TDAE \times m_{smallchild}}{min_{intake}} \times 10^{-6}$$

Där;  $TDAE$  = Tolerabel dos, akuta effekter (mg/ kg kroppsvikt)

$M_{smallchild}$  = vikt litet barn, akuttoxiska effekter (kg)

$M_{intake}$  = intag av jord, akuttoxiska effekter (mg)

Ekvation 20 baseras på en ekvation hämtad ur (Washington State Department of health, 1999). I ekvationen som redovisas av Washington State beaktas dock även föroreningens biotillgänglighet enligt ekvation 21:

$$(Ekv. 21) \quad C_{adj-acute} = \frac{TDAE \times m_{smallchild}}{min_{intake} \times bioavailability} \times 10^{-6}$$

Där;  $TDAE$  = Tolerabel dos, akuta effekter (mg/ kg kroppsvikt)

$M_{smallchild}$  = vikt litet barn, akuttoxiska effekter (kg)

$M_{intake}$  = intag av jord, akuttoxiska effekter (mg)

$f_{bio\_or}$  = Relativ biotillgänglighetsfaktor för oralt intag (dimensionslös)

Risk för övergående akuttoxiska effekter vid arsenikexponering anges ske i spannet 0,035 – 0,071 mg/ kg kroppsvikt med en bästa gissning som landar på 0,05 mg/ kg kroppsvikt ( $TDAE$ ). Risk för potentiell dödlig dos av arsenik kan uppstå vid exponering av 0,3 -2,4 mg arsenik/ kg kroppsvikt med en bästa uppskattning på 1 mg arsenik /kg kroppsvikt (Washington State Department of health, 1999). ATSDR anger ett liknande spann för potentiellt dödliga effekter vid spann på mellan 1-3 mg/kg (ATSDR, 2007).

Av Naturvårdsverkets angivna indata till beräkningen för riktvärde för akuttoxicitet avseende arsenik i jord blir riktvärdet för övergående akuttoxiska effekter hos ett litet barn 100 mg/kg. I beräkningen antas en oral biotillgänglighet på 100%.

Om samma beräkning görs för potentiellt dödliga effekter (1 mg arsenik/kg kroppsvikt) blir riktvärdet för arsenik i jord 2 000 mg/kg. Av denna anledning är det inte oväsentligt att denna beräkning görs glasrikt.

Naturvårdsverkets beräkningsverktyg är i dagsläget inte förberett för att justera riktvärdet för akuttoxicitet baserat på oral biotillgänglighet. För att ta fram motsvarande riktvärden för vuxna individer så görs detta separat och utanför beräkningsmodellen.

Riskbedömaren ställs inför två olika förhållningssätt;

- Justera parametern "tolerabel dos, akuta effekter" för det egna ämnet i beräkningsverktyget baserat på ekvation 21.
- I riskbedömningen redogöra för de platsspecifika / ämnesspecifika förutsättningarna och föra ett resonemang. Det generella riktvärdet för akuttoxicitet lämnas oförändrat i beräkningsverktyget.

Bedömningen bör kompletteras med dosberäkningar för barn såväl vuxna skyddsobjekt.

## 5.4.2 Korttidsexponering

Metallerna bly och kadmium innehar farliga egenskaper men inte så pass hög farlighet att dessa utgör någon direkt oönskad risk vid enstaka exponering. De bioackumuleras dock i kroppen, och större exponeringar vid enstaka tillfällen kan således leda till negativa effekter på sikt. Det ska poängteras att Naturvårdsverket inte avskriver akuta effekter när dosen bly är hög.

Enligt EFSA ses akuttoxiska doser av bly i storleksordningen > 2 000 mg / kg kroppsvikt, vilket för ett litet barn som stoppar i sig 5 gram jord kan räknas om till en halt i jord på > 6 000 mg / kg TS. Naturvårdsverket har inte ansatt något värde för akuttoxicitet utan anger i stället att vid blyhalter över 1 000 mg/kg TS bör en utvärdering av akuttoxiciteten övervägas med hjälp av expertis (Kemakta / IMM, 2025).

Begränsningsvärdet för korttidsexponering beräknas enligt ekvation 22;

$$(Ekv. 22) \quad C_{short\_term} = \frac{TDI}{f_{bio\_or}} \times \frac{365}{t_{eff}} \times \frac{m_{small\_child}}{m_{intake}} \times 1000 \times 365$$

Där;  $TDI$  = Tolerabelt dagligt intag (mg/ kg kroppsvikt/ dag)

$f_{bio\_or}$  = Relativ biotillgänglighetsfaktor (dimensionslös)

$T_{eff}$  = Effektiv exponeringstid (dagar)

$M_{small\_child}$  = kroppsvikt, barn (kg)

$M_{intake}$  = oralt intag (g)

Den effektiva exponeringstiden beräknas enligt ekvation 23;

$$(Ekv. 23) \quad t_{eff} = \frac{\left(1 - e^{-\frac{\ln 2}{t_{bio}} \times 365}\right)}{\ln 2 / t_{bio}}$$

Där;  $t_{bio}$  = biologisk halveringstid i kroppen

I Naturvårdsverkets generella scenarion är korttidsriktvärdet för bly och kadmium satta till 1 000 mg/kg TS respektive 250 mg/kg TS. Riktvärde för antimon saknas och risker för korttidsexponering beaktas således inte för antimon.

I Naturvårdsverkets beräkningsverktyg kan riktvärdet för risk för korttidsexponering justeras med parametern "Korttidsexponering" direkt i modellen för det egna ämnet. Platsspecifikt / ämnesspecifikt värde erhålls via ekvation 22 samt 23.

## 6 EFFEKTANALYS

### 6.1 TEORETISKA VÄRDEN AV FBIOOR BASERAT PÅ UBM

Baserat på kalibreringsekvationerna i avsnitt 5.1 och 5.2 ovan har potentiella utfall av UBM-tester av arsenik, bly, kadmium och antimon beräknats, se Tabell 9. Då biolösligheten som ges av testerna räknas relativt till den maximala biolösligheten av respektive ämne erhålls en maximal biolöslighet av arsenik vid ca 95% i både  $UBM_{gastric}$  och  $UBM_{intestinal}$ . För bly respektive kadmium erhålls den maximala biolösligheten i  $UBM_{gastric}$  vid ca 100% och i  $UBM_{intestinal}$  vid mellan 65-70%. Då det för antimon inte är tillämpligt att beräkna en regression räknas biolösligheten endast relativt den maximala biolösligheten varpå resultaten för antimon är linjära med  $f_{bio\_or}$ .

Tabell 9 Teoretiska (avrundade) värden av biolöslighet vid UBM för arsenik, bly, kadmium och antimon i UBM<sub>gastric</sub> respektive UBM<sub>intestinal</sub> och motsvarande värde på relativ oral biotillgänglighetsfaktor ( $f_{bio\_or}$ ).

UBM Biolöslighet %								$F_{bio\_or}$ enhetslös
As G	As I	Pb G	Pb I	Cd G	Cd I	Sb G	Sb I	
5	5	5	5	5	5	5	5	0,05
10	10	10	10	10	10	10	10	0,1
15	15	15-20	10	15	10	15	15	0,15
20	20	25	15	20	15	20	20	0,2
25	25	30	20	25	20	25	25	0,25
30	30	35	25	30	20	30	30	0,3
35	35	40	25	35	25	35	35	0,35
40	40	45	30	40	25	40	40	0,4
45	45	50	35	45	30	45	45	0,45
50	50	55	40	50	35	50	50	0,5
55	55	60	45	55	40	55	55	0,55
60	60	65	50	60	45	60	60	0,6
65	65	70	55	65	50	65	65	0,65
70	70	75-80	60	70	55	70	70	0,7
75	75	85	65	75	60	75	75	0,75
80	80	90	70	80	65	80	80	0,8
85	85	95	75	85	70	85	85	0,85
90	90	100	80	90	75	90	90	0,9
95	95		85	95	80	95	95	0,95
			90	100	85	100	100	1

I underlagsrapport 2 visas att biolösligheten av arsenik i glasriktet ofta är i spannet 50-60% respektive 40-50% för UBM<sub>gastric</sub> och UBM<sub>intestinal</sub> vilket resultat i att det är troligt att  $f_{bio\_or}$  är mellan 55-65% om UBM<sub>gastric</sub> används och 45-55% för UBM<sub>intestinal</sub>-värden.

För bly där biolösligheten ofta är i spannet 60-75% i UBM<sub>gastric</sub> och 5-10% i UBM<sub>intestinal</sub> är det troligt att  $f_{bio\_or}$  är mellan 55-70% för UBM<sub>gastric</sub>. Det maximala värdet på  $f_{bio\_or}$  är ca 0,9 (90%).

För kadmium där biolösligheten ofta är i spannet 65-85% i UBM<sub>gastric</sub> och 25-30% i UBM<sub>intestinal</sub> är det troligt att  $f_{bio\_or}$  är mellan 70-90% för UBM<sub>gastric</sub>.

För antimon där biolösligheten ofta är i spannet 15-20% i UBM<sub>gastric</sub> och UBM<sub>intestinal</sub> är det troligt att  $f_{bio\_or}$  är mellan 0,15-0,20.

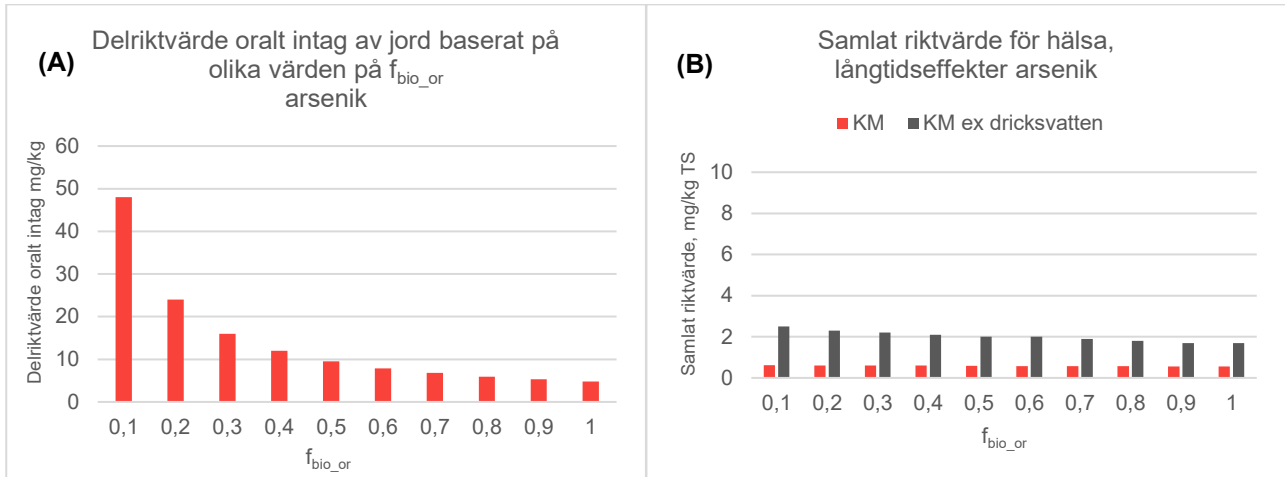
## 6.2 EFFEKT AV IMPLEMENTERING AV BIOLÖSLIGHET VID HÄLSORISKBEDÖMNING VID GLASBRUKSOBJEKT

I föreliggande avsnitt visas effekten av en justering på  $f_{bio\_or}$  enligt de värden som visas i Tabell 9 ovan. Riktvärdet för oralt intag av jord ges av ekvation 18 respektive 19 med värden mellan 0,1-1,0 på  $f_{bio\_or}$ .

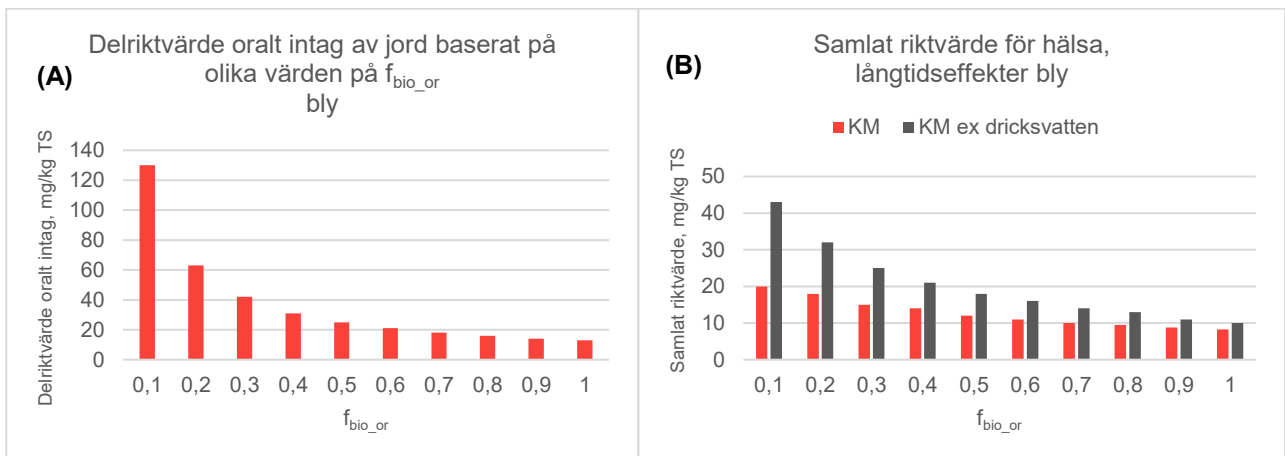
## 6.2.1 Hälsoriskbaserade riktvärden vid KM

### 6.2.1.1 Justering av parametern $f_{\text{bio\_or}}$

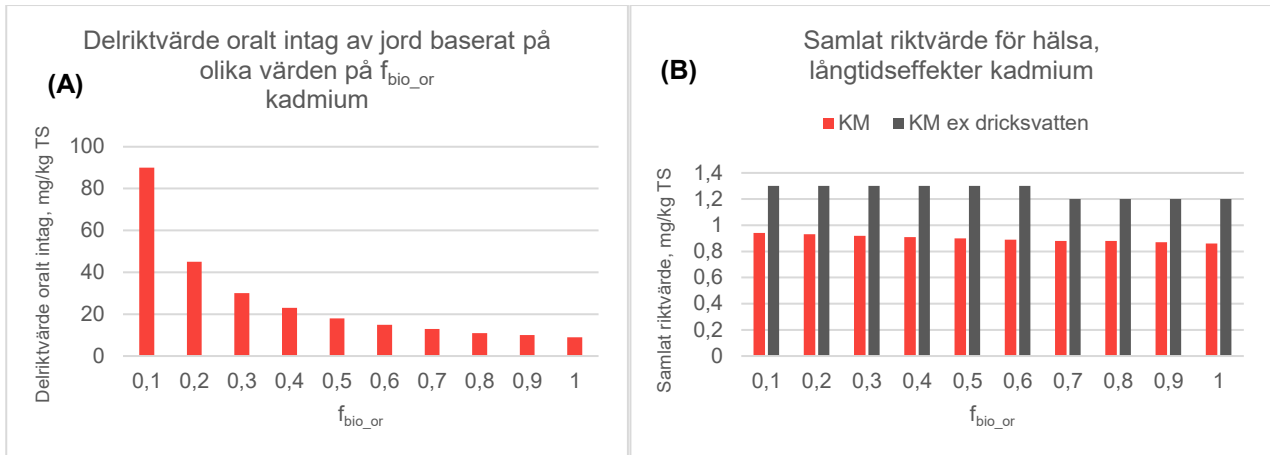
För att utvärdera effekterna av justering av parametern  $f_{\text{bio\_or}}$  har justerade delriktvärden avseende oralt intag av jord beräknats, se Figur 10-13 (A). För att ytterligare utvärdera effekterna av justeringarna har även justerade Samlat hälsoriktvärde beräknats vid ett KM-scenario utan justeringar och vid ett KM-scenario där exponeringsvägen intag av dricksvatten exkluderats. Detta då WSP bedömer att det är dessa två huvudscenarion som är vanligt förekommande i glasriktet där den nuvarande markanvändningen är i nivå med KM (bostadsmark), se Figur 10-13 (B).



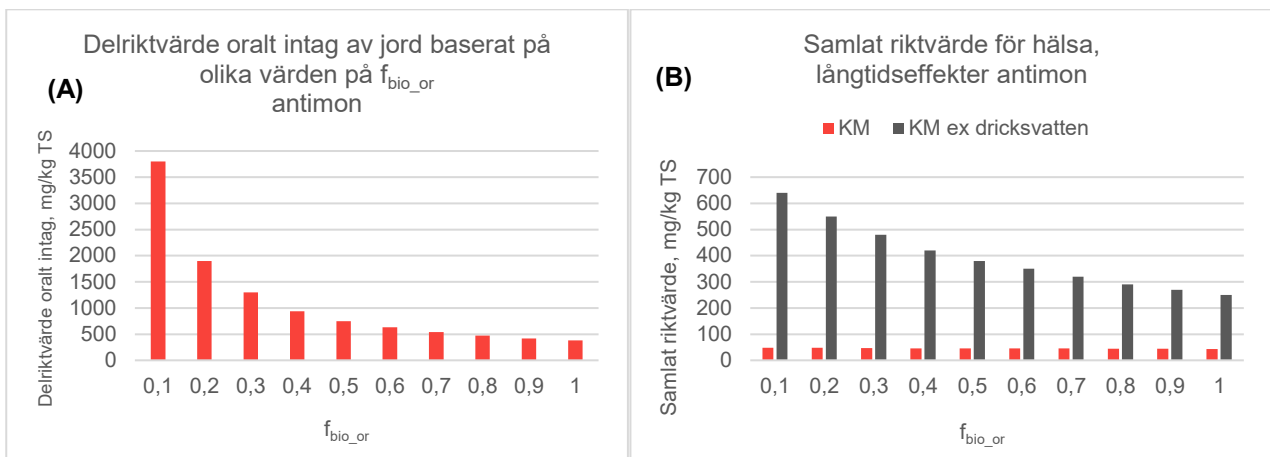
Figur 10 Påverkan justering av  $f_{\text{bio\_or}}$  har på delriktvärde oralt intag av jord (A) samt Samlat hälsoriktvärde (B) för arsenik vid KM.



Figur 11 Påverkan justeringar av  $f_{\text{bio\_or}}$  har på delriktvärde oralt intag av jord (A) samt Samlat hälsoriktvärde (B) för bly vid KM.



Figur 12 Påverkan justeringar av  $f_{bio\_or}$  har på delriktvärde oralt intag av jord (A) samt Samlat hälsoriktvärde (B) för kadmium vid KM.



Figur 13 Påverkan justeringar av  $f_{bio\_or}$  har på delriktvärde oralt intag av jord (A) samt Samlat hälsoriktvärde (B) för antimon vid KM.

Av Figurerna 10 – 13 (diagram A) ses att justering av den relativa biotillgänglighetsfaktorn resulterar i en tydlig ökning av delriktvärdet. I Figurerna 10 – 13 (B) visas att effekterna av det samlade hälsoriskbaserade riktvärdet för långtidseffekter baserat på olika värden på  $f_{bio\_or}$  vid ett generellt KM-scenario och i ett KM-scenario där intag av dricksvatten exkluderats.

För arsenik, kadmium och antimon har justeringen av  $f_{bio\_or}$  en mycket liten inverkan på det samlade hälsoriktvärdet, vilket beror på att andra exponeringsvägar, som intag av dricksvatten eller intag av växter är styrande för riktvärdet. För bly är dock skillnaden något större men någon justering av riktvärdet är ändå inte att förvänta då riktvärdet för bly är uppjusterat pga. andra faktorer än hälsorisker.

När exponeringsvägen intag av dricksvatten exkluderas blir riktvärdena för arsenik, bly och antimon högre vid justering av biotillgänglighetsfaktorn och ger således en tydlig påverkan på riktvärdet. För kadmium är skillnaden mindre då riktvärdet primärt styrs av intag av växter.

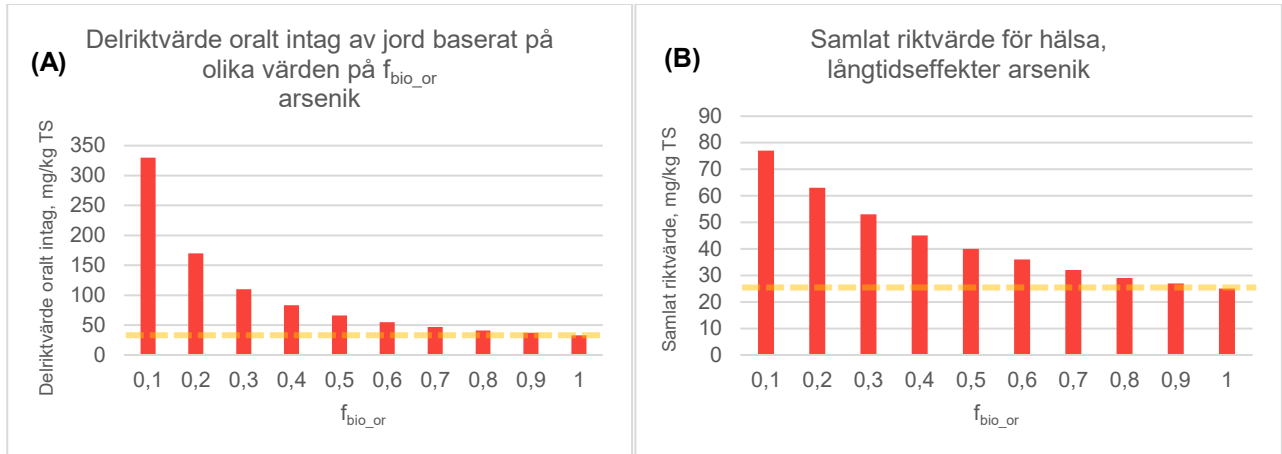
Sammanfattningsvis kan sägas att en realistisk justering av  $f_{bio\_or}$  vid ett KM-scenario har en liten till ingen effekt på det samlade hälsoriskbaserade riktvärdet för förorenad mark. För att en fördjupad undersökning avseende metallernas orala biotillgänglighet ska ha effekt på ett riktvärde behövs även andra plats-specifika justeringar och analyser utföras.

Till detta begränsar den antagna bakgrundshalten för arsenik och bly effekten av olika justeringar på det sammanvägda riktvärdet.

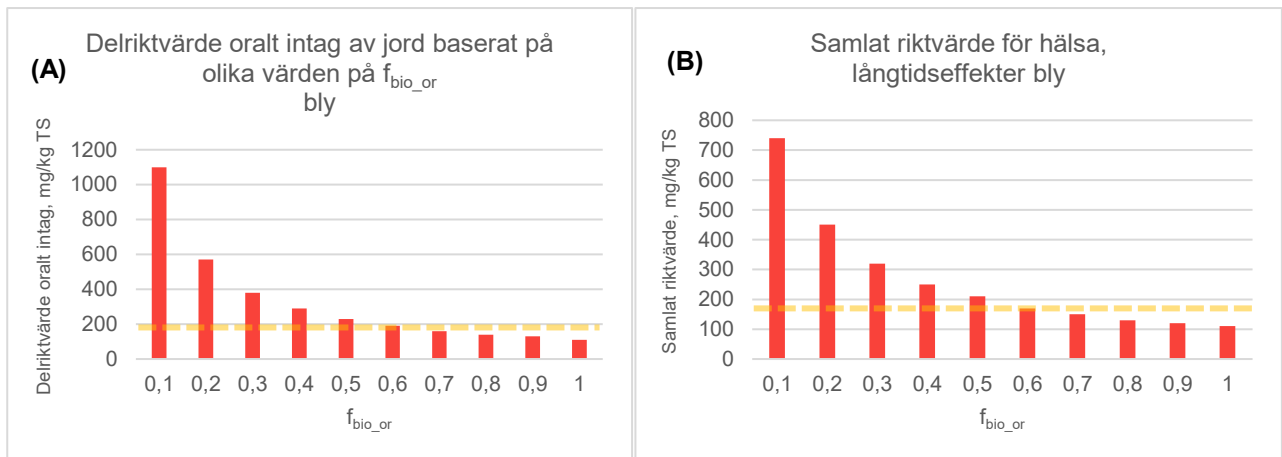
## 6.2.2 Hälsoriskbaserade riktvärden vid MKM

### 6.2.2.1 Justering av parametern $f_{\text{bio\_or}}$

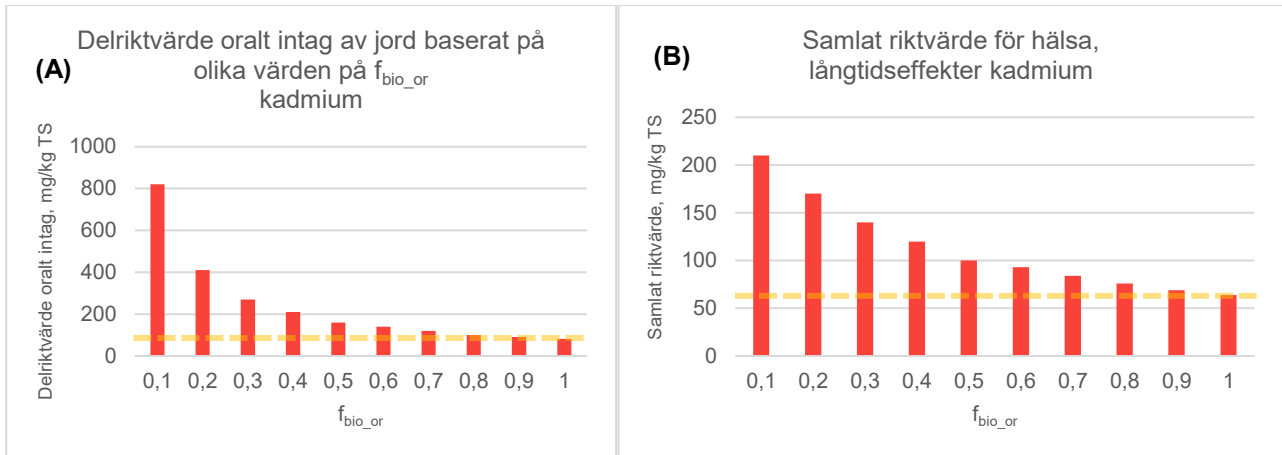
För att utvärdera effekterna av justering av parametern  $f_{\text{bio\_or}}$  har justerade delriktvärden avseende oralt intag jord beräknats, se Figur 14-17 (A). Effekterna av justeringarna av  $f_{\text{bio\_or}}$  har på det samlade riktvärdet i ett MKM-scenario redovisas i Figur 14-17 (B).



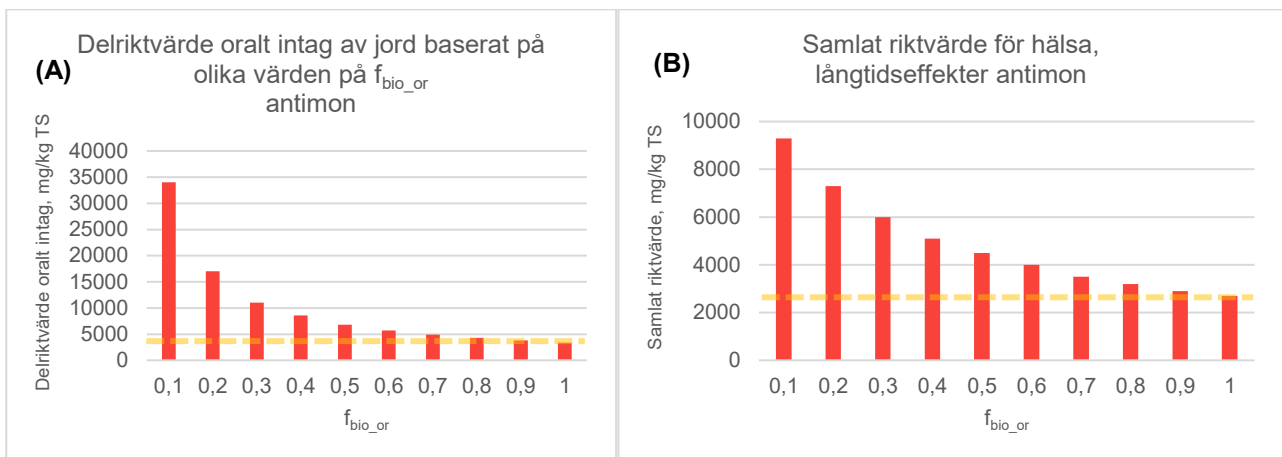
Figur 14 Påverkan justeringar av  $f_{\text{bio\_or}}$  har på delriktvärde oralt intag av jord (A) samt Samlat hälsoriktvärde (B) för arsenik vid MKM. Generellt MKM-riktvärde för arsenik visas med orange streckad linje.



Figur 15 Påverkan justeringar av  $f_{\text{bio\_or}}$  har på delriktvärde oralt intag av jord (A) samt Samlat hälsoriktvärde (B) för bly vid MKM. Generellt MKM-riktvärde för bly visas med orange streckad linje.



Figur 16 Påverkan justeringar av  $f_{bio\_or}$  har på delriktvärde oralt intag av jord (A) samt Samlat hälsoriktvärde (B) för kadmium vid MKM. Generellt MKM-riktvärde för kadmium visas med orange streckad linje.



Figur 17 Påverkan justeringar av  $f_{bio\_or}$  har på delriktvärde oralt intag av jord (A) samt Samlat hälsoriktvärde (B) för antimon vid MKM. Generellt MKM-riktvärde för antimon visas med orange streckad linje.

Av Figurerna 14 – 17 (A) ses att justering av den relativa biotillgänglighetsfaktorn resulterar i en tydlig ökning av delriktvärdet vid låga biotillgängligheter ( $f_{bio\_or} = 0,1-0,5$ ). Effekten mattas dock av när biotillgängligheten överstiger 0,5 där effekten på delriktvärdet blir mindre. I Figurerna 14–17 (B) redovisas effekterna av det samlade hälsoriskbaserade riktvärdet för långtidseffekter baserat på olika värden på  $f_{bio\_or}$  vid ojusterat MKM-scenario.

För samtliga av metallerna finns en förhållandevis stor potential att justera det hälsoriskbaserade riktvärdet.

För arsenik exempelvis skulle en nedjustering av  $f_{bio\_or}$  från 1 till 0,5 resultera i ett fördubblat delriktvärde avseende oralt intag av jord och en höjning av det samlade hälsoriktvärdet från 25 mg/kg till 40 mg/kg.

I de fall biotillgängligheten är lägre än 65% kan även hälsoriktvärdet för bly sänkas. En betydande sänkning från det generella riktvärdet med  $f_{bio\_or}$  är dock inte trolig inom glasriket. Effekterna av justering av  $f_{bio\_or}$  kan ges en större effekt om den kombineras med andra platsspecifika justeringar.

För kadmium skulle en nedjustering av  $f_{bio\_or}$  från 1 till 0,8 resultera i en höjning av delriktvärdet med 20% och en höjning av det samlade riktvärdet från 64 mg/kg till 76 mg/kg. Liknande resultat ses för antimon men där en nedjustering av  $f_{bio\_or}$  från 1 till 0,2 skulle ge ett höjt hälsoriktvärde från 2 700 mg/kg till 7 300 mg/kg.

Sammanfattningsvis kan sägas att effekten av fördjupade undersökningar avseende oral biotillgängligheten har en större effekt vid MKM-scenarion än vid KM-scenarion. Effekten kan även bli ännu större i de fall UBM kombineras med andra typer av platsspecifika undersökningar och analyspaket.

### 6.2.3 Akuttoxicitet

För arsenik finns möjligheten att beräkna ett justerat riktvärde för akuttoxicitet där det generella riktvärdet är 100 mg/kg. Riktvärdet avseende akuttoxicitet ges av ekvation 21 i avsnitt 5.4.1 ovan och måste göras utanför Naturvårdsverkets beräkningsverktyg för förorenad mark. Det justerade riktvärdet kan sedan läggas in i modellen. I prov där halten arsenik överskrider 100 mg/kg TS varierar biolösligheten mellan 31-90% och är i snitt 67% i UBM<sub>gastric</sub>. I UBM<sub>intestinal</sub> varierar biolösligheten mellan 12-80% och är i snitt 55% för de prover vars pseudototalhalt överskrider 100 mg/kg. Justerade riktvärden avseende akuttoxicitet baserat ovanstående värden i UBM<sub>gastric</sub> respektive UBM<sub>intestinal</sub> redovisas i Tabell 10.

Tabell 10 Utfall på riktvärde avseende akuttoxicitet vid olika värden på faktorn  $f_{bio\_or}$ .

Scenario	UBM <sub>gastric</sub>	UBM <sub>intestinal</sub>	$f_{bio\_or}$	Riktvärde akuttoxicitet mg/kg
NV utgångspunkt	-	-	1	100
Min UBM <sub>gastric</sub>	31%		0,3	335
Medelvärde UBM <sub>gastric</sub>	67%		0,75	135
Max UBM <sub>gastric</sub>	90%		0,95	105
Min UBM <sub>intestinal</sub>	-	12%	0,1	1000
Medelvärde UBM <sub>intestinal</sub>	-	55%	0,6	170
Max UBM <sub>intestinal</sub>	-	80%	0,85	120

Av Tabell 10 ses att effekten på riktvärdet för akuttoxicitet kan vara stort beroende på vilken biolöslighet som används vid ett objekt. Valet av representativ biolöslighet för bedömning av akuttoxicitet är således avgörande. Observera att ovan riktvärde för akuttoxicitet avser exponeringen för ett litet barn (10 kg) som stoppar i sig 5 gram jord vid ett enstaka tillfälle. Korresponderande beräkning kan även göras för vuxna.

### 6.2.4 Korttidsexponering

För bly och kadmium finns möjligheten att beräkna ett justerat riktvärde för korttidsexponering där det generella riktvärdet är 1 000 mg/kg avseende bly respektive 250 mg/kg för kadmium. Riktvärdet avseende korttidsexponering ges av ekvation 22 i avsnitt 5.4.2 ovan och måste göras utanför Naturvårdsverkets beräkningsverktyg. För prover där pseudototalhalten av bly överskrider 1 000 mg/kg varierar biolösligheten mellan 0-100% och är i snitt 50% i UBM<sub>gastric</sub> och mellan 1-20% och är i snitt 6% i UBM<sub>intestinal</sub>.

För prov där pseudototalhalten av kadmium överskrider 250 mg/kg varierar biolösligheten mellan 0-97% och är i snitt 53% i UBM<sub>gastric</sub> och i UBM<sub>intestinal</sub> mellan 26-52% och är i snitt 30%.

Justerade riktvärden avseende akuttoxicitet baserat ovanstående värden i UBM<sub>gastric</sub> respektive UBM<sub>intestinal</sub> redovisas för bly i Tabell 11 och i Tabell 12 avseende kadmium.

Tabell 11 Justerade korttidsriktvärden avseende bly baserat på min, medel och maxobservation av biolösligheten vid 4 glasbruk.

Scenario	UBM <sub>gastric</sub>	UBM <sub>intestinal</sub>	F <sub>bio_or</sub>	Riktvärde korttidsexponering mg/kg
NV utgångspunkt	-	-	0,6	1 000
Min UBM <sub>gastric</sub>	1%		0,05	12 900
Medelvärde UBM <sub>gastric</sub>	50%		0,45	1 400
Max UBM <sub>gastric</sub>	100%		0,9	700
Min UBM <sub>intestinal</sub>	-	1%	0,05	12 900
Medelvärde UBM <sub>intestinal</sub>	-	6%	0,05	12 900
Max UBM <sub>intestinal</sub>	-	20%	0,25	2 600

Tabell 12 Justerade korttidsriktvärden avseende kadmium baserat på min, medel och maxobservation av biolösligheten vid 4 glasbruk.

Scenario	UBM <sub>gastric</sub>	UBM <sub>intestinal</sub>	f <sub>bio_or</sub>	Riktvärde korttidsexponering mg/kg
NV utgångspunkt	-	-	1	260
Min UBM <sub>gastric</sub>	1%	-	0,05	5 250
Medelvärde UBM <sub>gastric</sub>	53%	-	0,55	470
Max UBM <sub>gastric</sub>	97%	-	1	260
Min UBM <sub>intestinal</sub>	-	26%	0,4	650
Medelvärde UBM <sub>intestinal</sub>	-	30%	0,45	590
Max UBM <sub>intestinal</sub>	-	52%	0,8	320

Av Tabell 11 och Tabell 12 visas att effekten på riktvärde för korttidsexponering kan vara stort beroende på vilken biolöslighet som erhålls vid ett objekt. För bly är det troligt att riktvärdet för korttidsexponering kan vara lägre än det riktvärde som antas som utgångspunkt av Naturvårdsverket. Valet av representativ biolöslighet för bedömning av akuttoxicitet är således avgörande.

Observera att ovan riktvärde för korttidsexponering avser exponeringen för ett litet barn (10kg) som stoppar i sig 5 gram jord vid ett enstaka tillfälle. Beräkningen kan även göras för vuxna individer.

## 7 REFERENSER

- Alriksson, S., Voxberg, E., Karlsson, H., Ljunggren, S., & Augustsson, A. (2023). Temporal risk assessment – 20th century Pb emissions to air and exposure via inhalation in the Swedish glass district. *Science of the Total Environment*.
- ALS. (2024). *Sekventiella lakningar*. Hämtat från <https://www.alsglobal.se/miljoanalys/lakter/sekventiella-lakningar> den 16 12 2024
- AMM Uppsala. (2025). *BIOMET: Fördjupade undersökningar av förorenade områden, biotillgänglighet och exponering för metaller i befolkning. Rapport 2/2025*. Hämtat från <https://amm uppsala.se/wp-content/uploads/2025/06/rapport-nr-2-2025-amm.pdf>
- ATSDR. (2007). *Toxicological profile for arsenic*.
- ATSDR. (2012). *Compilation and Review of Data on Relative bioavailability of arsenic in soil*.
- Barsby, A., McKinley, J., Ofterdinger, U., Young, M., Cave, M. R., & Wragg, J. (2012). Bioaccessibility of trace elements in soils in Northern Ireland. *Science of the total environment*, 433, 398-417.
- Billmann, M., Hulot, C., Pauget, B., Badreddine, R., Papin, A., & Pelfrêne, A. (den 30 06 2023). Oral bioaccessibility of PTEs in soils: A review of data, influencing factors 1 and application in human health risk assessment. *Science of the total environment*. doi:<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.165263>
- Billmann, M., Pelfrêne, A., Papin, A., Pauget, B., Badreddine, R., & Hulot, C. (den 8 03 2025). Human health risk assessment of lead exposure from soil ingestion in a French pilot study: insights from the application of a new bioaccessibility approach. *Environ Geochem Health* 2025 (47:109). doi:<https://doi.org/10.1007/s10653-025-02418-8>
- Brukshistoria. (den 12 06 2023). Lista över glasbruk och glashyttor i Sverige. Hämtat från [https://www.brukshistoria.se/media1.brukshistoria.se/pdf\\_o\\_thumb/Glasbruk\\_och\\_hyttor.pdf](https://www.brukshistoria.se/media1.brukshistoria.se/pdf_o_thumb/Glasbruk_och_hyttor.pdf)
- Cave, M. R., Wragg, J., Denys, S., Jondreville, C., & Feidt, C. (2010). Oral bioavailability. i *Dealing with contaminated sites* (ss. 287-324). Dordrecht: Springer.
- Cave, M. R., Wragg, J., Denys, S., Jondreville, C., & Feidt, C. (2011). Oral Bioavailability. i F. A. Swartjes, *Dealing with Contaminated Sited* (ss. 287-324).
- Cocerva, T., Robb, M., Wong, A., Doherty, R., Newell, J., Ofterdinger, U., . . . Cox, S. F. (den 10 04 2024). Using oral bioaccessibility measurements to refine risk assessment of potentially toxic elements in topsoils across an urban area. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 276. doi:<https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2024.116293>
- Denys, S., Caboche, J., Tack, K., Rychen, G., Wragg, J., Cave, M., . . . Feidt, C. (2011B). Supporting information: In vivo Validation of the Unified BARGE method to assess the Bioaccessibility of Arsenik, Antimony, Cadmium and Lead in soils. *Environ Sci Technol* 46:6252-6260.
- Denys, S., Caboche, J., Tack, K., Rychen, G., Wragg, J., Cave, M., . . . Feidt, C. (den 24 01 2012A). In vivo Validation of the Unified BARGE Method to assess the Bioaccessibility of Arsenik, Antimony, Cadmium and Lead in soils. *Environmental Science Technology* 46:6252-6260.
- EFSA. (2009). *Scientific Opinion on Arsenic in Food*.
- EFSA. (2009). *Scientific opinion on cadmium in food*.
- EFSA. (2010). *Scientific opinion on Lead in food*.

- Gaberšek, M., & Gosar, M. (2024). Oral bioaccessibility of potentially toxic elements in various urban environmental media. *Environ Geochem Health* 46:259. doi:<https://doi.org/10.1007/s10653-024-02073-5>
- Golder. (2018A). *Karaktärisering av glasavfall, sediment och utfyllnadsmaterial. Huvudstudie Alsterfors f.d. glasbruk. Rapport. 18102525.*
- Golder. (2018B). *Sekventiella lakförsök. Huvudstudie Flerohopp f.d. glasbruk. Rapport. 1655600.*
- Golder. (2019A). *Karaktärisering av utfyllnadsmaterial och spridningsutredning. Huvudstudie Alsterbro f.d. glasbruk. Rapport. 1786406.*
- Golder. (2019B). *Karaktärisering av utfyllnadsmaterial. Huvudstudie Åryds f.d. glasbruk. rapport 1781984.*
- Grøn, C., & Andersen, L. (2003). *Human Bioaccessibility of Heavy Metals and PAH from Soil. Environmental Project No. 840.* DHI - Water and Environment.
- INERIS. (2021). *Facteurs d'influence de la bioaccessibilité orale de métaux et métalloïdes dans les sols. Etat de l'art - Caractérisation des propriétés physico-chimiques des sols.* doi:[Ineris-21-180783-08802-v3.0](https://doi.org/10.13069/21-180783-08802-v3.0)
- Kajiser, C., & Fogelberg, S. (1922). *Sveriges småglasindustrier. Studier.*
- Kemakta / IMM. (2025). *Datablad för arsenik. November 2011. Reviderad 2025.*
- Kemakta / IMM. (2025). *Datablad för bly. Januari 2023. Reviderad 2025. .*
- Kemakta / IMM. (2025). *Datablad för kadmium. December 2014. Reviderad 2025.*
- Kemakta. (2015). *Huvudstudie Björkå glasbruk.*
- Kemakta. (2024). *Biotillgänglighet av metaller i marken på glasbruksområden.*
- Länsstyrelsen i Kronobergs län. (2001). *Inventering av förorenade områden vid glasbruk i kalmar och kronobergs län.*
- Naturvårdsverket. (2008). *Hälsoriskbedömning vid utredning av förorenade områden. Rapport 5859.* Hämtat från <https://www.naturvardsverket.se/4ac3a9/globalassets/media/publikationer-pdf/ovriga-pub/hallbar-sanering/riskbedomning/978-91-620-5859-3.pdf>
- Naturvårdsverket. (2009). *Riktvärden för förorenad mark. Modellbeskrivning och vägledning. Rapport NV 5976.*
- Powell, J., Jugdaohsingh, R., & Thompson, R. (1999). The Regulation of mineral absorption in the gastrointestinal tract. *Proceedings of the nutrition society*, 58, ss. 147-153. doi:<https://www.cambridge.org/core/services/aop-cambridge-core/content/view/A2180977F633437A30863D877267DF7A/S0029665199000221a.pdf/div-class-title-the-regulation-of-mineral-absorption-in-the-gastrointestinal-tract-div.pdf#:~:text=The%20absorption%20of%20meta>
- Relement. (2024). *Huvudstudie Lovers Alunbruk, Kalmar kommun. Fördjupad riskbedömning och åtgärdsutredning.*
- RIVM. (2006). *How can information on oral bioavailability improve human health risk assessment for lead-contaminated soils? Implementation and scientific basis. RIVM report 711701042/2006.*
- Ruby, M., Davis, A., Schoof, R., Eberle, S., & CM, S. (1996). Estimation of Lead and Arsenic bioavailability using a physiologically based extraction Test. *Environmental science & technology* 30, ss. 422-430.
- SGI. (2012). *Produktblad - Test för oral biotillgänglighet vid SGI.* Hämtat från <https://www.sgi.se/globalassets/publikationer/produktblad-och-broschyrer/biotillganglighet.pdf> den 13 12 2024

- SGU. (2014). *Geokemisk atlas över Sverige. Appendix 2 - Bakgrundshalter av grundämnen i morän i Sveriges län*. Hämtat från <https://resource.sgu.se/dokument/mineralnaring/Geokemisk%20atlas/text/10%20APPENDIX%20%20BAKGRUNDSHALTER%20I%20MOR%C3%84N%20I%20SVERIGES%20L%C3%84N%20Backgroud%20concentrations%20of%20elements%20in%20till%20in%20Swedish%20counties.pdf>
- Simmingsköld, B. (1985). *Råvaror för glassmältning*. Växjö: Statens industriverk.
- SIS. (2021). *Markundersökningar - Bedömning av humanexponering för jord och jordmaterial genom intag - Metod för uppskattning av human biotillgänglighet av metaller i jord. ISO 17924:2018 IDT*.
- Sweco. (2020). *Bilaga 2. Riskbedömning med avseende på hälsa med anledning av påträffade förhöjda metallhalter inom Östnor, Mora*.
- USEPA. (2007). *Guidance for Evaluating the Oral Bioavailability of Metals in Soils for Use in Human Health Risk Assessment*.
- USEPA. (2021). *Fact sheet: Lead RBA and IVBA. Relative bioavailability and in vitro bioaccessibility of lead in soil*.
- Washington State Department of health. (1999). *Hazards of Short-Term Exposure to Arsenic Contaminated Soil*.
- Wescon. (2020A). *PM - Uppdaterade platsspecifika riktvärden. Alsterbro f.d. glasbruk. 34236-1125/2020*.
- Wescon. (2020B). *PM - Uppdaterade platsspecifika riktvärden. Flerohopp f.d. glasbruk, Nybro kommun. 34236-1126/2020*.
- Wescon. (2022). *PM - Uppdaterade platsspecifika riktvärden. Björkå f.d. glasbruk. 34236-1601/2021*.
- Wingren, G., & Axelson, O. (1987). Mortality in the swedish glassworks industry. *Scand J Work Environ Health* 13, 412-416.
- WSP. (2019). *Fördjupad riskbedömning, Triangelskogen, Talldungen samt Triangelskogen Södra, Helsingborg*.
- WSP. (2019). *Resultatrapport. Huvudstudie Bergdala glasbruk. 10274240*.
- WSP. (2022). *Fält- och resultatrapport. Kompletterande miljöteknisk markundersökning. Ventlinge 7:62 mfl. Mörbylånga kommun*.
- WSP. (2023A). *Fält- och resultatrapport. Åtgärdsförberedande undersökningar Bergdala glasbruk. 10349604*.
- WSP. (2023B). *Fält- och resultatrapport. Huvudstudie Berghem f.d. glasbruk. 10340216*.
- WSP. (2023C). *Fält- och resultatrapport. Huvudstudie Flygsfors glasbruk. 10342760*.
- WSP. (2023D). *Fält- och resultatrapport. Huvudstudie Hjertsjö f.d. glasbruk. 10340217*.
- WSP. (2024). *Huvudstudie Bålsjöverkets Silvergruva, Norberg kommun*.
- WSP. (2025). *Projektplan. Biotillgänglighet i glasriktet. Förstudie fas 2. 2025-02-18*.
- Zingaretti, D., & Bacioacchi, R. (den 27 03 2021). Different approaches for Incorporationg Bioaccessibility of Inorganics in Human Health Risk Assessment of Contaminated Soils. *Applied Sciences* 2021, 11, 3005. doi:<https://doi.org/10.3390/app11073005>



## VI ÄR WSP

WSP är en av världens ledande rådgivare och konsultbolag inom samhällsutveckling. Med cirka 73 000 medarbetare i över 40 länder samlar vi experter inom analys och teknik, för att framtidssäkra världen.

Tillsammans med våra kunder tar vi fram innovativa lösningar för en mänsklig, trygg och välfungerande morgondag. Vi planerar, projekterar, designar och projektleder olika uppdrag inom transport och infrastruktur, fastigheter och byggnader, hållbarhet och miljö, energi och industri samt urban utveckling. Så tar vi ansvar för framtiden.

**wsp.com**

**WSP**  
WSP Sverige AB  
Org. nr:556057-4880  
**wsp.com**

