

# Riskvärdering av bly i dricksvatten

Underlag för riskhantering gällande egen brunn



---

Denna titel kan laddas ner från: [Livsmedelsverkets publikationer](#)

Citera gärna Livsmedelsverkets texter, men glöm inte att uppge källan. Bilder, fotografier och illustrationer är skyddade av upphovsrätten. Det innebär att du måste ha upphovsmannens tillstånd att använda dem.

© Livsmedelsverket, 2022.

Författare:

Daniel Edgar.

Rekommenderad citering:

Livsmedelsverket. Edgar,D. 2022. L 2022 nr 05: Riskvärdering av bly i dricksvatten.

Livsmedelsverkets rapportserie. Uppsala

L 2022 nr 05

ISSN 1104-7089

Omslag: Livsmedelsverket

# Förord

På Livsmedelsverkets webbplats finns flera råd som riktar sig till konsumenter med egen brunn. Livsmedelsverket genomför nu en revision inom detta område. Dagens riktvärde för otjänligt är 10 mikrogram bly per liter. Syftet med den aktuella riskvärderingen är att ge en bild av vilka risker det finns med att dricka vatten med olika halter av bly. Denna värdering har betydelse för hur Livsmedelsverket ska agera i form av råd och riktlinjer till de som har egen brunn. Underlaget skall i första hand användas i arbetet med att se över riktvärdet för bly i råd om enskild dricksvattenförsörjning.

Följande personer har arbetat med att ta fram denna rapport: Daniel Edgar, toxikolog, Salomon Sand, toxikolog, och Emma Ankarberg, toxikolog. Rapporten har granskats av Mia Kristersson, toxikolog, Jenny Aasa, toxikolog och Stina Wallin, toxikolog.

Livsmedelsverket

Per Bergman

Avdelningschef på Risk- och nyttovärderingsavdelningen

April 2022



# Innehåll

Förord.....	3
Förkortningar .....	7
Ordlista.....	8
Sammanfattning.....	9
Summary .....	11
Risk from drinking water containing lead .....	11
Syfte .....	13
Bakgrund .....	14
Faroidentifiering.....	14
Farokarakterisering .....	14
Upptag i kroppen .....	15
Känsliga grupper .....	15
Juridiska gränsvärden och riktvärden .....	15
Metod.....	17
Exponering .....	18
Riskkarakterisering.....	19
Osäkerheter .....	22
Diskussion .....	23
Slutsatser.....	25
Referenser.....	26
Bilaga 1.....	28



# Förkortningar

b.w.	Body weight
B-Pb	Blodbly
mg	Milligram
RP	Referens punkt – effektnivå
kv	Kroppsvikt
µg	Mikrogram
efsa	European Food Safety Authority
WHO	World Health Organization
IARC	International Agency for Research on Cancer
IQ	Intelligenskvot
SGU	Sveriges Geologiska Undersökning

# Ordlista

Demineraliseras - Förlorar mineraler

Osteoporos – Benskörhet

Anemi - Blodbrist



# Sammanfattning

Bly är en metall som kan finnas naturligt i marken. På platser med höga blyhalter kan dricksvatten, skaldjur och vissa grödor kontamineras vilket kan leda till att människor exponeras. Luft och damm är också viktiga exponeringsvägar. Exponering för höga nivåer av bly medför ökad risk för skador på flera av kroppens organ. Känsligast är hjärnan hos barn, men effekter på blodtrycket och njuren kan också uppträda vid relativt låg exponering. Europeiska myndigheten för Livsmedelssäkerhets (Efsa) har tagit fram tre olika referensvärden för dessa risker.

1. En blodblyhalt på 12 µg/l motsvarande ett blyintag via livsmedel på 0,5 µg/kg kroppsvikt/dag; dessa värden utgör referenspunkten (RP) för utvecklingseffekter (IQ).
2. En blodblyhalt på 15 µg/l motsvarande ett blyintag via livsmedel på 0,63 µg/kg kroppsvikt/dag; RP för kronisk njursjukdom hos vuxna.
3. En blodblyhalt på 36 µg/l motsvarande ett blyintag via livsmedel på 1,5 µg/kg kroppsvikt per dag; RP för effekter på systoliskt blodtryck hos vuxna

Den mest kritiska referenspunkten är baserad på effekter på utvecklingen (IQ) hos barn och motsvarar en blyexponering via livsmedel på 0,5 µg/kg kroppsvikt/dag. Denna exponering har associerats till en sänkning av IQ med en enhet på gruppnivå (4-10 åriga barn). Förutom att denna RP gäller för barn anses den även vara tillämpbar på spädbarn och foster. En minskning med IQ på en enhet är en liten effekt på individnivå men anses vara av betydelse på populationsnivå (Efsa, 2010). Den mest kritiska referenspunkten för vuxna är baserad på effekter på njurarna och motsvarar en blyexponering via livsmedel på 0,63 µg/kg kroppsvikt/dag. Denna exponering uppskattas motsvara en 10-procentig förändring av prevalensen av kronisk njursjukdom (definierad som en ”glomerular filtration rate below 60 ml/1,73 m<sup>2</sup> body surface/min”).

Eftersom en stor del av blyexponeringen kan härröras till andra källor än dricksvatten, kan bara en begränsad del av blyexponeringen komma ifrån vatten för att inte tolerabelt intag ska överskridas. Vad som är en acceptabel mängd bly från ett enskilt livsmedel (t.ex. dricksvatten) blir således en fråga om hur mycket denna källa bedöms få bidra med i relation till tolerabelt intag eller utifrån den totala exponeringen. Mäter man bly i blodet ser man att svenska konsumenters exponering ligger mycket nära eller över de relevanta referenspunkterna.

Denna rapport analyserar exponering för bly bland barn och vuxna vid olika halter av bly i dricksvatten. Scenarioberäkningarna utgår från att dricksvattnet innehåller 10, 5, 3 eller 1 µg

bly/liter. Vid kvantifiering av risken har de toxikologiska referensvärden för barn och vuxna som Efsa tagit fram använts. WHO använder en metod där man tillåter att 20 % av exponeringen från ett oönskat ämne får komma från dricksvattnet om exponeringen inte är känd eller om flera exponeringskällor är kända. I denna beräkning har 20 % av RP såväl som hela RP använts som vid riskkaraktäriseringen.

Barn exponeras för mer bly i förhållande till sin kroppsvikt än vad vuxna gör och är dessutom mer känsliga då hjärnan fortfarande utvecklas. Beräkningarna visar att för spädbarn kan konsumtion av vatten med en blyhalt på 10 µg/l resultera i sänkt IQ med ca fyra enheter och med ca två enheter för vatten som innehåller 5 µg/l. För småbarn (2 år) är minskningen av IQ ca 2 enheter för vatten som innehåller 10 µg/l och en IQ-enhet för vatten som innehåller 5 µg/l. Dessa effekter är på populationsnivå men enskilda individer kan vara mer eller mindre känsliga.

Om 20 % av RP sätts som gräns för bidraget från dricksvatten blir exponeringen för alla utom spädbarn och småbarn under RP vid halten 1 µg/L. 39 % av brunnspövern låg över denna nivå. Om intaget av bly från dricksvatten inte ska överskrida 20 % av den toxikologiska referenspunkten även för dessa grupper, får vattnet inte innehålla mer än 0,5 µg/l. 57 % av brunnspövern låg över denna nivå.

# Summary

## Risk from drinking water containing lead

Lead is a metal that can be found in the soil. In places with high levels of lead in drinking water, shellfish and certain crops can be contaminated. This leads to human exposure. Air and dust are also sources of lead exposure. Exposure to high levels of lead increases the risk of damaging several of the body's organs. Children's brains are the most sensitive but damage to the kidney and hypertension are also possible at relatively low levels of exposure. The European Food Safety Authority (EFSA) has established three different reference points for these risks.

1. A blood lead level of 12 µg/l corresponding to an exposure from food and drinking water of 0,5 µg/kg bodyweight/ day constitutes the reference points for developmental effects (lower IQ).
2. A blood lead level of 15 µg/l corresponding to an exposure from food and drinking water of 0,63 µg/kg bodyweight/ day constitutes the reference points for chronic kidney disease in adults.
3. A blood lead level of 36 µg/l corresponding to an exposure from food and drinking water of 1,5 µg/kg bodyweight/ day constitutes the reference points for hypertension in adults.

The most important of these is the developmental effects on IQ, at an exposure level of 0,5 µg/kg bodyweight/ day for children. This level of exposure is associated with a one-unit decrease in IQ on the group level (children 4-10 years). In addition to children this RP is considered relevant for infants and fetuses. A reduction in IQ by one unit is a small effect on the individual level but is considered meaningful on the population level (EFSA, 2010). The most relevant RP for adults are effects on the kidney at an exposure level of 0,63 µg/kg bodyweight/day. This exposure is estimated to represent a 10 percent increase in the prevalence of chronic kidney disease (defined as "glomerular filtration rate below 60 ml/1,73 m<sup>2</sup> body surface/min").

Since a large part of the lead exposure can be traced to other sources than drinking water, only a fraction of the exposure can come from water in order not to exceed tolerable levels. What is an acceptable contribution from drinking water is thus a fraction of tolerable exposure or in relation to total exposure. Blood measurements show that lead levels are close to or exceeding the relevant reference points.

The report analyses different scenarios for children and adults at different levels of lead in drinking water. The scenarios use water concentrations of 10, 5, 3 or 1 µg lead/l. The WHO uses a method where they allocate 20% of exposure from drinking water of unwanted substances if the exposure is not known or where there are several sources of exposure to take into consideration. This report analyses the consequences of using 20% of RP as the limit as well as the RP.

Children are exposed to more lead than adults in relation to their body size. They are also more sensitive to the effects of lead during development. The health consequences for infants of drinking water containing 10 µg/l of lead is a reduction in IQ by 4 points and a reduction of about 2 points for drinking water containing 5 µg/l. For toddlers (2 years) this translates to a reduction in IQ by 2 points for drinking water containing 10 µg/l of lead and a reduction of about 1 point for drinking water containing 5 µg/l. These effects are on the level of the population and individuals may be more or less sensitive.

If we set the limit of exposure to lead from water to 20% of the RP, everybody except infants fall below this threshold at a lead concentration of 1 µg/l. 39% of the well measurements were over this level. If infants are to remain below this threshold the lead level in the water cannot exceed 0,5 µg /l. 57% of the well measurements were above this level.

---

N.B. The title of the publication is translated from Swedish, however no full version of the publication has been produced in English.

# Syfte

Syftet med riskvärderingen är att ge en bild av vilka risker det finns med att dricka vatten med olika halter bly. Detta har betydelse för hur Livsmedelsverket ska agera i form av råd och riktlinjer till de som har egen brunn. Mer specifikt ska dessa frågor besvaras:

## **Specifika frågor som ska besvaras:**

1. Gör en riskvärdering för bly i dricksvatten. Om möjligt, gör allokering av acceptabel exponering av bly från dricksvatten.
2. Gör scenarioräkningar för olika åldersgrupper (spädbarn, småbarn, äldre barn, vuxna) med olika halter av bly i dricksvattnet. Vid vilken halt blir exponeringen sådan att det finns risk för att negativa hälsoeffekter kan uppkomma?
  - Särskilt av intresse är att undersöka om det finns negativa hälsoeffekter av att dricka ett vatten som innehåller 10, 5, 3 och 1 µg/l.
3. Finns det några riskgrupper i befolkningen som är särskilt känsliga för bly, i så fall vilka?
4. Vilka andra källor för bly, utöver dricksvatten, finns att ta hänsyn till?

# Bakgrund

## Faroidentifiering

Bly finns naturligt i miljön och utsläpp kan bidra till att nivåerna ökar. Källor till utsläpp kan vara gruvdrift, smältverk och olika typer av förbränning av kol, olja eller sopor. Störst påverkan på vatten har utsläpp från gruvdrift och smältverk. Flera utsläppskällor till bly är numera förbjudna, eller reglerade, såsom bly i färg, konservburkar och bekämpningsmedel (EFSA, 2010). En av de mest effektiva åtgärderna mot utsläpp var förbudet mot bly i bensin. Bly i bensin började regleras på 1970 talet och förbjöds sedan helt 1995. Sedan förbudet infördes har blodblynivåerna i Sverige sjunkit kraftigt. 1978 hade svenska barn en blodblyhalt på 60 µg/l vilket 2007 hade sjunkit till 13 µg/l (geometriskt medelvärde) (Strömberg et al., 2008).

## Farokarakterisering

Människor exponeras för bly från mat, dricksvatten, damm, jord och luft.

Det finns inte någon känd säker nivå av exponering för bly, men det finns referensvärden framtagna som baseras på kliniskt relevanta effekter av blyexponering. Tre olika referenspunkter har tagits fram. Det två mest relevanta är (1) utvecklingseffekter hos barn eftersom det är den toxiska effekt som uppstår vid lägst exponering och gäller barn, och (2) effekter på njuren hos vuxna eftersom det är den effekt hos vuxna som noterats vid lägst exponering. Dessa referensvärden är framtagna med hjälp av benchmark dos modellering (bilaga 1). På detta sett kan man uppskatta hur stor skada som uppstår vid en given exponering.

Som utgångspunkt i riskvärderingen används den Europeiska myndigheten för Livsmedelssäkerhets (Efsas) bedömningar på referensvärden för blyintag (EFSA, 2010, Livsmedelsverket, 2014):

1. En blodblyhalt på 12 µg/l motsvarande ett blyintag via livsmedel på 0,5 µg/kg kroppsvikt/dag; dessa värden utgör referenspunkten (RP) för utvecklingseffekter. Denna exponering har associerats till en sänkning av IQ med en enhet på gruppnivå (4-10 åriga barn). Förutom att denna RP gäller för barn anses den även vara tillämpbar på spädbarn och foster. En minskning med IQ på en enhet är en liten effekt på individnivå men anses vara av betydelse på populationsnivå (EFSA, 2010).

2. En blodblyhalt på 15 µg/l motsvarande ett blyintag via livsmedel på 0,63 µg/kg kroppsvikt/dag; RP för kronisk njursjukdom hos vuxna. Denna exponering uppskattas motsvara en 10-procentig förändring av prevalensen av kronisk njursjukdom (definierad som en "glomerular filtration rate below 60 ml/1,73 m<sup>2</sup> body surface/min").
3. En blodblyhalt på 36 µg/l motsvarande ett blyintag via livsmedel på 1,5 µg/kg kroppsvikt per dag; RP för effekter på systoliskt blodtryck (SBP) hos vuxna. Denna exponering uppskattas motsvara en ökning av SPB med 1 %.

Det finns även andra toxiska effekter av bly som effekter på blodet vilket kan leda till anemi. Hos ettåriga barn kan man se en dos-responseffekt av blyexponering. Anemi diagnostiserades i 2 % av gruppen som hade 200-390 µg/l, 18 % i gruppen som hade 400-590 µg/l och 40 % i gruppen som hade mer än 600 µg/l i blodet (Schwartz et al., 1990). Bly är också klassat som "probably carcinogenic" av IARC 2006 (2006).

## Upptag i kroppen

Upptaget av bly i kroppen varierar med flera faktorer. Vattenlösligt bly tas upp i mycket högre grad på fastande mage än om det konsumeras tillsammans med mat. Ålder och nutritionsstatus spelar också en roll. Brist på kalcium och järn ökar upptaget bly (EFSA, 2010). Omkring 40-50 % av vattenlösligt bly tas upp hos barn medan upptaget för vuxna ligger mellan 3-10 % (Pfadenhauer et al., 2014). Bly ackumuleras i kroppen, framförallt i skelettet. Bly i skelettet kan sedan gradvis läcka ut i blodet. Det sker i högre grad under tillstånd då skelettet demineraliseras såsom under graviditet, amning och osteoporos. Bly kan övergå i bröstmjölken, och nivåerna kan skilja sig mycket. Det är generellt inte ett problem om inte mamman har mycket höga blodvärden. Omkring 10 % av blyet övergår i bröstmjölken vilket sällan leder till hög exponering för barnet. Halveringstiden i blod ligger på ca 30 dagar medan halveringstiden i ben är mellan 10 och 30 år. Bly sprids i hela kroppen och de känsligaste organen är hjärnan och njuren (EFSA, 2010).

## Känsliga grupper

Barn är extra känsliga för blyexponering eftersom hjärnan fortfarande utvecklas. Vuxnas nervsystem påverkas också av bly men vid högre doser. Barn har också ett relativt högre intag av bly än vuxna, eftersom de äter mer i förhållande till sin kroppsvikt. Barn tar även upp mer bly än vad vuxna gör. Studier på svenska barn från Trelleborg och Landskrona visar på en tydlig trend av minskande blodblyhalter mellan 1987 (geometriskt medelvärde, GM ≈ 60 µg/l) och 2007 (GM = 13 µg/l och ett haltintervall på 6-60 µg/l) (Strömberg et al., 2008). GM för svenska barn enligt data från 2007 ligger alltså till synes på en nivå motsvarande Efsas referenspunkt på 12 µg/l. Exakt hur känsliga foster är för bly är inte känt men det är troligt att de åtminstone är lika känsliga som små barn. Givet att ca 90% av det bly

som finns i den gravida kvinnans blod kan korsa placentan så bör gränsen för blyexponering beräknas utifrån fostrets känslighet (EFSA, 2010).

## Juridiska gränsvärden och riktvärden

WHO har ett ”provisional guideline value” på 10 µg bly/l (WHO, 2017) för dricksvatten. Detta värde är inte hälsobaserat, utan fastställt utefter vad som är tekniskt möjligt att uppnå. Begränsningar finns enligt WHO i detektionskänslighet och möjlighet att rena vattnet från bly. Sveriges gräns för otjänligt dricksvatten dvs. vatten som inte är lämpligt att dricka och där åtgärder behövs är också 10 µg bly/l.



# Metod

Scenarioberäkningarna utgår från blyhalter i vatten på 10, 5, 3 och 1 µg/l. En beräkning har även genomförts utgående från en blyhalt på 0,24 µg/l eftersom detta är medelhalten för Sveriges vattentäkter i vattentäcksarkivet (Whitlock, 2014). Databasen omfattar allmänna vattentäkter och de enskilda vattentäkter där uttaget av vatten är större än 10 m<sup>3</sup> per dygn eller som försörjer 50 personer eller fler. Mängden vatten som konsumeras per dygn är desamma som Efsa använder, 2 liter för vuxna och barn 12 år, 1,3 liter för småbarn (1-3-år) och 1 liter för spädbarn (0-12 månader). Uträkningar av exponeringen utgår ifrån standardkroppsvikter rekommenderade av Efsa (EFSA, 2012) förutom i fallet barn 12 år. Här används istället medelvikten från Riksmaten ungdom för barn 12 år (Livsmedelsverket, 2018). Som toxikologisk referenspunkt för vuxna används 0,63 µg/kg kroppsvikt/dag vilket antas leda till en 10 % ökad risk för kronisk njursjukdom. För barn används 0,50 µg/kg kroppsvikt/dag vilket motsvarar en sänkning av IQ med 1 enhet på populationsnivå.

För beräkning av blodblyhalt används formeln:

$$[\text{mat och vatten exponering } (\mu\text{g/kg kv per dag}) * \text{kv} * 0.4] + [\text{jord och damm bly nivå} (\text{mg/kg}) * 0.025 * 0.18] + [\text{luftbly nivå } (\mu\text{g/m}^3) * 16.4] = \text{B-Pb } (\mu\text{g/L}).$$

Eftersom vi inte räknar med bidraget från jord, damm och luft behöver vi bara den första delen av formeln. För beräkning av bidraget från dricksvatten kan formeln förkortas till:

$$\text{Exponering från vatten } (\mu\text{g/kg kv per dag}) * \text{kv} * 0.4 = \text{B-Pb } (\mu\text{g/L})$$

Detta är samma formel som används av Efsas Contam panel (EFSA, 2010) och är tagen ifrån (Carlisle and Wade, 1992).

Vattenkonsumtion:

**Tabell 1.** Vatten konsumtion och kroppsvikt som används till beräkningar för olika åldrar.

Vatten konsumtion	Kroppsvikt
0-12 månader 800-1000ml	5 kg används
2 år 1300ml	12 kg används
12 år 2000ml	44 kg används
Vuxen 2000ml	70 kg används

# Exponering

I Sverige får cirka 1,2 miljoner permanentboende och ungefär lika många fritidsboende sitt vatten från enskilda vattentäkter som till exempel egen brunn. Statens geologiska undersökning (SGU) samlar in data på kontaminanter som är tagna på brunnar runt om i Sverige. Blyhalten i svenska brunnar är ofta högre än vad som registreras i data från vattentäktsarkivet. Vattentäktsarkivet är en nationell databas med information om vattentäkter och vattenverk (Whitlock, 2014). Databasen omfattar allmänna vattentäkter och de enskilda vattentäkter där uttaget av vatten är 10 m<sup>3</sup> eller större per dygn eller som försörjer 50 personer eller fler. Medianhalten i de brunnprover som analyserats är ca 0,65 µg/l (personlig kommunikation med Lena Maxe på SGU) medan medianhalten från producenter i vattentäktsarkivet låg på 0,24 µg/l 2014 (Whitlock, 2014). I den nittionde percentilen (p90) skiljer sig brunnproverna betydligt mer från de större dricksvattenproducenterna. I data från vattentäktsarkivet ligger p90 på 0,5 µg/l medan det i brunnproverna ligger på 4,3 µg/l. Ca 3,7 % av proverna från egen brunn har halter som överstiger 10 µg/l. Det är inte säkert att dessa prover är representativa för hur det generellt ser ut i brunnar i Sverige då prover oftare tas då det förekommer misstanke om höga halter.

**Tabell 2.** Antal och andel brunnprover med blyhalter mellan halterna 10, 5, 1, och 0,5 µg/l.

Halter	Antal värden	Procent
0 - 0,5 µg/l	15811	42,7
0,5 -1 µg/l	6842	18,5
1 -5 µg/l	11207	30,3
5 -10 µg/l	1792	4,8
10 - 11000 µg/l	1371	3,7
<b>Totalt</b>	<b>37023</b>	<b>100</b>

För att räkna ut vilken koncentration av bly man kan få i blodet av blyexponering används ekvationen från Carlisle and Wade (Carlisle and Wade, 1992), se metoddel. Medelvärde av blyhalten i data från vattentäktsarkivet (0,24 µg/l) plus det beräknade medelintaget av bly från maten (0,083 µg/kg kv/dag) (Livsmedelsverket, 2017) ger en exponering på 0,10 µg/kg kv/dag vilket borde leda till en blodblyhalt på 2,8 µg/l för vuxna.

$$(\mu\text{g/kg kv per dag}) * \text{kv} * 0.4 = \text{B-Pb } (\mu\text{g/L})$$

**Figur 1.** Ekvationen från Carlisle and Wade utan bidraget från jord, damm och luft

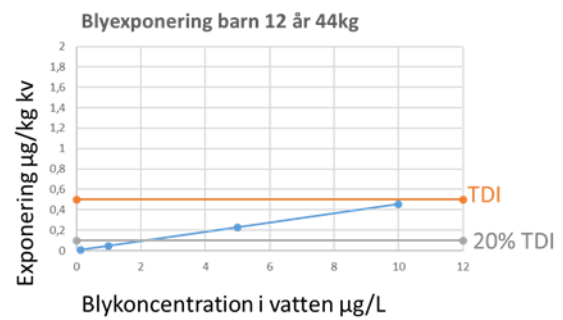
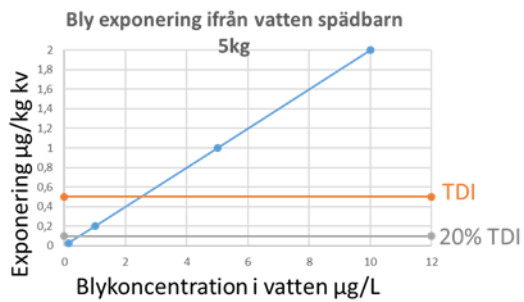
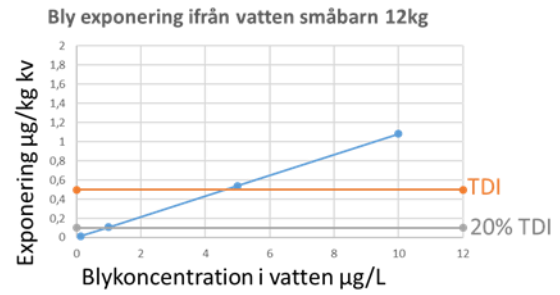
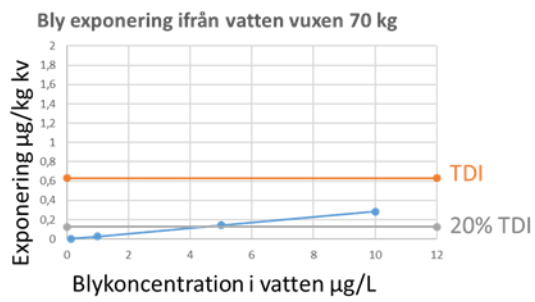
Svenska kvinnor har i genomsnitt en blodblyhalt på 16,6 µg/l (Pawlas et al., 2013) och svenska barn 7-11 år gamla hade 2008 i genomsnitt en blodblyhalt på 13,1 (Stromberg et al., 2008). Den senaste undersökningen från 2020 om matvanor hos ungdomar i Sverige visar på något lägre blodblyhalter hos ungdomar i klass 5 till årskurs 2 på gymnasiet, i genomsnitt 8,35 µg/l (Livsmedelsverket, 2020).

Den beräknade exponeringen av bly från mat och vatten är alltså otillräcklig för att förklara blyhalten som uppmäts i blodet hos svenskar. Eftersom det är en stor skillnad mellan den uppmätta blodblyhalten och den blodblyhalt som beräknas utifrån exponeringen från mat och vatten borde det betyda att det finns andra väsentliga exponeringskällor. Eftersom exponering för bly kommer från många källor kan endast en begränsad del av intaget accepteras att komma från vatten. WHO använder 20 % som allokering för oönskade ämnen från dricksvatten om exponeringen inte är känd eller om det finns flera kända exponeringskällor att förhålla sig till (WHO, 2017). Att använda sig av denna allokering är lämpligt eftersom man inte med säkerhet kan beräkna den totala exponeringen. I denna beräkning har 20 % av RP såväl som hela RP använts som kritisk gräns. Nedan redovisas scenarion med 1, 5 och 10 µg/l i dricksvattnet och jämförs också med halten 0,24 µg/l vilket är medelvärdet från vattentäktsarkivet (Whitlock, 2014).

## Riskkaraktärisering

Resultaten visar att exponeringen från dricksvatten understiger RP för vuxna vid alla beräknade koncentrationer av bly i vattnet. Utgår man ifrån att exponeringen från vatten endast får bidra med 20 % av RP, så kan vuxna dricka vatten med en blyhalt på 1 µg/l utan att överskrida denna nivå. Detsamma gäller för barn fyllda 12 år. För spädbarn och småbarn överskrider hela RP vid 5 och 10 µg/l i vattnet. Om exponering från dricksvatten antas få motsvara 20 % av RP överskrider denna nivå även för 1 µg/l när det gäller spädbarn och småbarn (Tabell 3 och Tabell 4).

Hälsoeffekterna för spädbarn av att dricka vatten innehållande 10 µg/l bly innebär enligt det hälsobaserade referensvärdet minskad IQ med ca fyra enheter och med ca två enheter om vattnet innehåller 5 µg/l. För småbarn är minskningen av IQ ca två enheter för vatten som innehåller 10 µg/l och en IQ enhet för vatten som innehåller 5 µg/l. Referenspunkten för minskad njurfunktion överskrider också vid dessa halter för spädbarn och vid 10 µg/l för småbarn (Figur 2)(Tabell 3 och Tabell 4).



**Figur 2.** Blyexponering från dricksvatten vid olika koncentrationer bly i vattnet (blå linje). Gränsen för RP är utmärkt i orange och gränsen för 20 % av RP är utmärkt i grått. RP för vuxna är 0,63 µg/ kg kv och för barn 0,5 µg/ kg kv.

**Tabell 3.** Blyexponering från dricksvatten vid olika koncentrationer bly i vattnet.

Bly i vatten	µg bly i 2L	vuxen (70kg) exponering i µg/kg kv/dag	% av RP
10 µg/L	20	0,29	45
5 µg/L	10	0,14	23
3 µg/L	6	0,09	14
1 µg/L	2	0,03	5
0,24 µg/L	0,48	0,007	1

Bly i vatten	µg bly i 2L	barn 12 år (44kg) exponering i µg/kg kv/dag	% av RP
10 µg/L	20	0,45	91
5 µg/L	10	0,23	45
3 µg/L	6	0,14	27
1 µg/L	2	0,05	9
0,24 µg/L	0,48	0,01	1

Bly i vatten	µg bly i 1,3L	småbarn (1-3) år (12 kg) exponering i µg/kg kv/dag	% av RP
10 µg/L	13	1,08	217
5 µg/L	6,5	0,54	108
3 µg/L	3,9	0,33	65
1 µg/L	1,3	0,11	22
0,24 µg/L	0,31	0,026	5,2

Bly i vatten	µg bly i 1L	spädbarn 0-12 månader (5 kg) exponering i µg/kg kv/dag	% av RP
10 µg/L	10	2	400
5 µg/L	5	1	200
3 µg/L	3	0,6	120
1 µg/L	1	0,2	40
0,24 µg/L	0,24	0,048	9,6

**Tabell 4.** Blyhalt i vattnet (µg/L) när 20% eller hela RP uppnås.

Kroppsvikt	Halt i vattnet då 20% av RP uppnås	Halt i vattnet då RP uppnås
Vuxen (70kg)	4,4	22,1
Barn 12 år (44kg)	2,2	11,0
Småbarn (1-3) år (12 kg)	0,9	4,6
Spädbarn 0-12 månader (5 kg)	0,5	2,5

## Osäkerheter

Eftersom den beräknade exponeringen från mat och vatten understiger vad som uppmäts i blodet hos svenska kvinnor och barn bör andra källor än mat och vatten bidra till exponeringen. Det är också så att bly som konsumeras kan ha olika biotillgänglighet. Omkring 40-50 % av vattenlösligt bly tas upp hos barn medan upptaget för vuxna ligger mellan 3-10 % (Pfadenhauer et al., 2014). Det är också stor skillnad på upptaget om vattenlösligt bly tas i samband med mat (3 %) eller på fastande mage (63 %)(EFSA, 2010). Detta skulle kunna ha stor betydelse för hur skadligt bly ifrån brunnsvatten är men har inte inkluderats i rapporten.

Andra osäkerheter uppstår vid bedömningen av toxiciteten för bly. För barn bedöms ett sänkt IQ som ett mått på (neuro)toxicitet. Det bör noteras att IQ-test inte är framtagna för att mäta neurotoxicitet och därmed kan andra förändringar i nervsystemet missas. Exempel på det skulle kunna vara beteendeförändringar. Man har sett att när blyhalterna sjunker hos barn kan man senare se stora effekter i brottsstatistiken i form av minskade brott (Nevin, 2007). Barn med högre nivåer av bly i blod (Wright et al., 2008) eller i tänder (Fergusson et al., 2008) löper en högre risk att begå brott. Dessa data är inte lika säkra som effekter på IQ men det kan vara bra att ha i åtanke att IQ kanske inte är den enda effekten bly har på nervsystemet.

# Diskussion

Eftersom scenarioräkningarna inte tar hänsyn till exponering från andra källor ser utrymmet för exponeringen från vatten större ut än vad den troligtvis är. Utgår man istället ifrån den uppmätta blodblyhalten finner man att inget utrymme för ytterligare exponering finns. Halten hos svenska barn 7-11 år gamla hade 2008 i genomsnitt en blodblyhalt på 13,1  $\mu\text{g/l}$  (Strömberg et al., 2008). Den senaste undersökningen från 2020 om matvanor hos ungdomar i Sverige visar på något lägre blodblyhalter hos ungdomar i klass 5 till årskurs 2 på gymnasiet, i genomsnitt 8,35  $\mu\text{g/l}$  (Livsmedelsverket, 2020). Dessa halter ligger över eller mycket nära referenspunkten för neurotoxiska effekter, som ligger på 12  $\mu\text{g/L}$ . Detta innebär på populationsnivå en minskning av IQ med ca 1 enhet. Halten hos vuxna kvinnor ligger på 16,6  $\mu\text{g/l}$  vilket redan innebär en ökning i prevalensen för kronisk njursjukdom på ungefär 10 %. Referenspunkten för vuxna ligger på en blodblyhalt på 15  $\mu\text{g/l}$ .

Eftersom referenspunkten för blodblykoncentration redan överskrids för både barn och vuxna finns ingen säker ytterligare exponering. Det är troligt att merparten av exponeringen inte kommer från vatten då medelvärdet i data från vattentäcksarkivet (0,24  $\mu\text{g/l}$ ) endast skulle leda till en ökning av blodblyhalten med 0,11  $\mu\text{g/l}$  hos en vuxen. Räknar man med exponering från enskilda brunnar blir exponeringen något högre men fortfarande otillräcklig för att komma att förklara de uppmätta halterna i blodet. Ytterligare exponering innebär en ökad risk för både barn och vuxna.

Även om man inte kan begränsa exponeringen så att negativa effekter säkert uteblir så kan man beräkna hur stor ökningen av risken blir från vatten med bly i. Eftersom RP är baserat på en benchmarkdos (Bilaga 1) kan man uppskatta hur stora effekterna blir av blyexponeringen genom att presentera olika scenarier.

För vuxna överskrids inte RP från vatten vid den högsta koncentrationen (10  $\mu\text{g/l}$ ) men det skulle leda till en ökning av serumnivåer med 8  $\mu\text{g/l}$ . 8  $\mu\text{g/l}$  överskrider i sig inte RP men skulle kunna leda till försämrad njurfunktion om man tar hänsyn till exponering ifrån andra källor. En medelhalt hos vuxna kvinnor på 16,6  $\mu\text{g/l}$  skulle alltså öka till 24,6  $\mu\text{g/l}$  om vattnet innehåller 10  $\mu\text{g/l}$ . En ökning av serumblyhalt från 15 till 22  $\mu\text{g/l}$  ökar risken för njursjukdom (Harari et al., 2018).

Eftersom barn är extra känsliga för bly och har högre exponering än vuxna per kg kroppsvikt nås RP tidigare i deras fall. För spädbarn innebär detta att RP överskrids vid konsumtion av vatten med en halt på 2,5  $\mu\text{g/l}$  (tabell 4). Foster bedöms vara lika känsliga och bör också tas i beaktande eftersom åtminstone 90 % av koncentrationen bly korsar placentan.

Medalexponeringen för bly i Sverige överstiger RP för både barn och vuxna. Enligt modellen betyder detta att skadliga effekter kan förekomma på populationsnivå. Det skall dock tilläggas att underlaget för modellen är sämre vid låga koncentrationer, och osäkerheten betydligt större.



# Slutsatser

Exponeringen för bly ligger mycket nära de hälsobaserade riktvärdena, baserat på uppmätta blodblyhalter hos svenska individer. Detta lämnar inte egentligen något utrymme för ytterligare exponering. Livsmedel bidrar väsentligt till exponeringen men verkar inte utgöra den huvudsakliga exponeringskällan. Det är också oklart hur stor del av exponeringen som kommer från vatten, men vattnet från enskilda brunnar bör bidra signifikant till exponeringen. 8,5 % av brunnspövernå låg över 5 µg/l. På denna nivå överskrids RP för nästan alla barn från bara vatten. Barn är den känsligaste gruppen. De exponeras för mer bly i förhållande till sin kroppsvikt än vad vuxna gör och de är dessutom mer känsliga då hjärnan fortfarande utvecklas.

Exponeringen från livsmedel är otillräcklig för att förklara blyhalterna i blodet hos den svenska befolkningen. Andra exponeringskällor är damm, jord och luft.

Eftersom det finns flera källor till exponering för bly är det rimligt att bara en viss del av exponeringen kan komma från dricksvatten. Beräkningar baserade på att 20 % av exponeringen tillåts komma från vatten visar att spädbarn på 5 kg kan dricka vatten med 0,5 µg/l innan 20 % av RP överskrids (Tabell 4); endast 43 % av brunnspövernå låg under denna halt. Vuxna kan klara högre halter. En vuxen kan dricka vatten med ca 3 µg/l utan att 20 % av RP överskrids. 85 % av brunnspövernå låg under denna halt.

# Referenser

2006. Inorganic and organic lead compounds. IARC Monogr Eval Carcinog Risks Hum, 87, 1-471.

CARLISLE, J. C. & WADE, M. J. 1992. Predicting blood lead concentrations from environmental concentrations. Regul Toxicol Pharmacol, 16, 280-9.

EFSA 2010. Scientific Opinion on Lead in Food. EFSA Journal.

EFSA 2012. Guidance on selected default values to be used by the EFSA Scientific Committee, Scientific Panels and Units in the absence of actual measured data. EFSA Journal.

FERGUSON, D. M., BODEN, J. M. & HORWOOD, L. J. 2008. Dentine lead levels in childhood and criminal behaviour in late adolescence and early adulthood. J Epidemiol Community Health, 62, 1045-50.

HARARI, F., SALLSTEN, G., CHRISTENSSON, A., PETKOVIC, M., HEDBLAD, B., FORSGARD, N., MELANDER, O., NILSSON, P. M., BORNE, Y., ENGSTROM, G. & BARREGARD, L. 2018. Blood Lead Levels and Decreased Kidney Function in a Population-Based Cohort. Am J Kidney Dis, 72, 381-389.

LIVSMEDELSVERKET 2014. Bly i viltkött - riskvärdering. Uppsala.

LIVSMEDELSVERKET 2017. Swedish Market Basket Survey 2015. Uppsala.

LIVSMEDELSVERKET 2018. Riksmaten ungdom del 1 - Livsmedelskonsumtion. Uppsala: Livsmedelsverket.

LIVSMEDELSVERKET, N. 2020. Contaminants in blood and urine from adolescents in Sweden. Livsmedelsverkets samarbetsrapport. Uppsala.

NEVIN, R. 2007. Understanding international crime trends: the legacy of preschool lead exposure. Environ Res, 104, 315-36.

PAWLAS, N., STRÖMBERG, U., CARLBERG, B., CERNA, M., HARARI, F., HARARI, R., HORVAT, M., HRUBA, F., KOPPOVA, K., KRŠKOVA, A., KRŠNIK, M., LI, Y. F., LOFMARK, L., LUNDH, T., LUNDSTROM, N. G., LYOUSSE, B., MARKIEWICZ-GORKA, I., MAZEJ, D., OSREDKAR, J., PAWLAS, K., RENTSCHLER, G., SPEVACKOVA, V., SPIRIC, Z., SUNDKVIST, A., TRATNIK, J. S.,

VADLA, D., ZIZI, S., SKERFVING, S. & BERGDAHL, I. A. 2013. Cadmium, mercury and lead in the blood of urban women in Croatia, the Czech Republic, Poland, Slovakia, Slovenia, Sweden, China, Ecuador and Morocco. *Int J Occup Med Environ Health*, 26, 58-72.

PFADENHAUER, L. M., BURNS, J., ROHWER, A. & REHFUESS, E. A. 2014. A protocol for a systematic review of the effectiveness of interventions to reduce exposure to lead through consumer products and drinking water. *Syst Rev*, 3, 36.

SCHWARTZ, J., LANDRIGAN, P. J., BAKER, E. L., JR., ORENSTEIN, W. A. & VON LINDERN, I. H. 1990. Lead-induced anemia: dose-response relationships and evidence for a threshold. *Am J Public Health*, 80, 165-8.

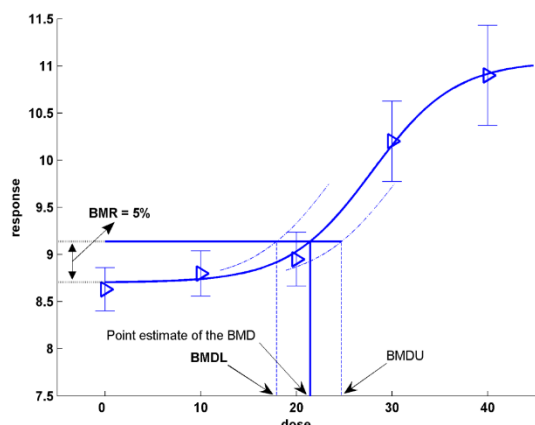
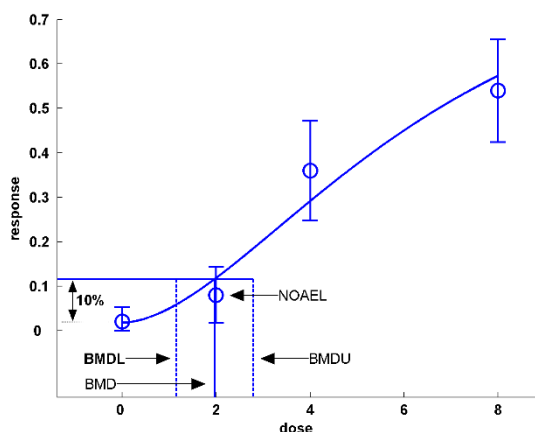
STROMBERG, U., LUNDH, T. & SKERFVING, S. 2008. Yearly measurements of blood lead in Swedish children since 1978: the declining trend continues in the petrol-lead-free period 1995-2007. *Environ Res*, 107, 332-5.

WHITLOCK, B. T. H. 2014. Egenskaper hos vattenanalysdata i Vattentäcksarkivet. Sveriges geologiska undersökning.

WHO 2017. Guidelines for Drinking-water Quality: fourth edition incorporating the first addendum. Geneva: WHO.

WRIGHT, J. P., DIETRICH, K. N., RIS, M. D., HORNUNG, R. W., WESSEL, S. D., LANPHEAR, B. P., HO, M. & RAE, M. N. 2008. Association of prenatal and childhood blood lead concentrations with criminal arrests in early adulthood. *PLoS Med*, 5, e101.

# Bilaga 1



## Översikt om benchmark dosmetoden

**(BMD metoden).** Den övre figuren visar en dos-responskurva anpassad till data som beskriver andelen (%) individer/djur som erhållit en viss hälsoeffekt/sjukdom vid (4) olika doser av ett kemiskt ämne, s.k. quantal data (respons eller ingen respons). Dos-responskurvan beskriver i detta fall hur sannolikheten för hälsoeffekten beror av dos. BMD är den dos som motsvarar en specificerad förändring i sannolikhet jämfört med utfallet i kontrollgruppen enligt kurvan. Denna responsförändring kallas benchmarkrespons (BMR) och är som standard 10% då data från djurstudier utgör underlaget [BMR definieras vanligen som en förändring relativt magnituden mellan 1 (maxvärdet) och bakgrundsvärdet].

Den nedre figuren beskriver på liknande sätt en dos-responskurvan, men för s.k. kontinuerliga data, där graden av effekt observeras hos respektive individ, och inte bara huruvida effekten erhållits eller ej. Exempel på kontinuerliga effektdata är organvikter eller biokemiska markörer. Här beskriver dos-responskurvan hur medelresponsen beror av dos, och BMD motsvarar en förändring av denna medelrespons jämfört med kurvans värde vid noll dosen. Ett BMR på 5% (förändring relativt bakgrundsmedelvärdet) är standard då data på djurstudier utgör underlaget. För bly används dock epidemiologiska data där BMR är satt till 1% dvs minskning av IQ med en enhet. Som kan noteras i figurerna beräknas ett konfidensintervall för BMD för att beakta statistiska osäkerheter. Den lägre och övre konfidensgränsen kallas BMDL respektive BMDU. BMDL är den dos som med hög säkerhet motsvarar en effektnivå som inte är högre än specificerat BMR. BMDL utgör startpunkt för fortsatt riskvärdering som i fallet med icke-gentoxiska effekter involverar division med osäkerhetsfaktorer/bedömningsfaktorer för framtagande av tolerabelt intag (TDI eller TVI) eller motsvarande. BMD rekommenderas över det traditionella s.k. NOAEL (se övre figur) i riskvärderingsprocessen



