

# Riskvärdering av arsenik i dricksvatten

Underlag för små dricksvattenanläggningar för privat bruk



---

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:

Salomon Sand.

Rekommenderad citering:

Livsmedelsverket. Efternamn, Förnamns initialbokstav. 2022. L 2022 nr 04: Riskvärdering av arsenik i dricksvatten. Livsmedelsverkets rapportserie. Uppsala.

L 2022 nr 04

ISSN 1104-7089

Omslag: Livsmedelsverket

# Förord

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

Ansvarig för rapportens innehåll är toxikolog Salomon Sand.

Rapporten har faktagranskats av Mia Kristersson och Johan Ålander.

Livsmedelsverket

Per Bergman

Avdelningschef Risk- och nyttovärderingsavdelningen

April 2022



# Innehåll

Förord.....	3
Sammanfattning.....	7
Summary .....	8
Risk assessment of arsenic in drinking water .....	8
Syfte .....	9
Faroidentifiering och farokarakterisering.....	10
Exponeringsuppskattning och riskkarakterisering.....	12
Slutsats .....	17
Referenser.....	18
Bilaga 1.....	21



# Sammanfattning

Arsenik är ett grundämne som finns naturligt i berggrunden och i jorden. Arsenik finns i två huvudformer, organisk och oorganisk. Oorganisk arsenik är den som är giftig för människan. Exponeringen för oorganisk arsenik hos svenska konsumenter sker till största delen via livsmedel. Enligt tidigare uppskattningar, som inte innefattat exponering från dricksvatten, utgör spannmål, ris och godis/smaktillsatser de största exponeringskällorna för oorganisk arsenik. Scenarioberäkningar i denna rapport omfattar halter av oorganisk arsenik i dricksvatten på mellan 0,5 och 10 µg/l. I kombination med medianintaget från andra livsmedel erhålls för vuxna en totalexponering på 0,06 - 0,3 µg/kg/dag beroende på halt av oorganisk arsenik i dricksvatten. För 11 till 12-åringar och 4-åringar är motsvarande totalexponering av oorganisk arsenik 0,01 - 0,6 µg/kg/dag respektive 0,2 - 1,0 µg/kg/dag.

I Livsmedelsverkets riskvärdering från 2015 föreslogs den acceptabla exponeringen för oorganisk arsenik vara 0,15 µg/kg/dag, baserat på risken för lungcancer. Detta referensvärde är hälften av den lägre gränsen av intervallet för hälsobaserat referensvärde som tagits fram av Efsa (0,3-8 µg/kg/dag). Enligt scenarioanalyser bör halter av oorganisk arsenik i dricksvatten vara lägre än befintligt gränsvärde på 10 µg per liter. Halter i dricksvatten på upp till 3, 1 och 0,5 µg per liter för vuxna, äldre (11/till 12-åringar) respektive yngre (4-åringar) barn och spädbarn/foster (0-12 månader) är dock förenliga med acceptabel exponering på 0,15 µg/kg/dag. Ifall brunnsvatten enbart konsumeras under en begränsad del av året (3 månader) så är även halter på upp till 10 och 5 µg per liter förenliga med acceptabel exponering för vuxna respektive 11 till 12-åringar. Risker med dessa arsenikhalter i dricksvatten efter lång tids exponering, inklusive bidrag från andra livsmedel, är sannolikt låga men kan inte uteslutas. Utifrån linjär extrapolering motsvarar de en ökning i risken för lungcancer hos vuxna (äldre än 40 år) i storleksordningen 1-2 fall per 100 000 personer per år.

# Summary

## Risk assessment of arsenic in drinking water

Exposure to inorganic arsenic in Sweden occurs mainly via food. According to previous assessments by the Swedish Food Agency cereals, including rice as an important item, and sweets/condiments contribute most to the exposure. These assessments have, however, not accounted for drinking water. The present report presents results associated with scenario analyses covering concentrations of inorganic arsenic in drinking water between 0.5 and 10 µg/l. In combination with the median exposure from other foods this results in an overall exposure of 0.06 to 0.3 µg/kg/day (depending on the occurrence in drinking water) for adults. For 11 to 12 year-old and 4 year-old children the corresponding exposure is 0.01 - 0.6 and 0.2 - 1.0 µg/kg/day, respectively.

The Swedish Food Agency suggested an acceptable exposure to inorganic arsenic of 0.15 µg/kg/day in its previous risk assessment from 2015, based on the risk for lung cancer. This is half of the lower end of the reference point interval established by the European Food Safety Authority (0.3 - 8 µg/kg/day). According to the present scenario analyses, the concentration in drinking water should ideally be below the current maximum limit of 10 µg/l. Concentrations up to 3, 1, and 0.5 µg/l for adults, children (11 to 12 year-old), and small children/infants (4 year-olds and 0-12 months old), respectively, are compatible with the acceptable exposure level previously established by the Swedish Food Agency (0.15 µg/kg/day). For adults and children, concentrations up to 10 and 5 µg/l, respectively, are also compatible with the acceptable exposure level if well water is consumed to a limited extent (3 months) during a year. Risks associated with long-term exposure to these concentration levels, including contributions from other foods, are likely to be low but cannot be excluded. According to low-dose linear extrapolation they correspond to an increase in the lung cancer risk for adults in the range of 1-2 cases per 100,000 per year.

---

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 arsenik. Specifikt är frågan om det finns risker med att dricka vatten som innehåller halter av arsenik under gränsvärdet på 10 µg per liter. Denna värdering har betydelse för hur Livsmedelsverket ska agera i form av råd och riktlinjer för små dricksvattenanläggningar för privat bruk.

# Faroidentifiering och farokarakterisering

Arsenik är ett grundämne som förekommer naturligt i varierande halter i berggrunden, sediment och i grundvatten. I Sverige är förhållandevis få brunnar drabbade, men förhöjda arsenikhalter förekommer i brunnar över hela landet. De högsta halterna har uppmätts i vatten från brunnar i Skelleftefältet, Enköpingsområdet och delar av Västernorrland (SSI 2008). I miljön uppträder arsenik i olika organiska och oorganiska former (Cullen and Reimer, 1989; National Research Council (NRC), 1999; Akter et al., 2005; Francesconi, 2010; Foster and Maher, 2016). Den oorganiska formen förekommer huvudsakligen som trevärd (arsenit) och femvärd (arsenat). Vatten, cerealier och ris innehåller främst den oorganiska arseniken som är den för människan giftigaste formen. Andra livsmedel, i huvudsak fisk och skaldjur, kan innehålla höga halter av de organiska formerna, t.ex. arsenobetain och arseniksockerföreningar, vilka dock anses vara mindre giftiga. De livsmedel som rapporterats ha de högsta halterna av arsenik är ris, spannmål, frukt och grönsaker, men även särskilda livsmedels som vissa typer av alger. Vi exponeras för arsenik genom maten, inklusive dricksvatten, samt via luften genom yrkesrelaterad exponering.

Oorganisk arsenik är cancerframkallande och studier, i huvudsak på vuxna individer, har visat att det efter många års exponering kan orsaka tumörer i hud (inklusive hudförändringar), lunga, urinblåsa och njure (IARC 2004, 2012). Samband mellan arsenikexponering och en ökad risk för kardiovaskulär sjukdom, diabetes samt skador på luftvägarna har även rapporterats (WHO, 2011a, 2011b; IARC, 2004; 2012; NRC, 2001; Phung et al., 2017; Sanchez et al., 2016). Arsenik förs lätt över till fostret (Concha et al., 1998), men väldigt lite till bröstmjolk (Fängström et al., 2008). Epidemiologiska studier tyder på att barn kan vara känsligare för arsenik jämfört med vuxna. Exponering för halter arsenik i dricksvatten (<50 µg/liter) har visats kunna öka risken för foster- och spädbarnsdöd (Rahman et al., 2007), minskad födelsevikt (Rahman et al., 2009), samt påverkan på barnens kognitiva utveckling i form av nedsatt verbal förmåga och intelligens (Tyler & Allan, 2014; Tolins et al., 2014). Dessutom tycks exponering tidigt i livet eller under fosterliv öka risken för lung- och urinblåsecancer senare i livet (Steinmaus et al., 2014).

Efsa har etablerat ett hälsobaserat referensvärde (BMDL<sub>01</sub>) för oorganisk arsenik (EFSA 2009). BMDL<sub>01</sub> är den lägre konfidensgränsen för den dos som motsvarar en riskökning på 1 procent (det vill säga 1 fall på 100 personer) [Se bilaga 1 för en översikt om BMD metoden]. Efsa presenterar referensvärdet som ett intervall mellan 0,3 och 8 µg/kg kroppsvikt och dag. Intervallet reflekterar hur resultatet beror på val av studie, kritisk hälsoeffekt (cancer

i lunga, hud och urinblåsa, eller hudförändringar), samt antagandet om vilken andel av exponeringen som kommer från dricksvatten respektive övriga livsmedel.

Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives (Jecfa) etablerade senare ett  $BMD_{0.5}$  och  $BMDL_{0.5}$  på 4,5 respektive 3,0  $\mu\text{g}/\text{kg}$  kroppsvikt och dag för lungcancer (FAO/WHO 2011).  $BMDL_{0.5}$  är den lägre konfidensgränsen av  $BMD_{0.5}$  som är den dos som motsvarar en riskökning på 0,5 procent (det vill säga 1 fall på 200 personer). Jecfas värdering har beaktat Efsa (2009) men deras slutliga bedömning baseras på nyare data från Chen et al. (2010a, b) som inte fanns tillgängliga i samband med Efsas bedömning.

# Exponeringsuppskattning och riskkaraktärisering

Exponeringen för oorganisk arsenik i Sverige sker till största delen via vissa livsmedel. Enligt Livsmedelsverkets uppskattningar utgör spannmål (27%), ris (18-25%) och godis/smaktillsatser (16-20%) de största exponeringskällorna (dricksvatten ej beaktat). Medianexponeringen per kilo kroppsvikt och dag från livsmedel har uppskattats till cirka 0,05 µg för vuxna, 0,07 µg för 11 till 12-åringar och 0,13 µg för 4-åringar (Kollander et al., 2019). Dessa resultat är en förfining av resultaten i Livsmedelsverket (2015a) men omfattar inte arsenik från dricksvatten. Scenarioberäkningar för dricksvatten redovisas i Tabell 1, med och utan beaktande av exponering från andra livsmedel.

Utifrån en undersökning av ungdomar i Sverige skiljer sig inte halter av oorganisk arsenik statistiskt sett mellan flickor och pojkar [medelvärden på 0,37 µg/kg (flickor) respektive 0,43 µg/kg (pojkar)]. Detta var även fallet för de organiska formerna monometyl arsenate och dimetyl arsinat, medan skillnader observerades för totalarsenik samt arsenobetaine (Livsmedelsverket 2020).

I Livsmedelsverkets tidigare riskvärdering av oorganisk arsenik (Livsmedelsverket, 2015a) bestämdes ”acceptabel exponering” till 0,15 µg/kg/dag. Riskkaraktäriseringsverktyget Risktermometern användes i denna värdering (Livsmedelsverket 2015b). Metodiken i Risktermometern bygger på traditionella principer där uppskattad exponering av ett ämne jämförs mot ämnets hälsobaserade referensvärde. Den kritiska hälsoeffektens allvarlighet vägs dessutom in på ett systematiskt sätt. Värdet på 0,15 µg/kg/dag har tagits fram utifrån en värdering av acceptabel nivå i detta system (se detaljer i Livsmedelsverket 2015a) och detta värde visade sig vara hälften av den lägre gränsen (0,3 µg/kg/dag) av Efsas intervall för hälsobaserat referensvärde (0,3-8 µg/kg/dag). Förutom varierade riskvärderingmetodik beror denna skillnad på att Jefcas referensvärde för lungcancer (BMD<sub>0.5</sub>) var utgångspunkt vid användandet av Risktermometern (2015b). Jefcas resultat användes eftersom det 1) baseras på en nyare värdering och dataunderlag (FAO/WHO 2011) jämfört med Efsa (2009) samt 2) Jefcas BMD värden specifikt avser cancer medan hudförändringar, förutom cancer, omfattas i Efsas referensvärdesintervall.

Värdet på 0,15 µg/kg/dag utgör primär referens i denna värdering och som jämförelse motsvarar det en cancerrisk på drygt 1 fall per 100 000 per år utifrån linjär extrapolering enligt Kollander et al., (2019). Denna beräkning utgår från Jefcas centrala BMD = 4,5 µg/kg/dag som motsvarar en ökning i lungcancerrikt på 0,5 % över en period på 11,5 år för

individer i en Taiwanesisk befolkning som är äldre än 40 år (FAO/WHO 2011).

Cancerriskökningen motsvarande en acceptabel exponering på 0,15 µg/kg/dag beräknas utifrån linjär extrapolering enligt:  $(0,005/4,5) \times 0,15 / 11,5 = 1,4 \times 10^{-5}$  per år. Om BMDL = 3 µg/kg/dag (den lägre konfidensgränsen för BMD) istället används som utgångspunkt blir risken  $2,2 \times 10^{-5}$  per år.

Vid etablerande av riktvärden i dricksvatten är WHO's praxis att allokera 20 % av tolerabelt/acceptabelt intag eller likande i kombination med ett användande av standarder för kroppsvikt och vattenkonsumtion (WHO använder sig vanligen av 60 kg och 2 liter vatten per dag för vuxna). Utifrån referensvärdena på 0,15 (acceptabel exponering) och 0,3 µg/kg/dag (Efsas lägre referensvärde) skulle detta för vuxna innebära riktvärden i dricksvatten på 0,9 respektive 1,8 µg/l utifrån en allokering på 20 % till dricksvatten. Eftersom det finns tillgänglig information om exponeringen för arsenik från livsmedel i Sverige anses det dock vara mer relevant att göra bedömning genom att jämföra värden i Tabell 1 ("Livsmedel och vatten") med referensvärden för acceptabel exponering (d.v.s. 0,15 och 0,3 µg/kg/dag).

**Tabell 1.** Exponering i mikrogram per kilo kroppsvikt och dag ( $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{dag}$ ) för olika halter av arsenik i dricksvatten.

Arsenikhalt ( $\mu\text{g}/\text{l}$ )	Vuxna		11 till 12-åringar		4-åringar		Spädbarn
	Vatten	Livsmedel och vatten <sup>a</sup>	Vatten	Livsmedel och vatten	Vatten	Livsmedel och vatten	Vatten
<b>10</b>	0,27 (0,077)	0,31 (0,12)	0,48 (0,14)	0,55 (0,21)	0,89 (0,26)	1,0 (0,39)	2,0 (0,58)
<b>5</b>	0,13 (0,044)	0,18 (0,091)	0,24 (0,079)	0,31 (0,15)	0,44 (0,15)	0,57 (0,28)	1,0 (0,33)
<b>3</b>	0,080 (0,031)	0,13 (0,078)	0,14 (0,055)	0,21 (0,13)	0,27 (0,10)	0,40 (0,23)	0,60 (0,23)
<b>1</b>	0,027 (0,017)	0,074 (0,064)	0,048 (0,031)	0,12 (0,10)	0,089 (0,058)	0,22 (0,19)	0,20 (0,13)
<b>0,5</b>	0,013 (0,014)	0,060 (0,061)	0,024 (0,025)	0,096 (0,097)	0,044 (0,047)	0,17 (0,18)	0,10 (0,11)
<b>0,54<sup>b</sup></b>	0,014	0,061	0,025	0,097	0,048	0,18	0,11

**Notering:** Beräkningarna för respektive åldersgrupp avser en standardperson baserat på medelvikt från Livsmedelsverket (2012, 2003) samt vattenkonsumtion enligt EFSA (2012, 2017). Vuxen: kroppsvikt på 75 kg och konsumtion av 2 liter vatten per dag. 11 till 12-åring: kroppsvikt på 42 kg och konsumtion av 2 liter vatten per dag. 4-åring: kroppsvikt på 18 kg och konsumtion av 1,6 liter vatten per dag. Spädbarn/foster 0-12 månader: kroppsvikt på 5 kg och konsumtion av 1 liter vatten per dag. Värden inom parentes avser ett exponeringsscenario där 25% av associerad vattenkonsumtion är brunsvatten med angiven halt och där 75% av associerad vattenkonsumtion är kommunalt vatten med viktad halt (0,54  $\mu\text{g}/\text{l}$ ) utifrån kommunstatistik (se notering nedan). Detta motsvarar konsumtion av brunsvatten under 3 månader och kommunalt vatten resten av året.

<sup>a</sup>Exponering från vatten adderat till medianexponering från övriga livsmedel som uppskattats till 0,047  $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{dag}$  för vuxna, 0,072 för 11 till 12-åringar och 0,13  $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{dag}$  för 4-åringar (Kollander et al., 2019).

<sup>b</sup> Viktad halt baserat på kommunstatistik för arsenik i dricksvatten 2017-2019. Över de tre åren var i snitt 85% av uppmätta halter <0,5  $\mu\text{g}/\text{l}$ ; 6,7% var 0,5-1  $\mu\text{g}/\text{l}$ ; 6,0% var 1-3  $\mu\text{g}/\text{l}$ ; 0,65% var 3-5  $\mu\text{g}/\text{l}$ ; och 1,7% var 5-10  $\mu\text{g}/\text{l}$  (baserat på resultat av undersökningar från 81 dricksvattenproducenter m. ha ackrediterade labb). Utifrån detta har en viktad halt beräknats enligt  $(0,25 \times 0,85) + (0,75 \times 0,067) + (2 \times 0,06) + (4 \times 0,0065) + (7,5 \times 0,017)$ , dvs. mittpunkten av respektive haltintervall har använts i beräkningen. Associerad exponering för de olika åldersgrupperna motsvarar fallet då enbart kommunalt vatten konsumeras.

**Tabell 2.** Cancerriskökning (antal fall per 100 000 per år) motsvarande en exponering från "Livsmedel och vatten" (se Tabell 1) för olika halter av arsenik i dricksvatten.

Arsenikhalt (µg/l)	Vuxna		11 till 12-åringar		4-åringar	
	Utifrån BMDL <sub>0,5</sub>	Utifrån BMD <sub>0,5</sub>	Utifrån BMDL <sub>0,5</sub>	Utifrån BMD <sub>0,5</sub>	Utifrån BMDL <sub>0,5</sub>	Utifrån BMD <sub>0,5</sub>
<b>10</b>	4,5 (1,8)	3,0 (1,2)	7,9 (3,0)	5,3 (2,0)	15 (5,6)	9,8 (3,7)
<b>5</b>	2,6 (1,3)	1,7 (0,88)	4,5 (2,2)	3,0 (1,5)	8,3 (4,0)	5,6 (2,7)
<b>3</b>	1,8 (1,1)	1,2 (0,75)	3,1 (1,8)	2,1 (1,2)	5,7 (3,4)	3,8 (2,2)
<b>1</b>	1,1 (0,93)	0,71 (0,62)	1,7 (1,5)	1,2 (1,0)	3,2 (2,7)	2,1 (1,8)
<b>0,5</b>	0,87 (0,88)	0,58 (0,59)	1,4 (1,4)	0,93 (0,94)	2,5 (2,6)	1,7 (1,7)
<b>0,54<sup>a</sup></b>	0,89	0,59	1,4	0,94	2,6	1,7

**Notering:** Beräkning genom linjär extrapolering utifrån Jefcas BMDL och BMD på 3 respektive 4,5 µg/kg/dag. BMD/BMDL motsvarar en ökning i lungcancerrisk på 0,5% över en period på 11,5 år för individer i en Taiwanesisk befolkning som är äldre än 40 år (FAO/WHO 2011). Cancerriskökningen per år motsvarande exponering från "Livsmedel och vatten" (Tabell 1) har beräknats enligt:  $[0,005/BMD(L)] \times \text{exponering} / 11,5$ . Värden inom parentes avser ett riskökningsscenario där 25% av associerad vattenkonsumtion är brunsvatten med angiven halt och där 75% av associerad vattenkonsumtion är kommunalt vatten med viktad halt (0,54 µg/l) utifrån kommunstatistik (se notering nedan). Detta motsvarar konsumtion av brunsvatten under 3 månader och kommunalt vatten resten av året.

<sup>a</sup> Viktad halt baserat på kommunstatistik för arsenik i dricksvatten 2017-2019. Över de tre åren var i snitt 85% av uppmätta halter <0,5 µg/l; 6,7% var 0,5-1 µg/l; 6,0% var 1-3 µg/l; 0,65% var 3-5 µg/l; och 1,7% var 5-10 µg/l (baserat på resultat av undersökningar från 81 dricksvattenproducenter m. ha ackrediterade labb). Utifrån detta har en viktad halt beräknats enligt  $(0,25 \times 0,85) + (0,75 \times 0,067) + (2 \times 0,06) + (4 \times 0,0065) + (7,5 \times 0,017)$ , dvs. mittpunkten av respektive haltintervall har använts i beräkningen. Associerad exponering för de olika åldersgrupperna motsvarar fallet då enbart kommunalt vatten konsumeras.

För vuxna är enligt Tabell 1 en halt i dricksvatten på upp till ca 3 µg/l förenlig med acceptabel exponering (0,15 µg/kg/dag), och en halt på 10 µg/l ger en exponering motsvarande Efsas lägre referensvärde (0,3 µg/kg/dag). För 11 till 12-åringar är en halt i dricksvatten på upp till 1 µg/l i linje med acceptabel exponering, och en halt på 5 µg/l ger en exponering motsvarande Efsas lägre referensvärde. För 4-åringar och barn 0-12 månader är en halt i dricksvatten på upp till 0,5 µg/l förenlig med acceptabel exponering, och en halt på 1 µg/l ger en exponering under Efsas lägre referensvärde.

Tabell 1 redovisar även exponeringsresultat utifrån ett scenario där brunnsvatten enbart konsumeras under 3 av årets månader. Sammantaget under året reducerar det exponeringen motsvarande arsenikhalterna i Tabell 1 som överstiger viktad halt för kommunalt vatten (0,54 µg/l, Tabell 1). För vuxna är då även halter i brunnsvatten på 10 µg/l förenliga med acceptabel exponering (0,15 µg/kg/dag) och för 11 till 12-åringar är en halt i brunnsvatten på ca 5 µg/l förenlig med acceptabel exponering. En halt på 10 µg/l är förenlig med Efsas lägre referensvärde (0,3 µg/kg/dag) för både vuxna och 11/12-åringar. För yngre barn och spädbarn är halten som är förenlig med acceptabel exponering (0,15 µg/kg/dag) runt 0,5 respektive 1 µg/l, och i båda fallen är en halt på upp till ca 5 µg/l (i stället för 1 µg/l) förenlig med Efsas lägre referensvärde (0,3 µg/kg/dag). Det kan noteras att konsumtion av enbart kommunalt vatten, utifrån antagandet om viktad halt, ger en total exponering från livsmedel som understiger (vuxna, 11-12 åringar och 0-12 månaders barn) eller är någorlunda i nivå med (4-åringar) acceptabel exponering.

Som komplement till jämförelser mellan uppskattad och acceptabel exponering visar Tabell 2 cancerrisikökningar utifrån linjär extrapolering. I enlighet med diskussionen ovan ses här att brunnsvattenhalter på 3, 1, och 0,5 µg/l för vuxna, 11 till 12-åringar respektive 4-åringar (inklusive spädbarn, även om de inte ingår i Tabell 2) generellt sett motsvarar cancerrisikökningar i storleksordningen 1-2 fall per 100 000 per år vilket approximativt motsvarar acceptabel exponering på 0,15 µg/kg/dag. Utifrån scenariot med enbart 3 månaders konsumtion av brunnsvatten ger halterna på 3, 1, och 0,5 µg/l risker i liknande storleksordning för respektive åldersgrupp, men för vuxna och 11 till 12-åringar gäller detta även för halter upp till 5-10 µg/l.

Det ska noteras att uppskattningar utifrån linjär extrapolering vanligen inte anses vara mått på det mest sannolika utfallet utan tolkas i regel som övre gränser för risken. Det betyder att risken troligen inte är högre än dessa värden och att värderingen därmed är konservativ. Det skall även noteras att jämförelserna mellan uppskattad och acceptabel exponering samt beräkningarna av cancerrisikökningar är anpassade för vuxna då cancer (den kritiska effekten) studerats för just den gruppen och etableras efter lång tids exponering. Jefca's BMD-värde/n, som även den acceptabla exponeringen (0,15 µg/kg/dag) delvis är baserad på, är på likande sätt inte heller anpassad för barn. Barn har i regel en högre exponering per kilo kroppsvikt jämfört med vuxna eftersom de äter och dricker mer i förhållande till sin kroppsvikt. Det senare kan ses i Tabell 1 för en given halt i dricksvatten och avspeglas i Tabell 2 genom att risken minskar med högre ålder. Dessa förhållanden gör att barnen kan dricka en mindre mängd vatten innan de överstiger acceptabel exponering/risk. Även om exponeringen förväntas minska då barnen blir äldre bör det dock samtidigt beaktas att barn skulle kunna vara mer känsliga med avseende på toxikologiska effekter (inklusive cancer) av oorganisk arsenik.



# Slutsats

Enligt scenarioanalyserna bör halter av oorganisk arsenik i dricksvatten vara lägre än befintligt gränsvärde på 10 µg per liter. Halter på upp till 3, 1 och 0,5 µg per liter för vuxna, 11 till 12-åringar respektive 4-åringar är dock förenliga med acceptabel exponering på 0,15 µg/kg/dag som tidigare föreslagits av Livsmedelsverket. Ifall brunnsvatten enbart konsumeras under en begränsad del av året (3 månader) så är även halter på upp till 10 och 5 µg per liter förenliga med acceptabel exponering för vuxna respektive 11 till 12-åringar. Resultaten beaktar även medianexponeringen av oorganisk arsenik från andra livsmedel. Risker kopplade till lång tids exponering vid dessa nivåer är sannolikt förhållandevis låga men kan inte uteslutas. Enligt linjär extrapolering motsvarar de en cancerriskökning för vuxna (äldre än 40 år) i storleksordningen 1-2 fall per 100 000 personer per år.

# Referenser

- Akter F, Owens KG, Davey DE, Naidu R. 2005. Arsenic speciation and toxicity in biological systems. *Rev. Environ. Contam. Toxicol.* 2005 (184), 97–149.
- Chen CL et al. (2010a). Ingested arsenic, characteristics of well water consumption and risk of different histological types of lung cancer in northeastern Taiwan. *Environmental Research*, 110(5): 455-462.
- Chen CL et al. (2010b). Arsenic in drinking water and risk of urinary tract cancer: a follow-up study from northeastern Taiwan. *Cancer Epidemiology, Biomarkers and Prevention*, 19(1): 101-110.
- Concha G, Vogler G, Lezcano D, Nermell B, Vahter M. 1998. Exposure to inorganic arsenic metabolites during early human development. *Toxicological Sciences* 44 (2): 185-190.
- Cullen WR, Reimer KJ. 1989. Arsenic speciation in the environment. *Chem. Rev.* 89, 713–764.
- EFSA. 2009. Scientific opinion on arsenic in food. EFSA panel on contaminants in the food chain (CONTAM). European Food Safety Authority, Parma, Italy. *EFSA Journal*, 7(10): 1351.
- 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*, 10(3): 2579
- EFSA. 2017. Dietary Reference Values for nutrients. Summary Report. EFSA supporting publication 2017:e15121. 98 pp. doi:10.2903/sp.efsa.2017.e15121
- FAO/WHO. 2011. Safety evaluation of certain contaminants. Seventy-second meeting of the Joint FAO/WHO expert committee on food additives (JECFA). WHO food additive report series: 63. World Health Organization, Geneva.
- Foster S, Maher W, 2016. Arsenobetaine and thio-arsenic species in marine macroalgae and herbivorous animals: accumulated through trophic transfer or produced in situ. *J. Environ. Sci.* 2016 (49), 131–139.
- Francesconi KA. 2010. Arsenic species in seafood: origin and human health implications. *Pure Appl. Chem.*, 2010, 82 (2), 373–381. doi:https://doi.org/10.1351/PAC-CON-09-07-01.
- Fängström B, Moore S, Nermell B, Kuenstl L, Goessler W, Grandér M, Kabir I, Palm B, Arifeen S, Vahter M. 2008. Breast-feeding protects against arsenic exposure in Bangladeshi infants. *Environmental Health Perspectives* 116 (7): 963-969.

IARC (International Agency for Research on Cancer). 2004. Some drinkingwater disinfectants and Contaminants, including arsenic. IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. Lyon, World Health Organization.

IARC 2012. IARC (International Agency for Research on Cancer). (2012) A review of human carcinogens. Part C: metals, arsenic, dusts, and fibres. IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. Lyon, World Health Organization. International Agency for Research on Cancer. volume 100C.

Kollander, K, Sand S, Almerud P, Halldin Ankarberg E, Concha G,, Barregård L, Darnerud PO. 2019. Inorganic arsenic in food products on the Swedish market and a risk-based intake assessment. Science of the Total Environment 672, 525-535.

Livsmedelsverket. 2015a. Oorganisk arsenik i ris och riskprodukter på den svenska marknaden. Del 2 – riskvärdering. Livsmedelsverkets rapportserie nr 16.

Livsmedelsverket. 2015b. The Risk Thermometer - a tool for risk comparison. Livsmedelsverkets rapportserie nr 8.

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

Livsmedelsverket. 2020. Contaminants in blood and urine from adolescents in Sweden. Results from the national dietary survey Riksmaten Adolescents 2016-17. Livsmedelsverkets samarbetsrapport S 2020 nr 01.

NRC (National Research Council). 1999. Arsenic in Drinking Water. National Academy Press, Washington, D.C. ISBN 978-0-309-06333-3.

NRC (National Research Council). 2001. Arsenic in drinking water: 2001 update. National Academy Press, Washington, D.C. ISBN-10: 0-309-07629-3.

Phung D, Connell D, Rutherford S, Chu C. 2017. Cardiovascular risk from water arsenic exposure in Vietnam: Application of systematic review and meta-regression analysis in chemical health risk assessment. Chemosphere 177, 167–175.

Rahman A, Vahter M, Ekström E-Ch, Rahman M, Mustafa AH, Wahed MA, Yunus M, Persson L-Å. 2007. Association of arsenic exposure during pregnancy with fetal loss and infant death: a cohort study in Bangladesh. American Journal of Epidemiology 165 (12): 1389-1396.

Rahman A, Vahter M, Smith AH, Nermell B, Yunus M, Arifeen SE, Persson L-Å., Ekström E-C. 2009. Arsenic exposure during pregnancy and size at birth: a prospective cohort study in Bangladesh. Am. J. Epidemiol. 169, 304–312.

Sanchez TR, Perzanowski M, Graziano JH. 2016. Inorganic arsenic and respiratory health, from early life exposure to sex-specific effects: a systematic review. *Environ. Res.* 147, 537–555.

SSI. 2008. Naturligt radioaktiva ämnen, arsenik och andra metaller i dricksvatten från enskilda brunnar. Rapport från Statens strålskyddsinstitut 2018:15, ISSN 0282-4434.

Steinmaus C, Ferreccio C, Acevedo J, Yuan Y, Liaw J, Durán V, et al. 2014. Increased lung and bladder cancer incidence in adults after in utero and early-life arsenic exposure. *Cancer Epidemiology, Biomarkers & Prevention*, 23(8): 1529-1538.

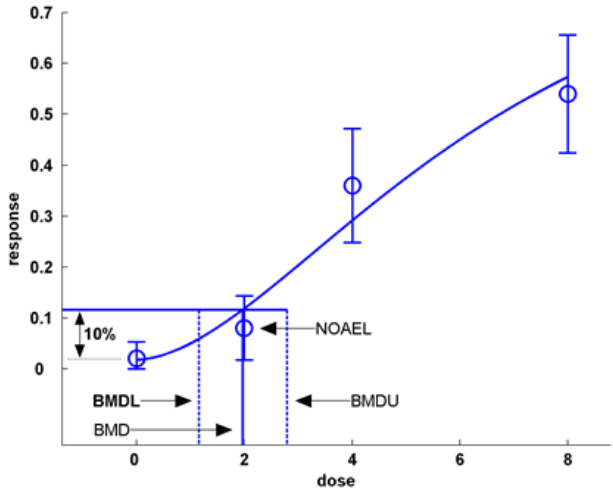
Tolins M, Ruchirawat M, Landrigan P. 2014. The developmental neurotoxicity of arsenic: cognitive and behavioral consequences of early life exposure. *Ann. Glob. Health* 80, 303–314.

Tyler CR, Allan AM. 2014. The effects of arsenic exposure on neurological and cognitive dysfunction in human and rodent studies: a review. *Curr. Environ. Health Rep.* 1, 132–147.

WHO. 2011a. Guidelines for Drinking-Water Quality. 4th edition. 564 pp. (available online).

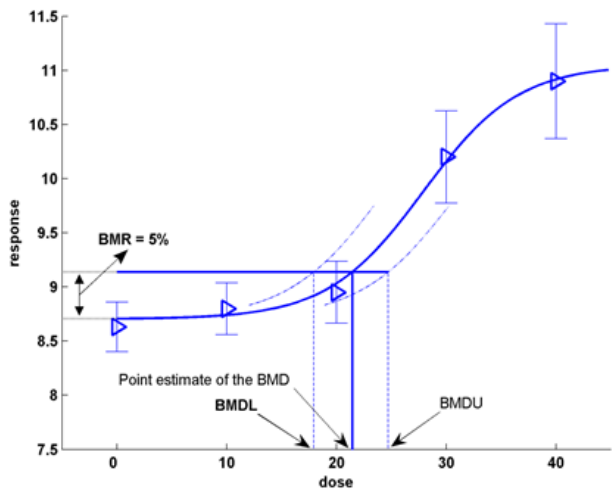
WHO. 2011b. Seventy-second report of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives. Evaluation of Certain Contaminants in Food. WHO Technical Reports Series 959, pp. 1–105.

# 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. Fallet med arsenik och cancer är ett exempel på denna typ av effektdata, 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]. För epidemiologiska data som i fallet med arsenik har lägre BMR använts (0,5-1%).



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 nolldosen. Ett BMR på 5% (förändring relativt bakgrundsmedelvärdet) är standard då data på djurstudier utgör underlaget. 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 riskvärderingprocessen.

