



VÄSTRA
GÖTALANDSREGIONEN
MILJÖMEDICINSKT CENTRUM

Miljömedicinsk bedömning av naturligt förekommande arsenik i marken inför planerad nybyggnation av bostäder

Pernilla Almerud
Yrkes- och miljöhygieniker

Mathias Holm
Överläkare

Göteborg den 20 september 2021

Miljömedicinsk bedömning av naturligt förekommande arsenik i marken inför planerad nybyggnation av bostäder

Innehållsförteckning

Innehåll

Förfrågan	3
Underlag	3
Bakgrund	3
Halter av arsenik i jord och jämförelse med riktvärde.....	3
Arsenik	4
Källor och förekomst.....	4
Intag av arsenik via kost.....	4
Hälsoeffekter och utgångspunkt för riskvärdering	5
Akuta hälsorisker	5
Långsiktiga hälsorisker	5
Exponeringsvägar för arsenik i det aktuella området	6
Biotillgänglighet	6
Beräknat intag av arsenik från jord och damm.....	7
Enstaka större intag.....	7
Hudexponering	8
Egenodlade grödor	8
Riskbedömning.....	9
Oralt intag och hudupptag av oorganisk arsenik från jord i det aktuella området:.....	10
Intag av arsenik från egenodlade grönsaker:.....	10
Referenser.....	11
Bilaga 1.	13

Miljömedicinsk bedömning av naturligt förekommande arsenik i marken inför planerad nybyggnation av bostäder

Förfrågan

Miljöenheten, Skara kommun, önskar en miljömedicinsk bedömning angående naturligt höga halter av arsenik i marken inom ett område som är tänkt att detaljplaneras för bostäder.

Underlag

Översiktlig miljöteknisk underökning. Simmesgården, Skara kommun. Rapport 170310 Rev. A 170323. BG&M Konsult AB

Åtgärdsutredning. Simmesgården, Skara kommun 170628. BG&M Konsult AB

Utredning av oral biotillgänglighet med avseende på arsenik i jord. Simmesgården, Skara kommun. Sweco 2021-03-12

Väg 49 Axvall-Varnhem. Miljöteknisk markundersökning vid planerad trafikplats vid Varnhem och vid planerad viltpassage vid Hushagen). ÅF,2016-10-06.

Bakgrund

En markundersökning av fastigheten Klostret 22:1-1 i Varnhem har utförts av BG&M. Bostäder planeras på det undersökta området som ingår i detaljplan Simmesgården. I dagsläget utgörs området av åkermark. En del av området kan komma att föreslås som gemensam odlingsyta för de boende.

Varnhem ligger på platåberget Billingens sluttning där alunskiffer utgör en av bergarterna. Alunskiffer innehåller höga halter av tungmetaller såsom arsenik, kadmium, uran och vanadin. Förhöjda metallhalter, framför allt arsenik, har uppmätts inom planområdet och återfinns i större delen av Varnhem och i Billingens närhet och bedöms inte härröra från industriell verksamhet (BG&M Konsult AB, 2017).

Halter av arsenik i jord och jämförelse med riktvärde

Inom det aktuella området har totalt 13 prover av yttlig jord, så kallad mulljord (0-0,3 meters djup, i enstaka prov ned till 0,8 meters djup) och 12 prover på underliggande friktionsjord (0,2-2,4 meters djup) analyserats. I mulljorden uppmättes en genomsnittlig halt (både medel och median) av arsenik på 27 mg/kg (intervall 22-32 mg/kg TS) och 90-percentilen beräknades till 30 mg/kg TS (vilket innebär att 90 % av de uppmätta halterna underskrider denna halt). I den djupare liggande friktionsjorden uppmättes högre halter arsenik, 28-79 mg/kg TS, jämfört med det ytliga mulljordlaget.

För arsenik finns stora regionala variationer i landet och Naturvårdsverkets riktvärde på 10 mg/kg som gäller för känslig markanvändning (KM) motsvarar 90-percentilen i Sveriges geologiska undersöknings (SGU) regionala mätningar (Kemakta och IMM, 2016). Riktvärdet för KM är justerat till en nivå som motsvarar naturliga bakgrundshalter och är alltså inte hälsobaserat. Naturvårdsverkets riktvärde för mindre känslig markanvändning (MKM) är 25 mg/kg TS. Analysresultaten visar att alla prover

Miljömedicinsk bedömning av naturligt förekommande arsenik i marken inför planerad nybyggnation av bostäder

på mulljord innehåller arsenikhalter över KM och att alla utom ett även ligger över MKM.

I närheten av det aktuella området har man i en miljöteknisk markundersökning vid en planerad trafikplats uppmätt liknande halter av arsenik i sju provpunkter (medelhalt 46 och maxhalt 69 mg/kg TS) (ÅF, 2016). Proverna på jord har uttagits på olika djup (0-4 m).

Arsenik

Källor och förekomst

Arsenik är ett grundämne som förekommer naturligt i varierande mängd i berggrunden. I de flesta områden i Sverige är halterna i marken låga men i områden med sulfidrika bergarter, så som vissa skifferar och andra äldre sedimentbergarter kan halterna vara högre, se bilaga 1 (SGU 2005). Det finns stora regionala skillnader i bakgrundshalter av arsenik i Sverige med högre halter i vissa delar av Norrland som tillhör de sulfidmalmsförande gruvdistrikten samt i södra Sverige, vid platåbergen i Östergötland och Västergötland och i sydvästra Skåne (SGU, 2005).

Industriellt har arsenik främst använts som träskyddsmedel, som metall i vissa legeringar och glasråvara, i specifika elektronikkomponenter och för konservering av uppstoppade djur samt i vissa länder i växtbekämpningsmedel. Användningen av arsenik i Sverige är strängt reglerad och har till största delen upphört.

Arsenik sprids via luften genom förbränning av kol, olja och avfall. Koncentrationen av arsenik i omgivningsluft är normalt mycket låg. Tidigare utsläpp av arsenik till miljön, framför allt från metallsmältverk och gruvavfall, samt från träimpregneringsanläggningar, har lett till att många markområden är kontaminerade med arsenik.

Arsenik finns i många olika kemiska föreningar och dessa kan delas in i två huvudgrupper, oorganisk och organisk form. Organiska arsenikföreningar är betydligt mindre toxiska än oorganiska föreningar. De vanligaste formerna av oorganisk arsenik är som arsenit As(III) eller arsenat As(V) . Den vanligaste förekomstformen av arsenik under syrerika (oxiderande) förhållanden är arsenat och under syrefattiga (reducerande) förhållanden som arsenit (SGU, 2005). Oxidationsförhållandet och pH styr i stor utsträckning geokemin för arsenik. Oftast är en stor del av arseniken i marken bunden (adsorberad) till lermineral, metallhydroxider och organiskt material (SGU, 2005). Starkast adsorption sker till metallhydroxider, framför allt järn, aluminium och mangan och under oxiderande och sura till nästan neutrala förhållanden. Vid högre pH, särskilt över 8,5 i oxiderande miljö minskar adsorptionsförmågan och lösligheten ökar kraftigt. Även vid starkt reducerande förhållande ökar lösligheten av arsenik i marken mycket då As(V) reduceras till As(III) .

Intag av arsenik via kost

Människor får normalt i sig arsenik via kosten eftersom arsenik förekommer naturligt i marken och genom industriell aktivitet. Ett livsmedel kan innehålla både oorganisk och organisk arsenik. Organisk arsenik är den dominerande formen i fisk och skaldjur. I grundvatten som innehåller arsenik finns främst den oorganiska formen av arsenik. Arsenikkontaminerat grundvatten används i många länder för bevattning av odlingar av

Miljömedicinsk bedömning av naturligt förekommande arsenik i marken inför planerad nybyggnation av bostäder

bland annat spannmål, rot- och bladgrönsaker. Ris är det livsmedel som innehåller de högsta halterna av oorganisk arsenik. Ris och risprodukter står för omkring en tredjedel av den arsenik vi får i oss i Sverige från livsmedel (Livsmedelsverket, 2015). Livsmedelsverket har kostråd för allmänheten gällande ris och risprodukter. Det dagliga intaget av oorganisk arsenik från kosten hos barn och vuxna har uppskattats till cirka 0,1 respektive 0,05 µg/kg kroppsvikt och dag (tabell 1) (Kollander, 2019).

Enskilda brunnar kan vara förorenade med arsenik från berggrunden och i dessa fall utgöra en betydande exponering i vissa områden i Sverige. Gränsvärdet är 10 µg/L (Livsmedelsverket). Baserat på ett intag av 2 liter per dag skulle dosen för en vuxen person (70 kg) bli 0,3 µg/kg kroppsvikt och dag. Arsenik är cancerframkallande (se nedan) och exponering för denna nivå under en livstid har beräknats kunna ge en riskökning för cancer (lunga och urinblåsa) på cirka tre fall per 1000 exponerade personer (NRC, 2001).

Hälsoeffekter och utgångspunkt för riskvärdering

Oorganisk arsenik är mycket giftigt och kronisk exponering kan orsaka olika hälsoeffekter (IMM, 2021). Arsenik är av WHO klassat som cancerframkallande (IARC 2012) och kan efter många års exponering leda till cancer i hud, lunga och urinblåsa och troligen även i lever och njure.

Akuta hälsorisker

Övergående akuta symptom kan uppkomma vid ett engångsintag motsvarande 35-70 µg/kg kroppsvikt. I underlaget för Naturvårdsverkets modell för beräkning av riktvärden för förorenad mark utgår man från värdet 50 µg/kg kroppsvikt (Kemakta och IMM, 2016). Vid detta intag kan övergående akuta symptom (gastrointestinalt, centrala nervsystemet, hjärt-kärl, lever, njure, blodsystemet) uppkomma för mindre barn (10 kg) som äter 5 gram jord med arsenikhalter över 100 mg/kg TS baserat på ett antagande om 100 % upptag.

Långsiktiga hälsorisker

När man beräknar risker efter lång tids exponering kan man använda BMD (benchmark dose), som är den exponering som motsvarar en viss riskökning. BMD presenteras ofta med ett 95-procentigt konfidensintervall, som mäter osäkerheten i BMD. Den nedre gränsen för detta konfidensintervall anges som BMDL (lower confidence limit of the benchmark dose).

Vi har, liksom Livsmedelsverket i sin rapport om oorganisk arsenik i ris och risprodukter (Livsmedelsverket 2015), valt att använda det riskmått som JECFA (Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives) 2011 tog fram gällande oorganisk arsenik i födan. JECFAs riskmått är jämfört med en tidigare riskbedömning framtagen av European Food Safety Authority (EFSA, 2009), av senare datum och inkluderar nya studier med prospektiv design samt fokuserar enbart på arsenikens cancerrisk och inte andra mindre allvarliga effekter (pigmentförändringar och hyperkeratos i hud).

I riskmättet från JECFA har det räknats ut ett BMDL0.5 (den lägre konfidensgränsen för den dos som motsvarar en riskökning på 0,5 % och som innebär 1 fall per 200 personer) på 3 µg/kg kroppsvikt och dag för lungcancer (FAO/WHO 2011). Motsvarande BMDL0.5 för cancer i urinblåsa anger de till 5 µg/kg kroppsvikt och dag.

Miljömedicinsk bedömning av naturligt förekommande arsenik i marken inför planerad nybyggnation av bostäder

Exponeringsvägar för arsenik i det aktuella området

Boende kan exponeras för arsenik i marken på olika sätt såsom genom oralt intag av jord (i detta ingår även partiklar som andas in och sväljs) och genom hudkontakt. Man skulle också kunna tänka sig ett extra födointag via egenodlade grödor i området. Om man tar sitt dricksvatten från egen brunn kan detta vara en möjlig exponeringsväg för arsenik, dock planeras inget dricksvattenuttag göras inom det aktuella området (BG&M, 2017).

Oralt intag av jord kan ske såväl avsiktligt som oavsiktligt, och man skiljer på intag för barn och vuxna. En del barn, i synnerhet små barn, kan ha en ökad benägenhet att stoppa jord och andra saker i munnen. Exponering via inandning av damm inkluderas, som tidigare nämnts, i bedömningen av oralt intag. Arsenik är inte flyktigt och kan inte avgå som en ånga från marken. När det gäller hudexponering kan arsenik till en mindre del absorberas via huden, men det huvudsakliga intaget sker oralt via kontaminerade händer.

Biotillgänglighet

Vid beräkning av oralt intag av arsenik från jord och damm antas ofta att all arsenik finns tillgänglig för upptag i mag- och tarmkanalen, dvs att biotillgängligheten är 100 %. Detta antagande har använts av Naturvårdsverket i deras beräkningsmodeller.

Den orala biotillgängligheten analyserades i fem jordprover från Simmesgården (Sweco, 2021)). Proverna utgjordes av samlingsprov för att representera hela det aktuella området och innehöll jord från både ytliga och djupare jordlager. Proverna analyserades av Eurofins med UBM-metoden (Unified Barge Method), vilken är standardiserad (ISO 17924). Den orala biotillgängligheten för saliv/mage/tarm var under 20 % i samtliga fem prover (<10 till <20 %). Halten arsenik i jordproverna varierade mellan 24 och 47 mg/kg TS.

I en liknande undersökning inom Kopparhögarnas koloniområde i Landskrona där man hade förhöjda arsenikhalter i jorden utfördes också biotillgänglighetstest för totalt åtta prover tagna inom området (arsenikhalter 49-124 mg/kg TS). Resultatet visade att biotillgängligheten varierade mellan 10 och 18 %, vilket överensstämmer med resultaten i det aktuella området Simmesgården (Relement, 2019). Inom Kopparhögarnas koloniområde i Landskrona undersöktes även i vilken form arseniken förelåg i jorden och denna analys visade att arseniken förelåg i oorganisk form vilket konsulten skriver kan förväntas i jord. Merparten av den oorganiska arseniken utgjordes av arsenat (As(V)) som är den minst mobila och minst tillgängliga (lösliga) formen. Den mindre andelen utgjordes av arsenit (As(III)).

I en annan undersökning av mark på Åmmebergs badplats uppmättes arsenikhalter i ytsand på 26-180 mg/kg TS och en oral biotillgänglighet i två prover på 10 och 12 % (AMM, Örebro 2017). Arseniken kom från deponerad vasksand, vilket är en restprodukt från anrikning av malm.

Vi har valt att använda oss av en oral biotillgänglighet på 20 % när vi beräknat dosen arsenik som kan tas upp i kroppen efter oralt intag, då alla biotillgänglighetstest låg under detta värde.

Miljömedicinsk bedömning av naturligt förekommande arsenik i marken inför planerad nybyggnation av bostäder

Beräknat intag av arsenik från jord och damm

I våra beräkningar har vi använt 90-percentilen av uppmätta arsenikhalter i proverna från det ytliga mulljordlagret, vilket motsvarar 30 mg/kg. Detta värde är mycket likt medelhalten i mulljorden (ytligaste jordlagret) i det aktuella området.

Amerikanska Naturvårdsverket, US Environmental Protection Agency (US EPA) har sammanställt beräknade intag från olika exponeringsvägar i Exposure Factors Handbook. Den senaste utgåvan är från 2017. Intagen är framtagna som en rekommendation för att användas vid riskbedömning för olika miljöfaktorer och är uppdelade i några olika ålderskategorier för barn. Exposure Factors Handbook delar upp det beräknade intaget av jord och damm.

För barn mellan 1 och upp till 6 år har det genomsnittliga dagliga intaget av jord och damm skattats till 80 mg per dag och för äldre barn från 6 år och upp till 12 år till 60 mg per dag. För äldre barn över 12 år och vuxna har det genomsnittliga dagliga intaget av jord och damm skattats till 30 mg per dag. I dessa intag ingår jord och damm från källor såväl utomhus som inomhus. US EPA (2017) skattar att hälften av det totala intaget utgörs av jord och resterande hälft av damm. Genomsnittshalten av arsenik inomhus är sannolikt lägre eftersom endast en del av dammet kommer utifrån. Detta innebär att de genomsnittliga intagen i beräkningar ger en viss överskattning.

Baserat på 20 % biotillgänglighet skulle intaget för ett litet barn som väger 15 kg innebära en dos på $0,032 \mu\text{g arsenik per kg kroppsvikt och dag}$. För äldre barn från 6 år och upp till 12 år skulle det innebära en dos på $0,010 \mu\text{g arsenik per kg kroppsvikt och dag}$ om barnet väger 35 kg och för barn från 12 år samt vuxna (70 kg) en dos på $0,003 \mu\text{g arsenik per kg kroppsvikt och dag}$.

Enstaka större intag

Vissa små barn har en större generell benägenhet att stoppa saker i munnen och detta kallas pica-beteende. Ett större engångsintag om 5 gram (5000 mg) skulle för ett barn som väger 10 kg motsvara en dos på $3 \mu\text{g arsenik per kg kroppsvikt}$.

I tabell 1 redovisas beräknade intag, med och utan hänsyn tagen till biotillgängligheten, för de olika ålderskategorierna.

Miljömedicinsk bedömning av naturligt förekommande arsenik i marken inför planerad nybyggnation av bostäder

Tabell 1. Exponering för arsenik via oralt intag av jord och damm inom Simmesgården och jämförelse med det beräknade genomsnittliga dagliga intaget av arsenik via kost hos den svenska befolkningen.

Åldersgrupp och genomsnittligt intag av jord och damm per dag	Beräknade orala intag av arsenik (µg/kg kroppsvikt och dag)	Beräknade orala intag av arsenik <u>med hänsyn</u> tagen till biotillgänglighet på 20 % (µg/kg kroppsvikt och dag)	Genomsnittligt dagligt intag av oorganisk As via kost* (µg/kg kroppsvikt och dag)
Barn 1 - <6 år (15 kg) Intag 80 mg	0,16	0,032	0,095 (för barn 4-12 år)
Barn 6 - <12 år (35 kg) Intag 60 mg	0,05	0,010	
Barn från 12 år och vuxna (70 kg)	0,01	0,003	0,047 (för vuxna)
Små barn (10 kg) Enstaka större intag, 5000 mg	15	3	

* Kollander, 2019

Hudexponering

Exponering kan också ske genom att man får jordpartiklar innehållande arsenik på huden. Endast en begränsad del av arseniken tas upp på detta sätt och Naturvårdsverket och även US EPA räknar med ett hudupptag på 3 %. Storleken på exponeringen beror på den exponerade hudytan (t.ex. graden av kläder), mängden jord som fastnar på hudytan (mängd jord per m²), upptaget av föroreningar genom huden samt exponeringstiden. Detta är faktorer som är årstidsberoende och individberoende, dessutom varierar hudexponeringen mycket mellan olika delar av kroppen. Sammantaget gör detta att bidraget av arsenik via hudupptag är svårt att skatta för en allmänbefolkning, men vår bedömning är ändå att bidraget via hud är betydligt lägre än det man får via oralt intag av jord och damm i det aktuella området.

Egenodlade grödor

Egenodlade rotfrukter, grönsaker, frukt och bär är en möjlig exponeringsväg. Arsenik löst i marken kan tas upp av spannmål, rotfrukter, grönsaker och i viss mån även av frukt. Hur tillgänglig arsenik i jorden är för upptag i grödor beror alltså på dess löslighet i marken, vilken i sin tur beror på jordens innehåll av metaller (såsom järn, aluminium och mangan), lera och organiskt material, vilken form arsenikjonen förekommer i, pH och redoxpotential. Totalhalten arsenik i jord behöver därför inte reflektera mängden arsenik som finns i grödan.

Det finns inga analyser gjorda på grödor i Varnhem. Upptaget av arsenik i grödor kan variera mellan olika jordar, varför analyser av arsenik i grödor odlade i Varnhem skulle kunna ge ytterligare kunskap.

Miljömedicinsk bedömning av naturligt förekommande arsenik i marken inför planerad nybyggnation av bostäder

Det finns inga gränsvärden för arsenik i frukt, grönsaker, bär och svamp. Däremot finns det gränsvärden för oorganisk arsenik i ris och risbaserad barnmat (Kommissionens förordning (EG) nr 1881/2006 ändrad genom Kommissionens förordning (EU) 2015/1006). Det lägsta av dessa gränsvärden gäller för oorganisk arsenik i ris för framställning av livsmedel för spädbarn och småbarn och är satt till 0,10 mg arsenik/kg våtvikt.

I Berg, Linköpings kommun, har förhöjda halter av arsenik uppmätts i marken, vilka härleddes till förekomst av skiffer i berggrunden (Suez, 2016). Halterna var lägre än i det aktuella området, cirka två tredjedelar av proverna låg under 20 mg/kg TS, och den högst uppmätta halten var 54 mg/kg TS. Analyser av olika grödor från privata trädgårdar i Berg visade arsenikhalter lägre än 0,10 mg arsenik/kg våtvikt i alla prover (AMM Linköping, muntlig kommunikation).

I tidigare nämnda undersökning i Kopparhögarnas koloniområde i norra Landskrona har arsenik analyserats i potatis, morötter och rabarber som odlats i jord innehållande 30-60 mg arsenik/kg TS (Structor/Relement 2019). Arsenikhalterna i frukt och bär var under analysens rapporteringsgräns (<0,005 mg/kg) eller strax över. I rotfrukter som inte var skalade och rabarber var arsenikhalten som högst 0,02 mg/kg.

I Glasriket som täcker stora delar av Kronoberg och Kalmars län finns arsenik i höga halter i marken i anslutning till tidigare glasbruk. Halter av arsenik i sallad och potatis som odlats i privata trädgårdar i närheten var i median 0,02 mg/kg våtvikt (maxvärde 0,96) respektive 0,003 mg/kg våtvikt (maxvärde 0,56) (Uddh-Söderberg, 2015). Arsenikhalterna i jorden i denna studie var i median 5 mg/kg TS och i medel 23 mg/kg TS (min-max 0,7 till 590 mg/kg). Ytterligare grödor (sallad och rotsaker) från samma områden analyserades i en senare studie (Augustsson 2018). Författarna kombinerade uppmätta halter i grödorna med konsumtionsmönster hämtade från Livsmedelsverket och beräknade intaget av arsenik. Resultaten visade att intaget av arsenik från de egenodlade grödorna var i samma nivå som för samma typ av grödor odlade i ett referensområde.

Arsenik har analyserats i grödor odlade inom tre områden i centrala Köpenhamn där halter av arsenik i marken var 3, 8 respektive 23 mg/kg. Halterna av arsenik var genomgående lägst i de grödor som var odlade i markområdet med det lägsta innehållet av arsenik, däremot sågs ingen tydlig skillnad mellan de två andra områdena (Warming 2015).

Riskbedömning

Generellt när man sätter hälsobaserade riktvärden accepteras en cancerrisk på 1 extra fall per 100 000 exponerade under en livstid, men vad gäller arsenik har man accepterat en högre risk pga dess naturliga förekomst i mark.

Den dominerande exponeringen för allmänbefolkningen i Sverige vad gäller oorganisk arsenik är intaget via kosten, där de högsta halterna finns i ris. Det beräknade medelintaget är 0,05 µg/kg kroppsvikt och dag för vuxna. Detta medelintag skulle enligt en konservativ beräkning baserad på JECFA:s riskvärdering för cancer leda till *46 extra fall av cancer per 100 000 individer under en livstid* (29 extra fall av lungcancer och 17 fall av cancer i urinblåsa).

Miljömedicinsk bedömning av naturligt förekommande arsenik i marken inför planerad nybyggnation av bostäder

Oralt intag och hudupptag av oorganisk arsenik från jord i det aktuella området:

Marken i det aktuella området innehåller alunskiffer vilket är en känd källa till arsenik. Om man utgår från att ytjorden har en arsenikhalt på 30 mg/kg och att biotillgängligheten är 20 % skulle bidraget av arsenik från det orala intaget av jord och damm från det aktuella området teoretiskt innebära *4 extra cancerfall per 100 000 personer under en livstid*. Tar vi med det genomsnittliga bidraget till exponeringen via hudupptag förväntas det inte ändra denna riskskattning nämnvärt.

Vår bedömning är att det inte föreligger någon risk för akuta toxiska effekter efter enstaka större intag av jord hos små barn. Detta gäller även om man skulle anta en biotillgänglighet på 100 %.

Intag av arsenik från egenodlade grönsaker:

Intag av egenodlade grönsaker och rotfrukter under en begränsad del av året skulle i vissa fall kunna leda till att bidraget av oorganisk arsenik från kosten blir något högre än det genomsnittliga bidraget från kost för allmänbefolkningen i Sverige.

Miljömedicinsk bedömning av naturligt förekommande arsenik i marken inför planerad nybyggnation av bostäder

Referenser

AMM Örebro. Miljömedicinskt yttrande: Exponering för bly, arsenik och kadmium vid Ämmebergs badplats. Rapport 2/2017 Arbets- och miljömedicin Örebro. 2017

Augustsson A, Uddh-Söderberg T, Filipsson M, Helmfrid I, Berglund M, Karlsson H, Hogmalm J, Karlsson A, Alriksson S. Challenges in assessing the health risks of consuming vegetables in metal-contaminated environments. *Environ Int.* 2018

European Food Safety Authority (EFSA). Scientific Opinion on Arsenic in Food. EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain. *EFSA Journal.* 7(10):1351, 2009.

IARC. A review of human carcinogens: Arsenic, metals, fibres, and dusts. IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, International Agency for Research on Cancer. 2012.

IMM. Institutet för Miljömedicin. Riskwebben. Tillgänglig via webbplats: [Arsenik | Karolinska Institutet \(ki.se\)](https://arsenik.ki.se). 2021

FAO/WHO. 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. 2011

Kemakta och IMM. Datablad för arsenik. Framtaget av Kemakta Konsult AB och Institutet för Miljömedicin på uppdrag av Naturvårdsverket. November 2012, reviderad juni 2016.

Kollander B, Sand S, Almerud P, Ankarberg EH, Concha G, Barregård L, Darnerud PO. Inorganic arsenic in food products on the Swedish market and a risk-based intake assessment. *Sci Total Environ.* 2019

Naturvårdsverket. Riktvärden för förorenad mark – Modellbeskrivning av förorenade områden. Rapport 5976. 2009

SGU, Sveriges geologiska undersökning . Mineralmarknaden, Tema: Arsenik. 2005:4 Structor/Relement. Markföroreningar inom Kopparhölgarnas koloniområde Landskrona kommun. 2019.

Suez, Utlåtande angående markprovtagning inom alunskifferstråket i Berg och Ljungsbro, Linköping. 2016

Uddh-Söderberg TE, Gunnarsson SJ, Hogmalm KJ, Lindegård MIBG, Augustsson ALM. An assessment of health risks associated with arsenic exposure via consumption of homegrown vegetables near contaminated glassworks sites. *Sci Total Environ.* 2015

US EPA. US Environmental Protection Agency 2017. EPA/600/R-17/384F. Update for Chapter 5 of the Exposure Factors Handbook. Soil and dust ingestion.

Livsmedelsverket. Del 3 – Riskhantering. Oorganisk arsenik i ris och risprodukter på den svenska marknaden. Rapport 16 – 2015

Miljömedicinsk bedömning av naturligt förekommande arsenik i marken inför planerad nybyggnation av bostäder

National Research Council (NRC). Arsenic in drinking water: 2001 update. United States National Academies of Sciences, 2001.

Relement, 2019. Kompletterande miljöteknisk markundersökning inom Kopparhögarnas koloniområde, Landskrona kommun, 2019-11-12.

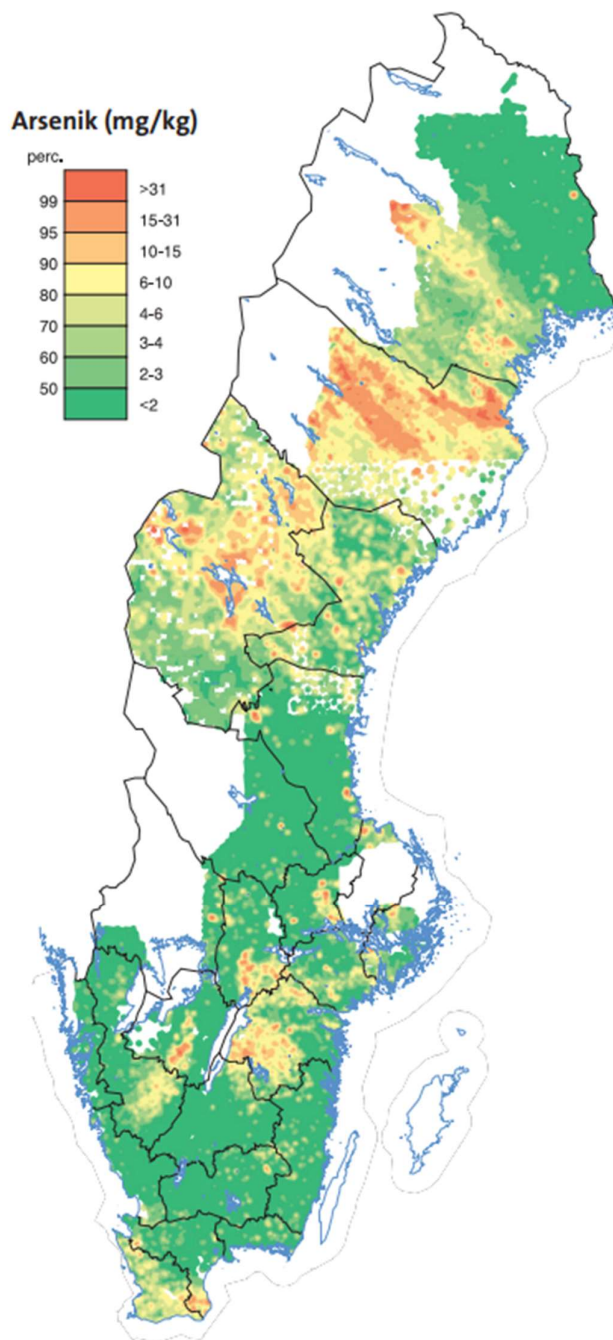
Warming M, Hansen MG, Holm PE, Magid J, Hansen TH, Trapp S. Does intake of trace elements through urban gardening in Copenhagen pose a risk to human health? Environ Pollut. 2015

Miljömedicinsk bedömning av naturligt förekommande arsenik i marken inför planerad nybyggnation av bostäder

Bilaga 1.

Karta över arsenikhalter i huvudsak i morän samt i mindre utsträckning även i finkorniga sediment (leror), isälvsavlagringar och ytjord samlade i SGUs markgeokemiska databas (SGU, 2005).

Arsenik i morän, syralakbara halter i fraktionen <0,063 mm.



Källa: SGU