



Naturlig förekomst av oorganisk arsenik i privat dricksvatten i norra Sverige - kartläggning och hälsoriskbedömning

Umeå

2023-03-31

Hanna Söderström Lindström, yrkes- och miljöhygieniker och Fil. Dr.

Arbets- och miljömedicin Norr, Norrlands universitetssjukhus

Kåre Eriksson, Docent Hållbar hälsa, Umeå Universitet

Rapport
AMM Norr
2023:01

Sammanfattning

I norra regionen finns det riskområden där naturlig förekomst av arsenik i berggrunden kan orsaka förhöjda halter oorganisk arsenik (As) i grundvattnet och således i grävda egna brunnar, men framför allt borrhålls egna dricksvattenbrunnar. I vårt miljömedicinska arbete har vi sett att många brunnsägare inte låter analysera sitt privata dricksvatten för As. Denna miljömedicinska utredning syftade till att förebygga hälsorisker genom att öka kunskapen om naturlig förekomst av As i egna dricksvattenbrunnar och dess hälsorisker. Förhoppningen är att ökad kunskap ska ge ökad medvetenhet hos brunnsägare som i sin tur ska göra att de i större utsträckning låter kontrollera kvaliteten på det privata dricksvattnet samt vid behov vidtar åtgärder. Utredningen är den första i Norra Sverige. Specifika mål med utredningen var att:

1. Kartlägga vattenkvaliteten i provtagna egna brunnar i riskområden med avseende på riktvärdet för As i dricksvatten. I samråd med Miljö- och hälsoskydd vid Piteå kommun i Norrbotten, Ragunda kommun i Jämtland samt Skellefteå kommun i Västerbotten har registrerade analyser av As i privat dricksvatten används som underlag. I Ragunda kommun i Jämtland studerades ett avgränsat litet område med i förväg kända höga arsenikhalter. En generell kartläggning av As-halter och dess hälsorisker i egna brunnar i Ragunda kommun har således inte gjorts. Underlaget bestod av As-analyser av dricksvatten från totalt 467 brunnar. Vi undersökte även antropogena källor för As i riskområdena. Detta för att kunna bedöma betydelsen av naturlig förekomst av As i berggrunden jämfört med antropogena källor för As-halten i de egna dricksvattenbrunnarna. Vårt syfte var inte att undersöka riskområdenas geologi.

2. Bedöma främst cancerrisken (hud-, urinblåse- eller lungcancer) men även andra hälsorisker (hyperpigmentation och keratos) vid livstidsexponering för uppmätta As-halter i undersökta dricksvattenbrunnar. Bedömning av livstidsrisken för cancer gjordes för grupperna 70-åriga män och kvinnor. Bedömningen av andra hälsorisker än cancer inkluderade även gruppen 14-åriga barn. Riskbedömningen gjordes med hjälp av amerikanska naturvårdverkets US EPA:s hälsoriskbedömningsmodell utvecklad för As-intag via dricksvatten. Bedömningen omfattade inte den individuella risken för cancer och andra hälsorisker. Den individuella hälsorisken kan således skilja sig från vår riskbedömning och begränsningarna med utredningen beskrivs i rapporten.

Våra slutsatser och rekommendationer från utredningen listas nedan:

- De tre undersökta kommunerna bedömdes samtliga som riskområden för förhöjda halter av As i egen dricksvattenbrunn.
- Det förekom en relativt stor variation i As-halt mellan brunnar som låg nära varandra.
- Förhöjda halter av As i undersökta dricksvattenbrunnar härrörde sannolikt från en naturlig förekomst av As i berggrunden som lakats ut till grundvattnet.
- I Ragunda, Jämtland var funna As-halter över rekommenderat riktvärdet på 10 µg/L i alla sju brunnar samt en kallkälla.
- I Piteå, Norrbotten uppvisade 16 % av områdena ett medelvärde av funna As-halter över riktvärdet. 61% uppvisade ett medelvärde ≥ 1 µg/L.
- I Skellefteå, Västerbotten uppvisade 12 % av områdena ett medelvärde av funna As-halter över riktvärdet. 54% uppvisade ett medelvärde över ≥ 1 µg/L.
- Den genomsnittliga dagliga dosen (ADD) i Ragunda samt det högsta beräknade ADD-värdet i Piteå respektive Skellefteå var ungefär 100 gånger högre än medianexponeringen i Sverige uppskattad från mat, inklusive ris. Det lägsta beräknade ADD-värdet i Piteå och Skellefteå var ungefär 10 gånger lägre.
- Det högsta beräknade ADD-värdet i respektive kommun, var minst dubbelt så högt som BMDL05. BMDL05 motsvarar en daglig dos som sannolikt ger en mindre än 5% riskökning för lungcancer.

- Livstidscancerrisken i området i Ragunda samt i 3–6% (70-åriga män) och 4–8% (70-åriga kvinnor) av områdena i Skellefteå och Piteå bedömdes utifrån US EPA:s riskbedömningsmodell till > 1 cancerfall per 1 000 livstidexponerade.
- Cirka 80% (70-åriga män) samt 90% (70-åriga kvinnor) av de undersökta områdena i Piteå och Skellefteå bedömdes ha en livstidscancerrisk utifrån EPA:s riskbedömningsmodell på >1 cancerfall per 100 000 exponerade.
- På gruppnivå är en acceptabel livstidscancerrisk orsakat av en enskild miljöfaktor 1 cancerfall per 100 000 exponerade till 1 000 000 exponerade.
- Risken för andra hälsorisker i området i Ragunda samt i 1–2% av områdena i Piteå och Skellefteå för samtliga grupper inklusive 14-åriga barn bedömdes utifrån US EPA:s riskbedömningsmodell till hög.
- I övrigt bedömdes riskökningen för andra hälsoeffekter än cancer utifrån US EPA:s riskbedömningsmodell som ingen eller låg för livstidsexponerade 70-åriga män och kvinnor samt 14-åriga barn i Piteå och Skellefteå.
- Befolkningsunderlaget är litet i de tre undersökta kommuner vilket gör att ökningen i faktiska fall förväntas vara lågt.
- Vi råder brunnägare i Ragunda, Piteå samt Skellefteå kommun specifikt, men också alla andra brunnägare att alltid analysera sitt privata dricksvatten för As, oberoende av brunnstyp, och att inte förlita sig på analyser gjorda av grannes privata dricksvatten. Livsmedelsverket rekommenderar att vattenkvaliteten i egen brunn kontrolleras vart tredje år.
- Vi råder brunnägare att minska intaget av As via dricksvatten så mycket som möjligt, särskilt barnfamiljer och gravida kvinnor.
- Det finns idag inte tillräcklig kunskap för att kunna ge generella råd om vilken filterreningsteknik som skall användas för att minska As-halten i brunnsvatten. I samråd med företag som arbetar med att rena dricksvatten från As kan en filterreningsteknik som passar brunnsvattnets As-halt och vattentyp utprövas för att minska As-halten i det privata dricksvattnet.
- Resultaten av denna utredning, baserat på US EPA:s riskbedömningsmodell, indikerar cancerrisker vid ett långvarigt intag av brunnsvatten innehållande As i vissa områden i norra Sverige. Detta bör följas upp med en epidemiologisk studie av eventuell överrisk för As-relaterad cancer i norra Sverige.

Innehåll

Bakgrund och syfte.....	1
Informationsunderlag.....	1
Litteratur.....	1
Metod.....	3
Beskrivning av undersökta områden.....	3
Brunnstyper och provtagning av vatten.....	3
Analys av oorganisk arsenik (As).....	4
Exponeringsbedömning.....	4
Riskbedömning.....	4
Statistisk analys.....	7
Resultat och diskussion.....	7
Exponering.....	7
Riskbedömning.....	9
Överväganden utredningen.....	10
Slutsatser och rekommendationer.....	11
Kontakter och tack.....	12
Referenser.....	13

Bakgrund och syfte

I norra regionen finns det riskområden där naturlig förekomst av arsenik i berggrunden kan orsaka förhöjda halter oorganisk arsenik i grundvattnet och således i grävda egna brunnar, men framför allt borrade egna dricksvattenbrunnar. I vårt miljömedicinska arbete har vi sett att många inte låter analysera sitt privata dricksvatten för oorganisk arsenik (As).

Denna miljömedicinska utredning syftade till att:

1. Kartlägga vattenkvaliteten i provtagna egna brunnar med avseende på riktvärdet för As i dricksvatten i riskområden i Piteå kommun i Norrbotten respektive Skellefteå kommun i Västerbotten. I Ragunda kommun i Jämtland studerades ett avgränsat litet område med i förväg kända höga As-halter. En generell kartläggning av As-halter i egna brunnar samt bedömning av hälsorisker har inte gjorts i Ragunda. Vi undersökte även antropogena källor för As i riskområdena. Detta för att kunna bedöma betydelsen av naturlig förekomst av As i berggrunden jämfört med antropogena källor för As-halten i de egna dricksvattenbrunnarna. Vårt syfte var inte att undersöka riskområdenas geologi.
2. Bedöma främst risken för cancer (hud-, urinblåse- eller lungcancer) men även andra hälsorisker (hyperpigmentation och keratos) vid livstidsexponering för uppmätta As-halter i undersökta dricksvattenbrunnar. Bedömning av livstidsrisken för cancer gjordes för grupperna 70-åriga män och kvinnor. Bedömningen av andra hälsorisker än cancer inkluderade även gruppen 14-åriga barn. Riskbedömningen baserades på amerikanska naturvårdverket US EPA:s riskbedömningsmodell för As-intag via dricksvatten. Bedömningen omfattade inte den individuella risken för cancer och andra hälsorisker. Den individuella hälsorisken kan således skilja sig från vår riskbedömning och begränsningarna med utredningen beskrivs i rapporten.

Denna miljömedicinska rapport syftar till att förebygga hälsorisker genom att öka kunskapen om naturlig förekomst av, samt hälsorisker med, As i egna dricksvattenbrunnar. Utredningen är den första i Norra Sverige. Förhoppningen är att ökad kunskap ska ge ökad medvetenhet hos brunnsägare som i sin tur ska göra att de i större utsträckning låter kontrollera kvaliteten på det privata dricksvattnet, samt vid behov vidtar åtgärder.

Informationsunderlag

I samråd med Miljö- och hälsoskydd (MHS) vid Piteå kommun i Norrbotten, Skellefteå kommun i Västerbotten respektive Ragunda kommun i Jämtland har analyser av As i privat dricksvatten registrerade vid respektive MHS används som underlag. Det totala underlaget bestod av As-analyser av dricksvatten från 467 brunnar.

Litteratur

Arsenik är ett halvmetalliskt grundämne som förekommer i miljön naturligt i berggrunden och jorden eller på grund av antropogen (mänsklig) aktivitet. I miljön förekommer arsenik generellt som femvärt arsenik (As(V)) och trevärt arsenik (As(III)), både i oorganisk och organisk form. I naturligt grundvatten förekommer arsenik vanligtvis i oorganiska former (As(III), As(V) eller en kombination av båda) medan organiska former är sällsynta i vatten då de är ett resultat av biologisk aktivitet. I livsmedel av terrestra ursprung (spannmål) förekommer främst former av oorganisk arsenik (både As(V) och As(III)) samt metylerade arsenikformer (metylarsonsyra (MA) och dimetylarsonsyra (DMA)) som bildas via intag av oorganiska arsenikföreningar som sedan metyleras. Fisk och skaldjur kan innehålla höga halter av organiska former av arsenik. (1)

Oorganiska former av arsenik (i den här rapporten förkortat As) är giftiga och är klassade som cancerframkallande (Grupp 1) av International Agency for Research on Cancer (IARC), där As(III) är giftigast (2). Kroniska hälsoeffekter vid långvarig exponering för As är framför allt hud-, urinblåse- eller lungcancer (2–6). Kronisk exponering för As kan även ge hyperpigmentation och keratos (3). IARC har även klassat de metylerade arsenikformerna MA och DMA som möjliga cancerframkallande ämnen för människor (Grupp 2B) (2). Forskning indikerar att foster och barn är särskilt känsliga grupper för arsenikexponering (7,8). Även om exponering för människor är möjligt via hud- och inandning, är mat, framför allt spannmålsprodukter av ris, samt dricksvatten de huvudsakliga exponeringsvägarna för As bortsett från vissa arbetsmiljöer (1).

Vid privat dricksvatten har brunsägaren eget ansvar att dricksvattnet har en bra kvalitet. En undersökning av Socialstyrelsen 2007 visade att privat dricksvatten ofta har sämre kvalitet än kommunalt vatten (9). Främsta orsak var mikrobiologisk tillväxt, därefter förhöjda halter av ämnena fluorid, nitrat, arsenik, uran och radon (9). Naturligt förekommande ämnen som vanligtvis kan leda till anmärkningar på dricksvattnet från små anläggningar (<50 personer), vanligtvis borrade brunnar, i Sverige är järn, mangan, klorid, uran, fluorid, radon, bly, arsenik, nickel och nitrat (10). Även i dricksvatten från grävda brunnar kan exempelvis As förekomma naturligt (12). Ett vanligt problem med grävda dricksvattenbrunnar är inträngning av ytligt vatten, liksom förhöjda halter av bakterier, virus och nitrat (10). 2017 undersökte Sveriges geologiska undersökning (SGU) analyserade vattenprover från enskilda vattentäkter som visade att de vanligaste ämnena som ledde till otjänligt vatten var radon, bly, arsenik och nickel (10). Livsmedelsverket (LV) rekommenderar att vattnet kontrolleras för mikrober (ex. E. coli), kemiska/fysikaliska parametrar (ex. pH), metaller (ex. arsenik, bly, fluorid och kadmium) och föroreningar från exempelvis deponier eller intilliggande industrier och verksamheter (ex. polycykliska aromatiska kolväten, PFAS) vid upprättande av en egen dricksvattenbrunn. Efter upprättande av brunnen rekommenderar LV att vattenkvaliteten kontrolleras fortlöpande vart tredje år. Folkhälsomyndighetens nationella barnhälsomiljöenkät (BMHE) 2019 visade att andelen med egen brunn som kontrollerat vattenkvaliteten vid något tillfälle de senaste tre åren var 59 % för norra Sverige och 61 % för Sverige i övrigt (11). Andelen med egen brunn som låtit testa sitt vatten i norra Sverige var lägst för Jämtland (46 %) och högst för Västerbotten (68 %) (11). Mellan 7 % och 25 % av barnen får sitt dricksvatten från en egen brunn i norra Sverige och det är betydligt vanligare för barn i Jämtland, jämfört med barn i övriga län, med privat dricksvatten (11). I de norra delarna av Västerbotten och södra delarna av Norrbotten inom det s.k. Skelleftefältet förekommer berggrund med en relativt hög halt av As (12). Tidigare har SGU rapporterat om mindre studier av As i egna brunnar i Piteå, Norsjö samt Skellefteå kommun där förhöjda halter As förekommit (12). Förhöjda halter av As i egna brunnar har även påvisats i Jämtland (13). As i dricksvattenbrunnar är ett globalt problem. År 2009 bedömdes enligt WHO att ca 140 miljoner människor i 50 olika länder drack dricksvatten med en koncentration av As som översteg riktvärdet (14). I asiatiska länder som till exempel Bangladesh intar många människor dagligen dricksvatten innehållande As (15). Grundvatten innehållande As har utöver Sverige påvisats i andra länder i Europa (Tjeckien, Storbritannien, Ungern, Kroatien, Italien, Spanien, Grekland, Rumänien, Slovakien och Irland) (16–18) samt i Kanada, Argentina, USA, Chile, Mexico och på Nya Zeeland (15). Generellt innehåller mineralerna sulfitmalm, svart skiffer samt sura eller basiska vulkaniska bergarter As (12). Den vanligaste arsenikinnehållande mineralen är arsenikpyrit (FeAsS). Vulkanisk sten och annan äldre sedimenterad sten, speciellt skiffer med en hög halt av organiskt innehåll kan också innehålla As. As binds relativt hårt till små partiklar i lermineraler och organiskt material, speciellt till metallhydroxider i berggrunden och i jord. Under reducerande förhållanden föreligger en risk att As frigörs och förorenar grundvattnet och därmed också vattnet i egna dricksvattenbrunnar (12). En riskbedömning av ett hälsovådligt ämne kan på gruppnivå göras genom enkla ekvationer där aktuell exponeringsnivå (antagen eller faktisk) jämförs med den högsta exponeringsnivå vid vilken

det inte finns några statistiskt eller biologiskt signifikanta öknings av negativa effekter hos den exponerade populationen eller en låg-dosexponering vid vilken effekter studerats. Riskbedömningen ger en skattning av relativ ökad frekvens efter en livstidsexponering (70 år) vid aktuell exponering samt skattning av risknivå och eventuell riskökning. Det är viktigt att förhålla sig till riskbedömningsmodeller som ett hjälpmedel för att bedöma hur risker skall hanteras och för att bedöma hälsoangelägenhet och inte som en bedömning av faktiska utfall. Världshälsoorganisationen WHO har föreslagit ett riktvärde för As i dricksvatten på 10 µg/L. Detta riktvärde tillämpas av LV (10). Livstidsexponering (70 år) för As i nivå med riktvärdet ger enligt använd riskbedömningsmodell utvecklad av US EPA:s (19) > 1 extra cancerfall per 10 000 exponerade till <1 extra cancerfall per 1 000 exponerade. På grupp-nivå är en acceptabel livstidscancerrisk orsakat av en enskild miljöfaktor 1 cancerfall per 100 000 exponerade till 1 000 000 exponerade. Den europeiska myndigheten för livsmedelssäkerhet (EFSA) har tagit fram en referensdos för totalt daglig dos av As baserat på benchmark dose lower confidence limit (BMDL) som kan användas vid riskbedömning (20). EFSA CONTAM panel har identifierat ett BMDL01 på 0,3 till 8 µg/kroppsvikt och dag och har bedömts ge en 1% riskökning för cancer i lunga, hud och urinblåsa samt hudskador (1). Ett BMDL05 på 3.0 µg/kg kroppsvikt och dag bedöms ge en ökad risk för lungcancer (intervall 2–7 µg/kg kroppsvikt och dag) och baserades på epidemiologiska studier (1). BMDL05 motsvarar en dos där förändringen i respons, dvs riskökningen sannolikt är mindre än 5% (20).

Metod

Beskrivning av undersökta områden

Dricksvattenbrunnarna var fördelade inom områden utifrån fastighetsbeteckningens områdesnamn. Kartor med dricksvattenbrunnarnas placering, se Fig. 1–3 gjordes utifrån fastighetsbeteckningens koordinater med programvaran ArcGIS Desktop 10.6.1, delprogramvara ArcMAP 10.6.1. I Ragunda kommun i Jämtland har registrerade As-analyser från ett område (Bomsund) i Ragunda med i förväg kända höga As-halter använts som underlag. Området är litet och avståndet mellan de yttersta provtagningspunkterna/ brunnarna var ca 2,3 km (Fig. 1 och Tabell 1). I Piteå kommun har registrerade As-analyser inom 51 områden använts som underlag (Fig. 2 och Tabell 2). I Skellefteå kommun har registrerade As-analyser inom 101 områden använts som underlag (Fig. 3 och Tabell 3). Vad gäller större antropogena källor inom det undersökta området i Ragunda kommun fanns ingen industriell verksamhet eller gruvverksamhet. I området i Skellefteå respektive Piteå kommun fanns flera andra källor som kan förorena grundvattnet och andra vattenmiljöer med As. Längs kusten inom Piteå kommun fanns två större sågverk (A och C i Fig. 2.) samt en pappersindustri (B i Fig. 2). Inom Skellefteå kommun fanns aktiv gruvverksamhet med fyra underjordsgruvor inkluderande Bolidengruvan och dess anrikningsverk (A-D i Fig. 3). Strax utanför Skellefteå kommun (F i Fig. 3) fanns en gruva med en underjordisk förbindelse till en annan gruva inom området (A i Fig. 3). Vid kusten strax utanför Skellefteå stad fanns ett större smältverk – Rönnskärsverken (E i Fig. 3) som producerar basmetaller som guld, bly, koppar, zink och silver från gruvverksamheten inom området. Arsenik är en ren biprodukt vid smältverket och arseniken lagras 350 meter under jord i ett bergsutrymme. Den möjliga föroreningen från varje industriell respektive gruvverksamhet diskuteras i resultatdelen "Koncentrationen av As i dricksvattenbrunnar".

För att bedöma de antropogena källornas påverkan på dricksvattenbrunnarna gjordes kartor med programvaran ArcGIS Desktop 10.6.1, delprogramvara ArcMAP 10.6.1 med så kallade buffrar på 10 km i diameter (5 km radie runt källa) runt de större antropogena källor i områdena i Piteå kommun (Fig. 4) och Skellefteå kommun (Fig. 5).

Brunnstyper och provtagning av vatten

Brunnsvattenprover samlades in av fastighetsägare från totalt 467 egna brunnar. I Ragunda kommun analyserades åtta brunnar varav sex borrhälsbrunnar, en grävd brunn samt en kalkkälla. I Piteå

kommun samlades vattenprov in från 171 brunnar. Av dessa var 94 borrade, 53 grävda samt 24 brunnar för vilka data avseende brunnstyp saknades. Inom Skellefteå kommun samlades vattenprov in från 288 brunnar. Information avseende antalet borrade respektive grävda brunnar saknades. Vattenprovet som registrerade As-analyser gjort på har tagits från en vattenkran i köket. Vattnet fick rinna i ca fem minuter innan det samlades upp i en syretvättad plastflaska. Flaskan tillslöts med skruvkork och skickades med post till ett kommersiellt analyslaboratorium direkt efter provtagning. Vid laboratoriet förvarades vattenprovet i kylskåp (ca +5°C).

Analys av oorganisk arsenik (As)

Vattenprovet analyserades inom två – tre dagar efter det att det kommit till laboratoriet. Vattenproverna från Piteå och Skellefteå analyserades vid ALS Laboratory i Luleå och proven från Ragunda analyserades vid SGS Analytics Sweden AB (tidigare SYNLAB Sweden AB) på uppdrag från Hjortens laboratorium i Östersund.

Koncentrationen av As utgörs av totalsumman av arsenit (As III) och arsenat (As V). Laboratorierna använde vätskekromatografi kopplad till plasmamasspektrometri (LC-ICPMS) för identifiering och koncentrationsbestämning av As. Kvantifieringsgränsen är 0,05 µg L⁻¹ respektive 0,02 µg L⁻¹ enligt uppgifter från ALS-laboratoriet respektive SGS Analytics Sweden AB. Laboratorierna är ackrediterade för analys av arsenik av Swedac, det svenska nationella ackrediteringsorganet, enligt ISO 151889.

Exponeringsbedömning

Den genomsnittliga dagliga dosen (average daily dose – ADD) av As vid intag av As via dricksvatten under en livstid (70 år) beräknades enligt bedömningsmodell utvecklad av US EPA, se ekvation nedan (19).

$$ADD_{(ing)} = (C \times IR_d \times EF \times ED) / BW \times AT$$

Där,

ADD_(ing) är den genomsnittliga dagliga dosen av As efter intag av brunnsvatten.

C är koncentrationen av As i mg/L om en brunn har analyserats i ett område, eller C är det aritmetiska medelvärdet (AM) av individuella koncentrationer av As i mg/L om flera brunnar har analyserats i ett område.

IR_d är det dagliga intaget av dricksvatten (L/dag) med ett antaget genomsnittligt intag av 2 L för en 70-årig man respektive kvinna och 1,5 L för ett barn upp till 14 års ålder.

EF är exponeringstid, vilken antogs vara 365 dagar per år.

ED är längden av exponering vilken bedöms till 70 år för en man eller kvinna och 14 år för ett barn.

BW är den genomsnittliga kroppsvikten vilken bedöms till 70 kg för en man och 50 kg för en kvinna upp till en ålder av 70 år och 25 kg för ett barn upp till 14 års ålder.

AT är den genomsnittliga levnadstiden i dagar, antaget att vara 70 x 365 dagar för en man eller kvinna upp till en ålder av 70 år och 14 x 365 dagar för ett barn upp till 14 års ålder.

Riskbedömning

En riskbedömning av kronisk exponering för ett cancerogent ämne indelas i bedömning av cancerrisk samt andra hälsorisker. I vår utredning bedömde vi livstidsrisken för främst hud-, urinblåse- och lungcancer (2–6) samt risken för andra hälsoeffekter som är främst hyperpigmentation och keratos (3) vid en genomsnittlig daglig dos under en livstid (70 år) (se exponeringsbedömning ovan).

Riskbedömningen gjordes för grupperna 70-åriga män och kvinnor i Piteå kommun samt Skellefteå kommun samt i ett riskområde i Ragunda kommun. Riskbedömningen av andra hälsorisker än cancer inkluderade även gruppen 14-åriga barn. En riskbedömningsmodell utvecklad för As-intag via dricksvatten av US EPA användes i vår utredning (19).

Cancerrisk

I riskbedömnings-sammanhang brukar carcinogena ämnen indelas i genotoxiska samt icke-genotoxiska carcinogener där en genotoxisk carcinogen interagerar direkt med DNA och orsakar cancer medan icke-genotoxiska carcinogener orsakar cancer indirekt. Genotoxiska carcinogener saknar tröskelvärde, dvs dos vid vilken exponeringen är säker och dos-responssambandet är linjärt. Icke-genotoxiska carcinogener har rent teoretiskt ett tröskelvärde. För carcinogena ämnen kan det dock saknas möjligheten att bedöma ett tröskelvärde vid vilken exponeringen är säker. Det har diskuterats om cancerriskbedömning av As-intag via dricksvatten skulle kunna baseras på ett tröskelvärde (21). I denna utredning har vi använt oss av en riskbedömningsmodell utvecklad av US EPA som baseras på en linjär låg-dos extrapoleringsmetod som ger en cancer slope factor (CSF; cancerlutningsfaktor) (19). CSF finns i US EPA:s databas Integrated Risk Information System (IRIS) och är 1.5 per mg/kg kroppsvikt och dag (19). Den linjära dos-responskurva som användes för att beräkna CSF baserades på studier av As-intag via dricksvatten och dödlighet från lung-, urinblåse-, lever-, njure samt hudcancer (se studier beskrivna sid 9–14 i referens 19). Fig. 6 ger en generell bild av linjär låg-dos extrapoleringsmetoden som görs från så kallade the point of departure (POD) för data från studier, oftast epidemiologiska studier, till nollpunkten. Lutningen för den extrapolerade låg-doslinjen är CSF.

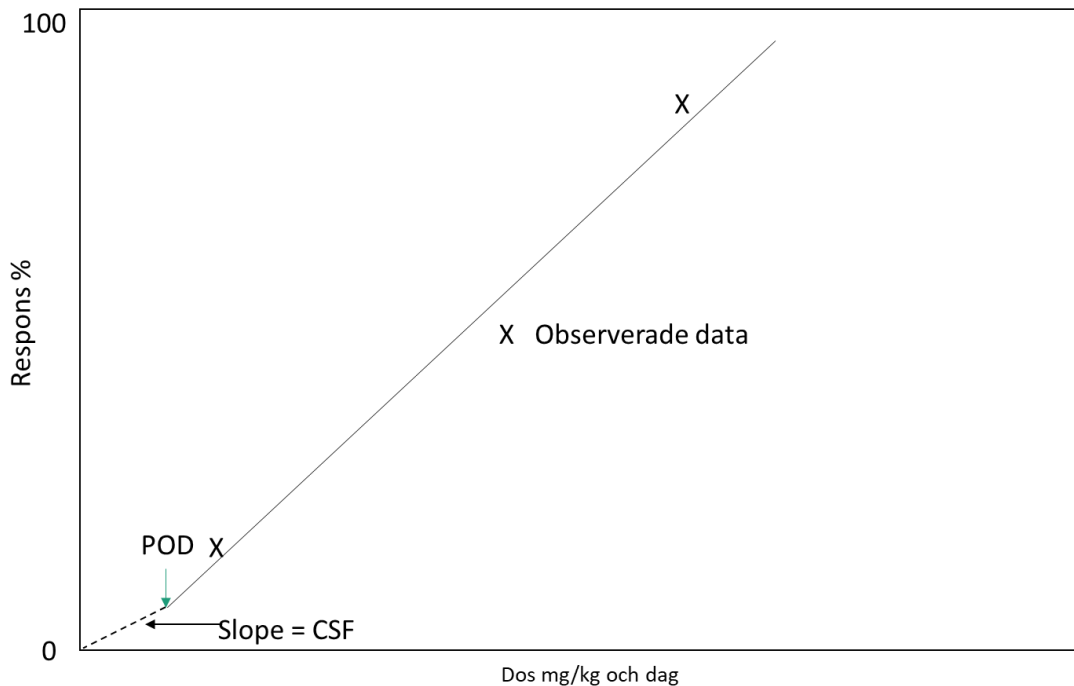


Fig. 6. Generell bild av US EPA:s (amerikanska naturvårdsverkets) cancerriskbedömningsmodell som baseras på cancer slope factor (CSF) (19). CSF är lutningen för den extrapolerade låg-dos linjen (se den streckade linjen) som dras från punkten point of departure (POD) för de observerade data till nollpunkten.

Cancerrisken (CR) bedöms sedan genom att jämföra gruppens eller en individs exponering i förhållande till CSF enligt ekvationen nedan.

$$CR = ADD \times CSF$$

Där,

ADD är gruppens eller individens genomsnittliga dagliga dos (se beskrivning av ADD-beräkningar ovan) i mg/kg kroppsvikt och dag under en livstid (70 år). CSF är 1,5 per mg/kg kroppsvikt och dag.

Det beräknade cancerrisk (CR)-värdet används för att bedöma cancerklass, antal extra cancerfall (fall med concertumör) samt cancerriskenivå enligt Tabell 1. I den här utredningen har vi använt CR-värden för att beräkna antal cancerfall.

Tabell 1*. Bedömning av cancerrisk (CR) vid kronisk exponering för oorganisk arsenik via dricksvatten			
CR	Cancerklass	Beräknat antal cancerfall (fall med concertumör)	Riskenivå
< 1,00E-06	1	<1 per 1 000 000	Mycket låg
> 1,00E-06 - <1,00E-05	2	> 1 per 1 000 000 - <1 per 100 000	Låg
> 1,00E-05 - <1,00E-04	3	> 1 per 100 000 - <1 per 10 000	Medium
> 1,00E-04 - <1,00E-03	4	> 1 per 10 000 - <1 per 1 000	Hög
> 1,00E-3	5	> 1 per 1 000	Mycket hög
*Tabell 1 härstammar från amerikanska naturvårdsverkets (US EPA:s) bedömning av cancerrisk (CR) vid exponering för oorganisk arsenik via dricksvatten (19) samt applicering av deras riskbedömningsmodell i en studie av Rapant och Krčmova (16).			

Andra hälsorisker än cancer

Bedömning av andra hälsorisker än cancer baseras på tröskelvärden. Tröskelvärden är negativa hälsoeffekter som uppstår när en tröskel, dvs en referensdos (RfD) överskrids. RfD är den dagliga livslånga exponeringen som tolereras av en människa utan att det skall uppstå skadliga effekter på gruppnivå. I denna utredning har vi använt oss av US EPA:s modell för bedömning av andra hälsorisker än cancer vid intag av As via dricksvatten (19) enligt ekvation nedan.

$$HQ = ADD/RfD$$

Där,

ADD är den genomsnittliga dagliga dosen (se beskrivning av ADD ovan) i mg/kg kroppsvikt och dag. RfD är 0,0003 mg/kg kroppsvikt och dag för As och baseras på NOAEL för hyperpigmentation och keratos (19).

Den beräknade farokvoten (Hazard Quotient-HQ) används för att bedöma riskklass och risknivå enligt Tabell 2 (16,19).

Tabell 2. Bedömning av risknivå för andra hälsorisker än cancer (16,19)		
HQ (ADD/RfD)	Riskklass	Kronisk risknivå
<1	1	Ingen risk
> 1 to ≤ 5	2	Låg risk
> 5 to ≤ 10	3	Medium risk
> 10	4	Hög risk

Statistisk analys

SPSS v 26 (IBM) eller EXCEL 2010 (Microsoft Office) användes för deskriptiv statistik.

Resultat och diskussion

Exponering

Halter oorganisk arsenik (As) i egna dricksvattenbrunnar

Tabell 3–5 visar As-halt i dricksvattenbrunnarna i de olika områdena inom Ragunda, Piteå och Skellefteå kommun. I Ragunda kommun studerades ett avgränsat litet område med i förväg kända höga As-halter. I de områden där dricksvatten i flera brunnar analyserats för As uppgavs ett aritmetiskt medelvärde (AM) (av individuella As-halter). Resultaten visar på statistiskt signifikant skillnad i As-halter i brunnsvatten mellan de tre kommunerna ($p < 0,0001$) (se beskrivningar av halter i respektive kommun nedan). Skillnaderna i As-halter mellan olika områden inom en kommun var ej statistiskt signifikanta (Tabell 3–5) med en relativt stor variation i As-halter mellan brunnar som ligger relativt nära varandra (Tabell 3–5).

Ragunda kommun, Jämtland

Det högsta beräknade AM-värdet ($457 \mu\text{g/L}$; koncentrationsintervall $11\text{--}1100 \mu\text{g/L}$) av undersökta områden samt den högsta individuella As-halten hittades i det undersökta området i Ragunda (Tabell 3). AM-värdet respektive den enskilda koncentrationen av As överskred riktvärdet ($10 \mu\text{g/L}$) 46 respektive 110 gånger. As-halten i alla åtta analyserade brunnar låg över riktvärdet. Dessa resultat visar att det kan finnas en risk för höga As-halter i egna dricksvattenbrunnar i Ragunda. Det är mycket viktigt att brunnsägare i Ragunda låter analysera sitt brunnsvatten för As. Inom det undersökta området i Ragunda kommun fanns inga antropogena källor som industrier eller gruvverksamheter (Fig. 1). Efter slutförd utredning fick vi tillgång till Miljö- och hälsoskydd i Ragunda kommuns registrerade As-halter i egen brunn 2019 till 2022. Detta för att kunna ge en bredare bild av As-halter i egna brunnar i Ragunda kommun. Totalt hade As-halter i 58 egna brunnar registrerats. Det beräknade AM-värdet av As-halterna i dessa brunnar var $80 \mu\text{g/L}$ (koncentrationsintervall $0,06\text{--}1100 \mu\text{g/L}$). 16 brunnar (28%) hade en As-halt över riktvärdet med ett AM-värde på $280 \mu\text{g/L}$. 12 av de 16 förhöjda As-halterna var i egna brunnar inom det område som ingick i vår utredning. Det fanns ytterligare två områden med brunnar som hade förhöjda As-halter i dricksvattnet.

Piteå kommun, Norrbotten

Det beräknade AM-värdet på $11 \mu\text{g/L}$ (koncentrationsintervall $0,1\text{--}800 \mu\text{g/L}$) för de 171 provtagna brunnarna i Piteå kommun ligger i nivå med riktvärdet (Tabell 4). Den högsta enskilda brunnsvattenhalten av As var 80 gånger högre än riktvärdet. Beräknade AM-värden i åtta av 51 områden var i nivå med eller högre än riktvärdet (Tabell 4). 61% uppvisade ett AM-värde $\geq 1 \mu\text{g/L}$. Dessa resultat indikerar en risk för förhöjda halter As i egna dricksvattenbrunnar inom kommunen. Inom ett område på några km utefter kusten fanns två relativt stora sågverk samt en massaindusti som kan ge As-förorening i miljön (Fig. 2). Det fanns fyra områden (6, 7, 12 och 39 i Tabell 4 och Fig. 2) inom 5 km från ett av dessa sågverk (C i Fig. 2). Två av dessa områden (12 och 39 i Tabell 4, Fig. 2)

var också inom 5 km till en pappersmassaindustri och det andra sågverket (A och B i Fig. 2). Alla fyra områdena uppvisade ett beräknat AM-värde av As under riktvärdet för As.

Skellefteå kommun, Västerbotten

Det beräknade AM-värdet på 5 µg/L (koncentrationsintervall 0,1–160 µg/L) för de 288 provtagna brunnarna i Skellefteå kommun ligger under riktvärdet (Tabell 5). Den högsta enskilda brunnsvattenhalten av As i kommunen var 16 gånger högre än riktvärdet för As. Både AM-värdet samt det högsta enskilda värdet är lägre än de värden som noterades i Piteå och Ragunda. Beräknade AM-värden i 12 av 101 områden var i nivå med eller högre än riktvärdet (Tabell 5). 54% uppvisade ett AM-värde ≥ 1 µg/l. Dessa resultat indikerar en risk för förhöjda halter As i egna dricksvattenbrunnar inom kommunen. Det fanns fem gruvor och ett smältverk i kommunen som kan ha orsakat As-förorening i miljön (Fig. 3). En brunn (48 i Fig. 3, Tabell 5) var inom 5 km från en gruva (C i Fig. 3, Tabell 5). En annan brunn (68 i Fig. 3, Tabell 5) låg inom 5 km från en annan gruva (D i Fig. 3). As-halten i dessa brunnar ligger under riktvärdet (Tabell 5). Ett område (11 i Fig. 3, Tabell 5) låg inom 5 km från smältverket Rönnskärsverket (E i Fig. 3). AM-värdet av As-halten i de sex brunnarna inom detta område låg under riktvärdet (Tabell 5).

Naturlig förekomst av As i berggrunden jämfört med antropogena källor

Alla tre undersökta kommuner ligger inom tidigare beskrivna riskområden för förhöjda halter As i grundvattnet (12, 13). Således är den mest sannolika orsaken till de förhöjda As-halterna som påvisats i dricksvattenbrunnarna naturlig förekomst av As i berggrunden som urlakats till grundvattnet. Inom det undersökta området i Ragunda kommun fanns inga antropogena källor som industrier eller gruvverksamheter. I Piteå och Skellefteå kommun fanns antropogena källor till As, som med några få undantag antas haft ingen till låg betydelse för de förhöjda till höga vattenkoncentrationerna av As som påvisats i de provtagna egna dricksvattenbrunnarna (Fig. 4, 5).

Samband mellan brunnstyp och As-halt

Inom det undersökta området i Ragunda noterades förhöjda (11 µg/L) till höga (210 till 1100 µg/L) halter i sex borrade brunnar, däribland den högsta förekommande As-halten i utredningen. Den näst högsta halten av As förekom i en grävd brunn (988 µg/L). As-nivån i en kallvattenkälla var 80 µg/L. I Piteå kommun innehöll vattnet i grävda brunnar (53 brunnar) As-halter med ett AM-värde på 3 µg/L. Vattnet i de borrade brunnarna (94 brunnar) innehöll As-halter med ett AM-värde på 17 µg/L, vilket är ett statistiskt signifikant högre AM-värde ($p < 0,001$) än AM-värdet för grävda brunnar. Detta indikerar att grävda dricksvattenbrunnar kan vara att föredra jämfört med borrade dricksvattenbrunnar. Det förekom dock grävda brunnar med en As-halt som översteg riktvärdet. Förhöjda nivåer av As i grävda brunnar har också hittats i andra studier (12). Vi har inga uppgifter om brunnstyperna inom områdena i Skellefteå kommun.

Genomsnittlig daglig dos (ADD)

Den genomsnittliga dagliga dosen (ADD) i området i Ragunda, beräknat utifrån AM-värdet av As, var 12 µg/kg och dag för 70-åriga män, 18 µg/kg och dag för 70-åriga kvinnor samt 27 µg/kg och dag för 14-åriga barn (Tabell 3). ADD-värdena i Piteå kommun var för 70-åriga män, kvinnor respektive 14-åriga barn mellan 0,001, 0,002, respektive 0,003 µg/kg och dag (område 14) och 6, 8 respektive 12 µg/kg och dag (område 43) (Tabell 4). ADD-värdena i Skellefteå kommun var för 70-åriga män, kvinnor respektive 14-åriga barn mellan 0,001, 0,002, respektive 0,003 µg/kg och dag (områdena 30, 37, 98) och 5, 6 respektive 10 (område 87) µg/kg och dag (Tabell 5).

Det beräknade ADD-värdet i Ragunda samt det högsta beräknade ADD-värdet i Piteå och Skellefteå var ungefär 100 gånger högre än medianexponeringen i Sverige uppskattad från mat, inklusive ris, på cirka 0,07 µg/kg och dag för vuxna och 0,10 µg/kg och dag för 11/12-åriga barn (22). De högsta beräknade ADD-värdena i respektive kommun är minst dubbelt så höga som BMDL05, en daglig dos av As identifierat av JECFA att sannolikt ge en mindre än 5% riskökning för lungcancer (intervall 2–7 µg/kg kroppsvikt och dag) (1). Det lägsta beräknade ADD-värdet i Piteå respektive Skellefteå var ungefär 10 gånger lägre än medianexponeringen i Sverige (22).

Riskbedömning

I denna miljömedicinska utredning gjordes en bedömning av cancerrisk samt andra hälsorisker bland 70-åriga män och kvinnor vid de ADD-värden som beräknats i de olika områdena inom Ragunda, Piteå och Skellefteå kommun (Tabell 3–5). Bedömningen gjordes utifrån US EPA:s hälsoriskbedömningsmodell (19). Risken för andra hälsorisker än cancer bedömdes även för gruppen 14-åriga barn. Riskbedömningen fokuserades främst på livstidsrisken för cancer då detta är den mest betydande kroniska hälsoeffekten vid långtidsexponering för As.

Bedömning av cancerrisk

Exponering för As kan framför allt ge lung-, urinblåse- och hudcancer (2–6) och risken för de cancerformerna bedömdes i denna utredning utifrån US EPA:s riskbedömningsmodell. I området i Ragunda bedömdes antal cancerfall öka med > 1 fall per 1 000 70-åriga män och kvinnor exponerade under en livstid för den funna AM-koncentrationen av As (Tabell 3). I Piteå kommun bedömdes antal cancerfall öka inom riskintervallet > 1 per 1 000 000 exponerade upp till > 1 per 1 000 70-åriga män och kvinnor exponerade under en livstid för funna AM-koncentrationer av As (Tabell 4). 82% (70-åriga män) respektive 88% (70-åriga kvinnor) av områdena bedömdes ha en riskökning på > 1 cancerfall per 100 000 exponerade ($CR > 1 \cdot 10^{-5}$). I 6% respektive 8% av områdena bedömdes riskökningen vara > 1 cancerfall per 1 000 livstidsexponerade 70-åriga män respektive kvinnor (Tabell 4). Liknande risknivåer bedömdes föreligga för 70-åriga män och kvinnor i områdena i Skellefteå kommun som i Piteå kommun. 82% (70-åriga män) respektive 91% (70-åriga kvinnor) av områdena bedömdes ha en riskökning på > 1 cancerfall per 100 000 exponerade ($CR > 1 \cdot 10^{-5}$). I 3% respektive 4% av områdena bedömdes riskökningen vara > 1 cancerfall per 1 000 livstidsexponerade 70-åriga män respektive kvinnor (Tabell 5).

Bedömning av andra hälsorisker än cancer

Exponering för As kan utöver cancer ge risk för främst hyperpigmentation och keratos (3) och risken för dessa hälsoeffekter bedömdes i denna utredning utifrån US EPA:s riskbedömningsmodell (19). Risken för andra hälsorisker än cancer bedömdes även för gruppen 14-åriga barn. I området i Ragunda kommun, Jämtland bedömdes risken för andra hälsorisker vara hög ($ADD/RfD > 10$) för livstidsexponerade 70-åriga män och kvinnor, respektive 14-åriga barn (Tabell 3). I områdena i Piteå kommun, Norrbotten bedömdes risken för andra hälsorisker vara generellt ingen eller låg för livstidsexponerade 70-åriga män och kvinnor samt 14-åriga barn (Tabell 4). Upp till tre riskområden identifierades för livstidsexponerade 14-åriga barn samt 70-åriga kvinnor och män (Tabell 4). I områdena 25 och 37 var risken för livstidsexponerade 14-åriga barn medelhög ($ADD/RfD > 5$ till ≤ 10) för andra hälsorisker och i området 43 var risken hög ($ADD/RfD > 10$) (Tabell 4) för andra hälsorisker. För 70-åriga kvinnor identifierades områdena 37 respektive 43 som ett medel- respektive högriskområde (Tabell 4). För 70-åriga män identifierades området 43 som ett högriskområde (Tabell 4). Risken för andra hälsorisker bedömdes vara på liknande nivåer i områdena i Skellefteå kommun, Västerbotten (Tabell 5). Generellt bedömdes risken att drabbas av andra hälsoeffekter än cancer till ingen eller låg för livstidsexponerade 70-åriga män och kvinnor samt 14-åriga barn (Tabell 5). Upp till tre riskområden identifierades för livstidsexponerade 14-åriga barn samt 70-åriga kvinnor och män (Tabell 5). Området 69 identifierades som ett medelriskområde samt 63 och 87 identifierades som högriskområden. För livstidsexponerade 70-åriga kvinnor bedömdes risknivån vara medelhög inom områdena 63 och 69 samt hög i område 87. För livstidsexponerade 70-åriga män bedömdes risken för andra hälsorisker vara medelhög respektive hög i området 63 respektive 87 (Tabell 5).

Överväganden utredningen

Denna utredning beskriver en bedömning av ökning i cancerfall samt risknivå för andra hälsoeffekter, på gruppnivå, baserat på US EPA:s riskbedömningsmodell. Utredningen har följande begränsningar samt överväganden:

Befolkningsunderlaget är litet vilket gör att antalet faktiska fall orsakade av As i eget dricksvatten förväntas vara lågt. Under diagnosår 2017–2021 var exempelvis incidenta lungcancerfall (antal fall med primärtumörer) (icd7=1621 lungcancer, primär inkl bronker; källa regionala cancerregistret) 2039 i norra sjukvårdsregionen (23). Befolkningsunderlaget 2021 var i Ragunda kommun 5 210, i Piteå kommun 42 226 samt i Skellefteå kommun 73 393. Incidenta lungcancerfall 2017–2021 var 17 i Ragunda, 126 i Piteå, respektive 142 i Skellefteå (23). Orsaker till dessa lungcancerfall har inte undersökts i denna utredning och kan ha orsakats av många andra exponeringsfaktorer som t.ex. tobaksrökning, radon, luftföroreningar eller asbest samt genetik.

Intaget av As via mat ingår inte i denna hälsoriskbedömning. Således kan vi ha underskattat hälsoriskerna för människor som bor i de undersökta områdena. Ris och risprodukter kan till exempel vara kontaminerade med As (22). Enligt LV äter en "genomsnittskonsumant" i Sverige ris eller risprodukter ungefär tre gånger i veckan. I Sverige står ris och risprodukter för cirka en tredjedel av As-intaget från livsmedel. LV rekommenderar därför att intag av ris och risprodukter (till exempel risgrynsgröt, risnudlar, rissnacks) begränsas till fyra gånger i veckan för barn samt till sex gånger i veckan för vuxna. Vi har ingen information om hur ofta de boende i de olika hushållen äter risprodukter som huvudingrediens i en måltid. Även mat som tillagas i As-förorenat vatten kan bidra till det totala dagliga intaget av As. Det kan också ske ett ytterligare intag av As om grödor konsumeras som har bevattnats med As-förorenat brunnsvatten. Vi har ingen information om de olika hushållen använde brunnsvatten för bevattning av egna grönsaker. Upptaget av As i grödor beror också på olika miljöparametrar såsom pH, jordtyp etc., vilket vi inte har någon information om. Vi bedömer dock att bidraget från olika livsmedel till det totala As-intaget är litet i förhållande till bidraget från privat dricksvatten med förhöjda As-halter.

Brunnsvattnet kan även ha använts för personlig hygien som tvätt och dusch vilket kan ge ett hudupptag av As. En studie från Iran (24) uppskattade att hudupptaget motsvarade 0,25% av den totala ADD för As. Vi bedömer därför att hudupptaget ger en minimal ökning av de ADD-värden som beräknades i denna studie.

Dricksvatten kan även innehålla andra kemiska ämnen, som vi inte tagit i beaktan, som kan ge cancerrisker eller andra hälsorisker.

Det finns också vissa begränsningar i våra bedömningar. Vi använde oss av värden enligt riktlinjer från US EPA. Det finns individuella skillnader i kroppsvikt och även i intag av vatten. De individer vars kroppsvikt och vattenintag avviker från de genomsnittliga värdena vi använt oss av får en annan genomsnittlig daglig dos (ADD) vilket kan leda till en annan risknivå. Vidare är de beräknade ADD-värdena i många av riskområdena baserade på ett AM av enskilda As-halter. Den enskilde brunnsgäaren kan vid flera brunnar i området ha en avvikande As-halt och således risknivå än den beräknade. Vi har också antagit att intaget av brunnsvatten sker under 365 dagar per år i 70 år vilket motsvarar en maximal årlig exponering. De individer som dricker vattnet under kortare tid under året, exempelvis om brunnsvattnet endast intas vid fritidsvistelse, samt inte druckit brunnsvatten i 70 år, får således ett lägre intag av As och därmed minskar risken för negativa hälsoeffekter. För att visa hur antalet cancerfall påverkas vid minimal årlig exponeringstid (14 dagar) beräknades CR-värden vid olika As-halter (intervall 0,1–1100 µg/L) samt vid AM-värdet för området i Ragunda (Tabell 6). Även om cancerrisken sänks vid 14 dagars årlig exponering är bedömda livstidscancerrisken vid AM-värdet för området i Ragunda > 1 per 10 000 till <1 per 1 000 exponerade för 70-åriga män respektive > 1 per 1 000 exponerade 70-åriga kvinnor (Tabell 6).

Slutsatser och rekommendationer

- De tre undersökta kommunerna bedömdes samtliga som riskområden för förhöjda halter av As i egen dricksvattenbrunn.
- Det förekom en relativt stor variation i As-halt mellan brunnar som låg nära varandra.
- Förhöjda halter av As i undersökta dricksvattenbrunnar härrörde sannolikt från en naturlig förekomst av As i berggrunden som lakats ut till grundvattnet.
- I Ragunda, Jämtland var funna As-halter över rekommenderat riktvärdet på 10 µg/L i alla sju brunnar samt en kallkälla.
- I Piteå, Norrbotten uppvisade 16 % av områdena ett medelvärde av funna As-halter över riktvärdet. 61% uppvisade ett medelvärde ≥ 1 µg/l.
- I Skellefteå, Västerbotten uppvisade 12 % av områdena ett medelvärde av funna As-halter över riktvärdet. 54% uppvisade ett medelvärde över ≥ 1 µg/l.
- Den genomsnittliga dagliga dosen (ADD) i Ragunda samt det högsta beräknade ADD-värdet i Piteå respektive Skellefteå var ungefär 100 gånger högre än medianexponeringen i Sverige uppskattad från mat inklusive ris. Det lägsta beräknade ADD-värdet i Piteå och Skellefteå var ungefär 10 gånger lägre.
- Det högsta beräknade ADD-värdet i respektive kommun, var minst dubbelt så högt som BMDL05. BMDL05 motsvarar en daglig dos som sannolikt ger en mindre än 5% riskökning för lungcancer.
- Livstids-cancerrisken i området i Ragunda samt i 3–6% (70-åriga män) och 4–8% (70-åriga kvinnor) av områdena i Skellefteå och Piteå bedömdes utifrån US EPA:s riskbedömningsmodell till > 1 cancerfall per 1 000 livstidsexponerade.
- Cirka 80% (70-åriga män) samt 90% (70-åriga kvinnor) av de undersökta områdena i Piteå och Skellefteå bedömdes ha en livstids-cancerrisk utifrån EPA:s riskbedömningsmodell på >1 cancerfall per 100 000 exponerade.
- På gruppnivå är en acceptabel livstids-cancerrisk orsakat av en enskild miljöfaktor 1 cancerfall per 100 000 exponerade till 1 000 000 exponerade.
- Risken för andra hälsorisker i området i Ragunda samt i 1–2% av områdena i Piteå och Skellefteå för samtliga grupper inklusive 14-åriga barn bedömdes utifrån US EPA:s riskbedömningsmodell till hög.
- I övrigt bedömdes riskökningen för andra hälsoeffekter än cancer utifrån US EPA:s riskbedömningsmodell som ingen eller låg för livstidsexponerade 70-åriga män och kvinnor samt 14-åriga barn i Piteå och Skellefteå.
- Befolkningsunderlaget är litet i de tre undersökta kommuner vilket gör att ökningen i faktiska fall förväntas vara lågt.
- Vi råder brunnsägare i Ragunda, Piteå samt Skellefteå kommun specifikt, men också alla andra brunnsägare att alltid analysera sitt privata dricksvatten för As, oberoende av brunnstyp, och att inte förlita sig på analyser gjorda av grannes privata dricksvatten. Livsmedelsverket rekommenderar att vattenkvaliteten i egen brunn kontrolleras vart tredje år.
- Vi råder brunnsägare att minska intaget av As via dricksvatten så mycket som möjligt, särskilt barnfamiljer och gravida kvinnor.
- Det finns idag inte tillräcklig kunskap för att kunna ge generella råd om vilken filterreningsteknik som skall användas för att minska As-halten i brunnsvatten. I samråd med företag som arbetar med att rena dricksvatten från As kan en filterreningsteknik som passar brunnsvattnets As-halt och vattentyp utprövas för att minska As-halten i det privata dricksvattnet.
- Resultaten av denna utredning, baserat på US EPA:s riskbedömningsmodell, indikerar cancerrisker vid ett långvarigt intag av brunnsvatten innehållande As i vissa områden i norra Sverige. Detta bör följas upp med en epidemiologisk studie av eventuell överrisk för As-relaterad cancer i norra Sverige.

Kontakter och tack

Kontakta oss gärna vid frågor om rapporten:

Telefon: 090-785 9356 (reception)

E-post: amm@regionvasterbotten.se

Postadress:

Arbets- och miljömedicin

Norrlands universitetssjukhus

901 85 Umeå

Tack till!

Miljö- och hälsoskydd vid Piteå, Ragunda, samt Skellefteå kommun för tillgång till vattenanalyser av As och samarbete under rapportskrivning och vid riskkommunikation till brunnsägare.

Hanna Åbrink, datainsamling och analys av registrerade vattenanalyser i Skellefteå kommun.

Lennart Johansson, för framtagandet av kartor.

Martin Andersson, Ingrid Liljelind, samt Lars Modig, AMM för stöd och hjälp under utredningen samt vetenskaplig granskning av rapporten.

Sveriges geologiska undersökning (SGU) för kunskaps- och erfarenhetsutbyte gällande naturlig förekomst av As i egen brunn.

Livsmedelsverket för kunskaps- och erfarenhetsutbyte gällande riskbedömning av As-intag via livsmedel.

Ove Björ, RCC för framtagande av antal incidenta cancerfall.

Region Västerbotten för finansiering av projektet via lokala ALF-medel.

Referenser

1. European Food Safety Authority (EFSA), Arcella D., Cascio C., and Ruiz JAG. Chronic dietary exposure to inorganic arsenic. *EFSA Journal* 2021;19(1):63-80.
2. IARC Working Group on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. A review of human carcinogens. Part C: Arsenic, metals, fibres, and dusts. 2009.
3. Karagas MR, Gossai A, Pierce B, Ahsan H. Drinking Water Arsenic Contamination, Skin Lesions, and Malignancies: A Systematic Review of the Global Evidence. *Curr Environ Health Rep.* 2015;2(1):52-68.
4. Saint-Jacques N, Parker L, Brown P, Dummer TJ. Arsenic in drinking water and urinary tract cancers: a systematic review of 30 years of epidemiological evidence. *Environ Health.* 2014;2:13-44.
5. Christoforidou EP, Riza E, Kales SN, Hadjistavrou K, Stoltidi M, Kastania AN, Linos A. Bladder cancer and arsenic through drinking water: a systematic review of epidemiologic evidence. *J Environ Sci Health A Tox Hazard Subst. Environ Eng.* 2013;48(14):1764-75.
6. Celik I, Gallicchio L, Boyd K, Lam TK, Matanoski G, Tao X, Shiels M, Hammond E, Chen L, Robinson KA, Caulfield LE, Herman JG, Guallar E, Alberg AJ. Arsenic in drinking water and lung cancer: a systematic review. *Environ Res.* 2008;108(1):48-55.
7. Vahter M. Health effects of early life exposure to arsenic. *Basic Clin Pharmacol Toxicol.* 2008;102(2):204-11.
8. Vahter M. Effects of arsenic on maternal and fetal health. *Annu Rev Nutr.* 2009;29:381-99.
9. Barns hälsa och miljö i Norrland, Miljöhälsorapport Norr 2013.
10. Schulte-Herbrüggen HMA, Christensen J, Olofsson B, Morey Strömberg A. Dricksvatten från små dricksvattenanläggningar för privat bruk. Livsmedelsverkets externa rapportserie. Livsmedelsverket, Uppsala, 2022.
11. Barns hälsa och miljö i Norrland, Miljöhälsorapport barn i Norr 2021.
12. Ek B-M, Thunholm B, Östergren I, Falk R, Mjönes L. Naturligt radioaktiva ämnen, arsenik och andra metaller i dricksvatten från enskilda brunnar. SSI Rapport. 2008:15.
13. Dahlqvist P, Ladenberger A, Maxe L, Jönsson C, Magnusson E, Thulin Olander H. Kartläggning och tolkning av ursprung till höga halter av kadmium och bly i grundvattnet i Maglasäte–Lillasäte, Höörs kommun, Skåne. SGU-rapport. 2016:02.
14. WHO. Hämtad från hemsida Arsenic (who.int). Citerad 2021-08-27.
15. Chakrabarti D, Singh SK, Rashid MH, Rahman MM. Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences, Chapter Arsenic: occurrence in groundwater. 2018. Elsevier, Amsterdam.
16. Rapant S, Krcmová K. Health risk assessment maps for arsenic groundwater content: application of national geochemical databases. *Environ Geochem Health.* 2007;29(2):131-41.
17. van Halem D, Bakker SA, Amy GL, van Dijk JC. Arsenic in drinking water: a worldwide water quality concern for water supply companies. *Drinking Water Engineering and Science* 2009;2(1):29-34.
18. Katsoyiannis IA och Katsoyiannis AA. Arsenic and other metal contamination of groundwaters in the industrial area of Thessaloniki, Northern Greece *Environ Monit Assess.* 2006;123(1-3):393-406
19. U.S. EPA (1998) Arsenic, inorganic. Integrated Risk Information System (IRIS). <https://www.epa.gov/iris/subst/0278.htm>. United States Environmental Protection Agency. (CASRN 7440-38-2).
20. EFSA Scientific Committee. Update: use of the benchmark dose approach in risk assessment. *EFSA Journal* 2017;15(1):4658.
21. Tsuji JS. Dose-response for assessing the cancer risk of inorganic arsenic in drinking water: the scientific basis for use of a threshold approach. *Crit Rev Toxicol.* 2019 Jan;49(1):36-84.
22. Sand S, Concha G, Abramsson L. Oorganisk arsenik i ris och risprodukter på den svenska marknaden. Livsmedelsverkets rapportserie. 16, 2015.
23. Personlig kommunikation Björ O, Regionalt cancercentrum Norr, 2022-10-06.
24. Alidadi H, Sany SBT, Oftadeh BZG, Mohamad T, Shamszade H, Fakhari, M. Health risk assessments of arsenic and toxic heavy metal exposure in drinking water in northeast Iran. *Environ Health Prev Med.* 2019;24(1):59.

Bilagor Figur 1–5 samt Tabell 3–6

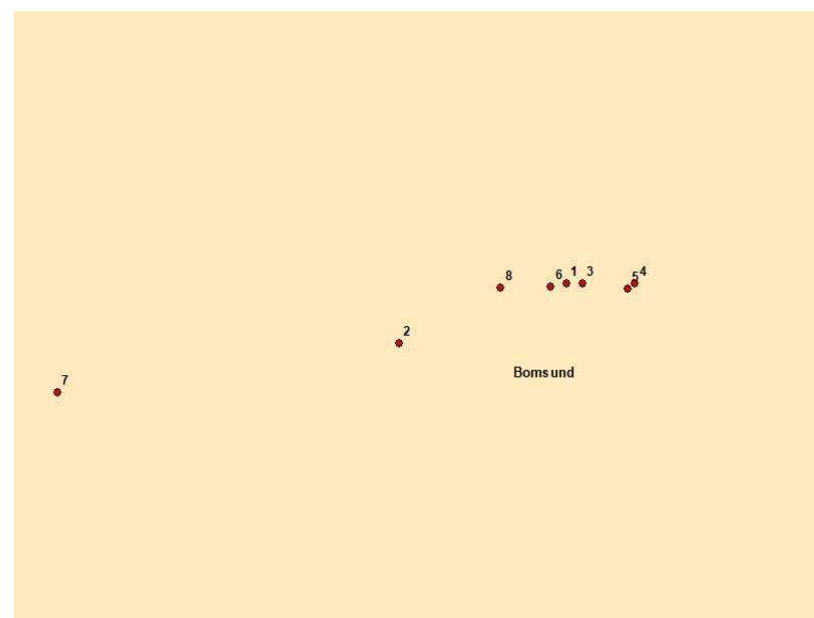
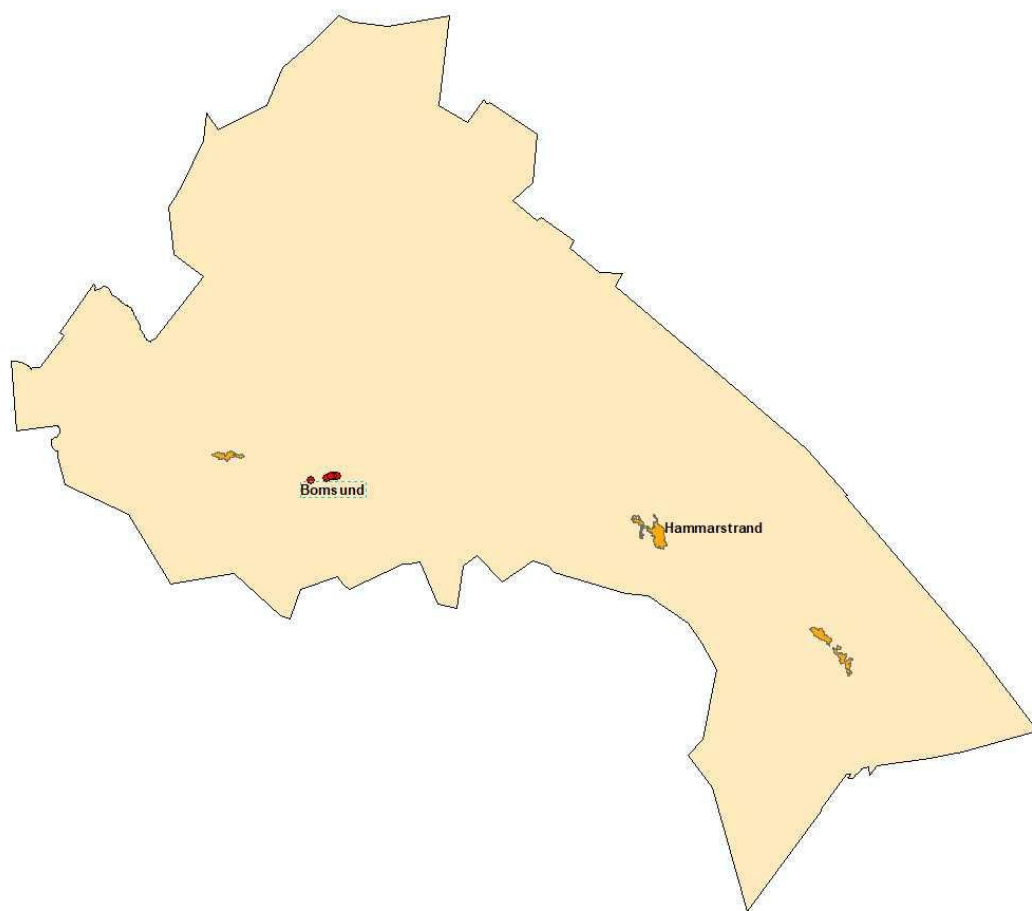


Fig. 1. Platser (1–8) där As-halter i brunsvattenprover registrerats i området i Ragunda kommun, Jämtland.

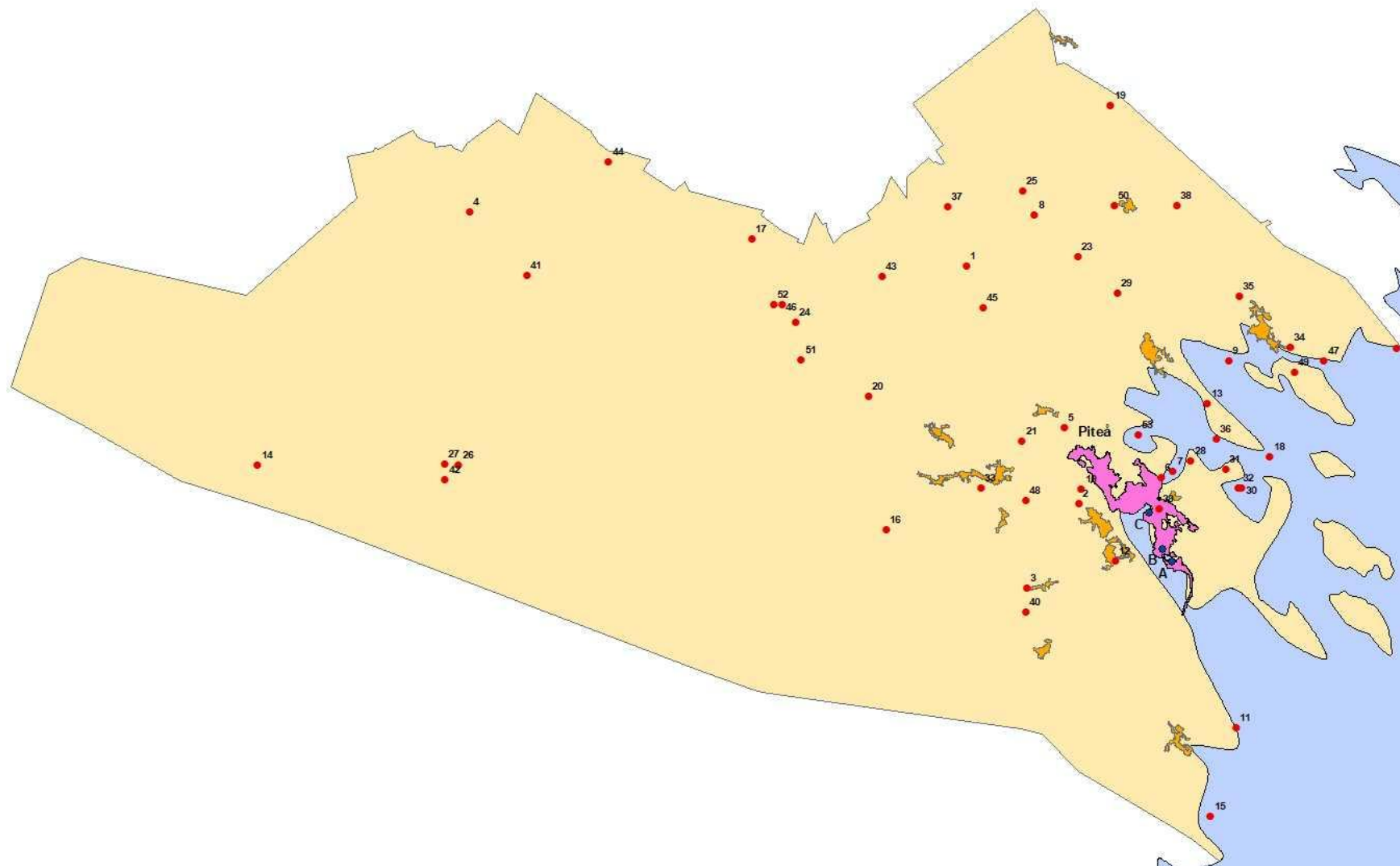


Fig. 2. Områden (1–51) där As-halter i brunnsvattenprover registrerats i Piteå kommun, Norrbotten. Större antropogena källor i Piteå kommun markerade med bokstäver är A) för SCA Munksunds pappersbruk, B) för SCA Munksunds Sågverk, samt C) för Stenwalls Trä AB.

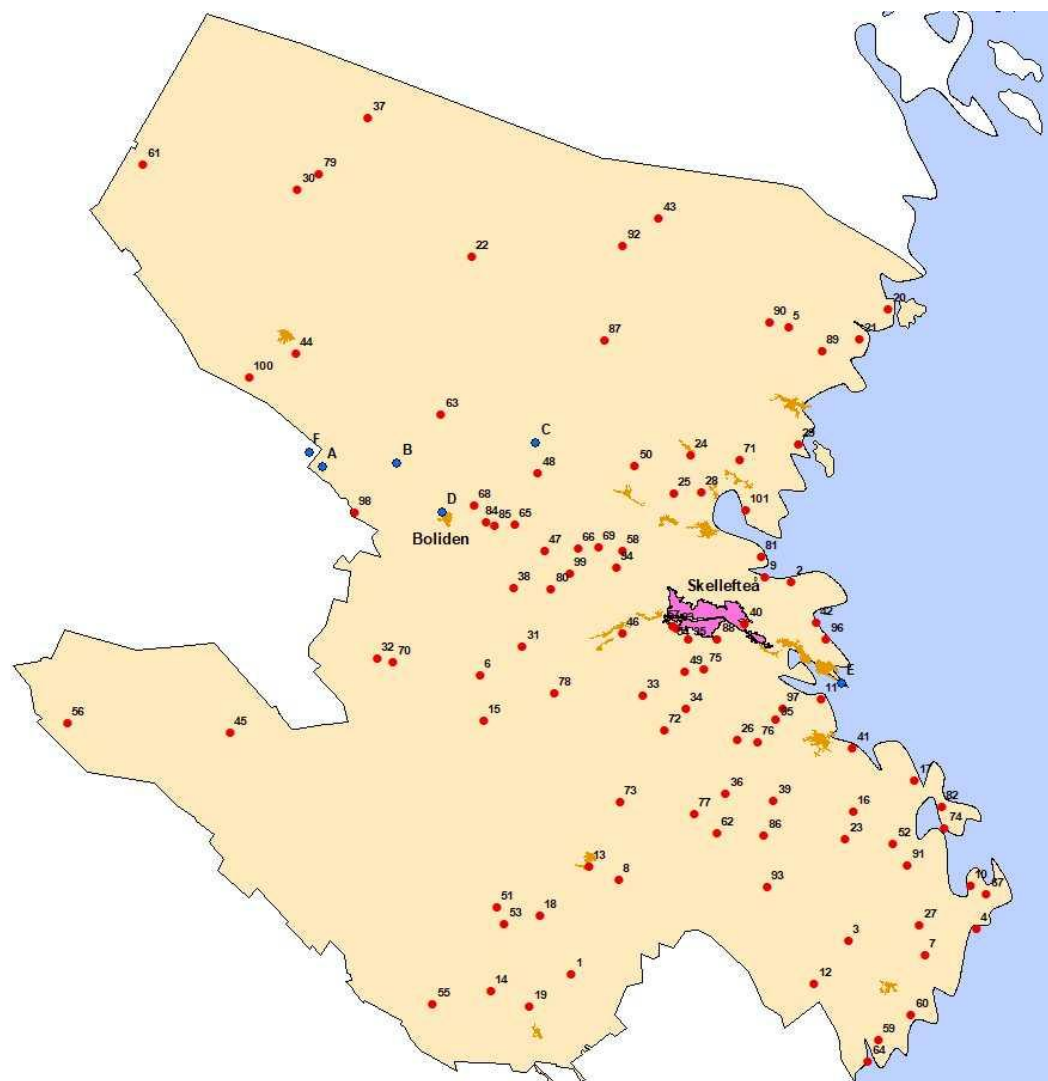


Fig. 3. Områden (1–101) där As-halter i brunnsvattenprover registrerats i Skellefteå kommun, Västerbotten. Större antropogena källor i Skellefteå kommun markerade med bokstäver är gruvorna A) Renström, B) Kankberg, C) Björkdal, D) Boliden samt F) Petiknäs och smältverket E) Rönskär smältverk.

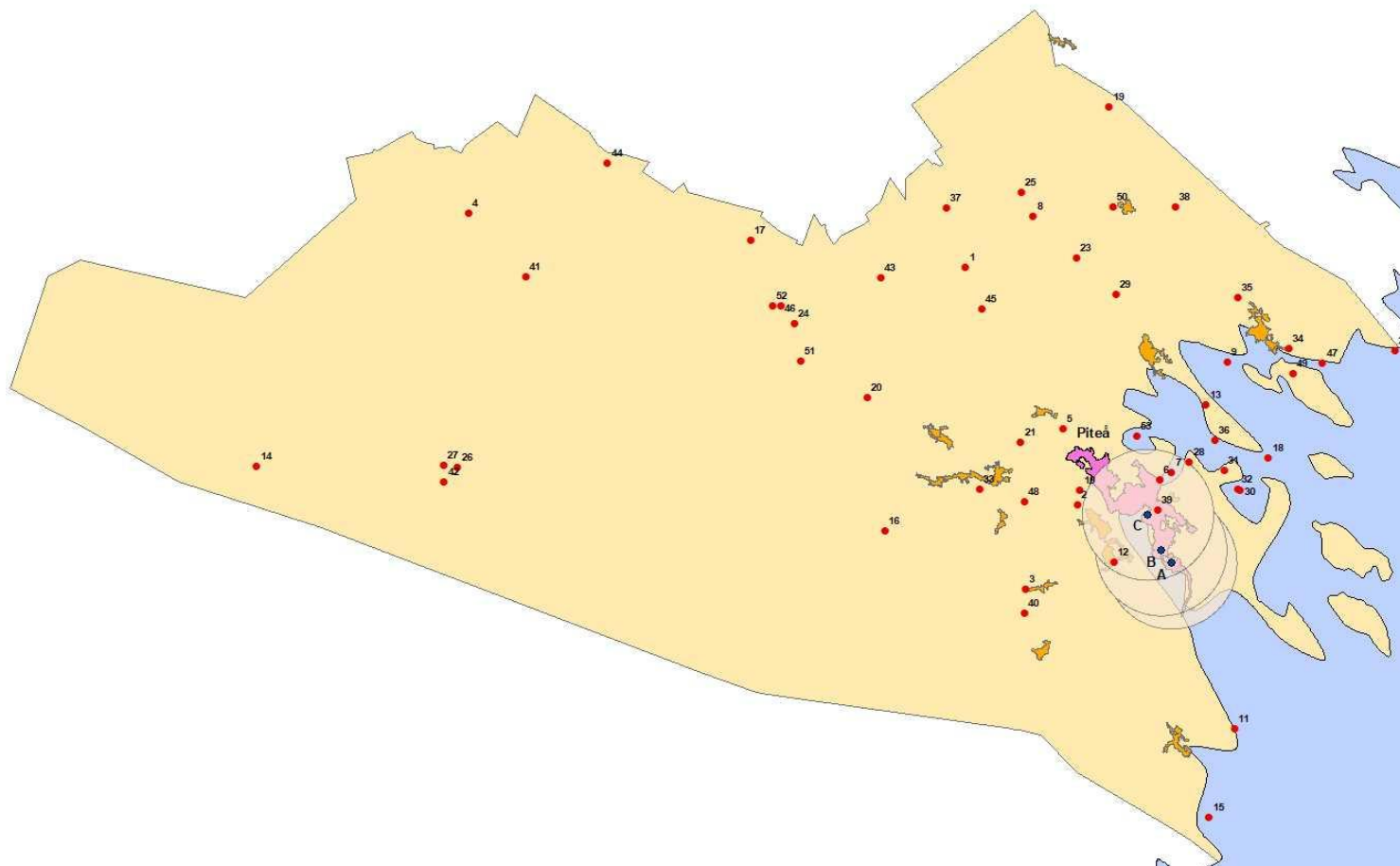


Fig. 4. Områden (1–51) där As-halter i brunsvattenprover registrerats i Piteå kommun, Norrbotten. Större antropogena källor i Piteå kommun markerade med bokstäver är A) för SCA Munksunds pappersbruk, B) för SCA Munksunds Sågverk, samt C) för Stenwalls Trä AB med så kallade buffrar på 5000 m i diameter runt de antropogena källorna.

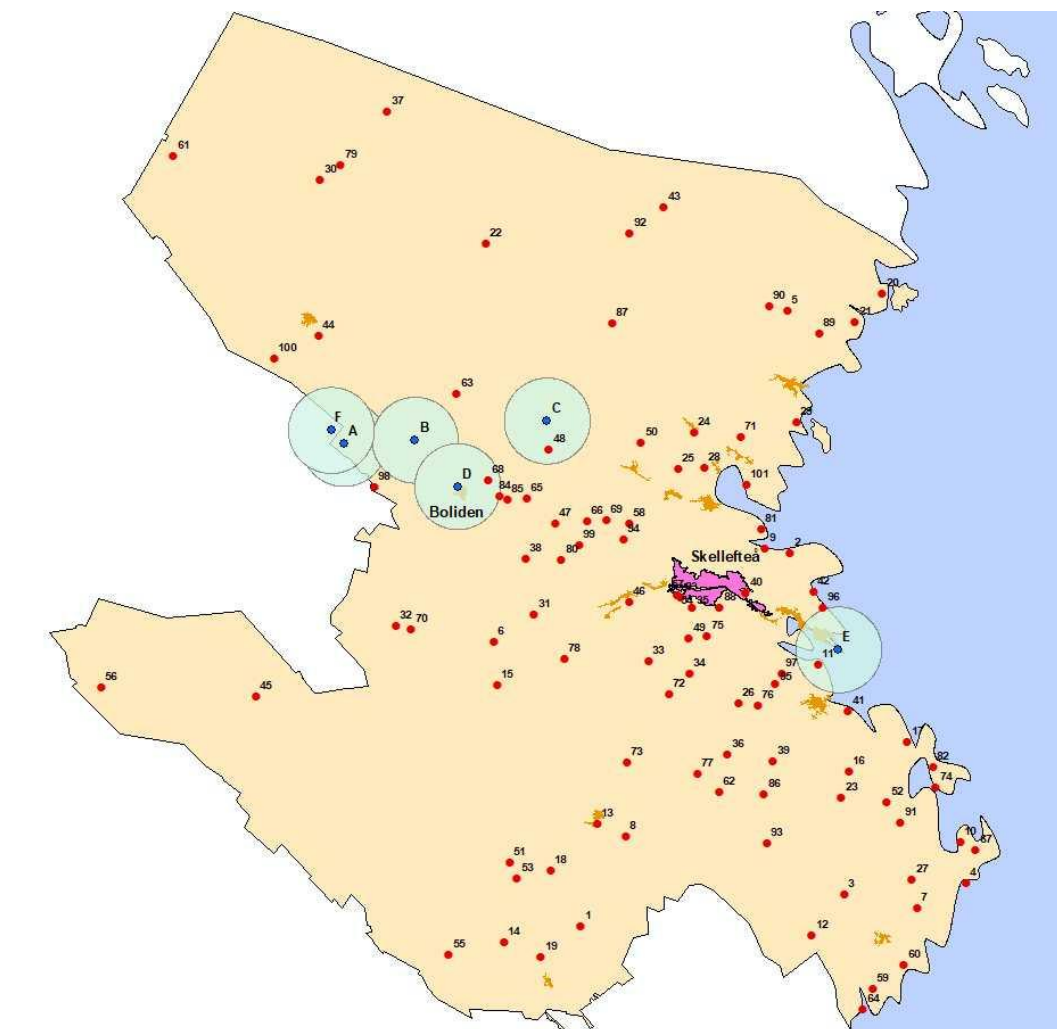


Fig. 5. Områden (1–101) där As-halter i brunnsvattenprover registrerats i Skellefteå kommun, Västerbotten. Större antropogena källor i Skellefteå kommun markerade med bokstäver är gruvorna A) Renström, B) Kankberg, C) Björkdal, D) Boliden samt F) Petiknäs och smältverket E) Rönnskär smältverk med så kallade buffrar på 5000 m i diameter runt de antropogena källorna.

Tabell 3. Halt (AM; µg/L) av oorganisk arsenik (As) i brunnsvatten, samt beräknade ADD, CR och HQ bland 70-åriga män och kvinnor i Ragunda. För 14-åriga barn beräknas endast ADD och HQ. Sex borrhäls, en grävd samt en kalkälla analyserades.

Område	AM (SD)	Intervall	ADD män	CR män	Cancerklass män	HQ män	Riskklass HQ män	ADD Kvinnor	CR kvinnor	Cancerklass Kvinnor	HQ Kvinnor	Riskklass HQ Kvinnor	ADD 14-åriga barn	HQ 14-åriga barn	Riskklass HQ 14-åriga barn
Höglunda (n = 8)	457 (154)	11 - 1100	1,23E+01	1,84E-02	5	4,09E+01	2	1,83E+01	2,74E-02	5	6,10E+01	3	2,74E+01	9,15E+01	2

n = antalet undersökta brunnar

AM = aritmetiskt medelvärde

Beräkningar av ADD, CR och HQ enligt US EPA:s riskbedömningsmodell för AS-intag via dricksvatten (19)

ADD = genomsnittlig daglig dos i µg per kg kroppsvikt och dag (average daily dose (ADD) in µg/kg and day)

CR = cancerrisk ADD x CSF, Cancerklass enligt Tabell 1

HQ = ADD/RfD; risk för andra hälsorisker (Hazard Quotient, non-carcinogenic risk), Riskklass enligt Tabell 2

SD = Standardavvikelse

Tabell 4. Halt ($\mu\text{g/L}$) av oorganisk arsenik (As) i brunsvatten, samt beräknade ADD, CR och HQ bland 70-åriga män och kvinnor i Piteå kommun. För 14-åriga barn beräknas endast ADD och HQ. I de områden där dricksvatten i flera brunnar analyserades för As uppges ett aritmetiskt medelvärde (AM) av individuella As-halter.

Område (n)	AM	Intervall	ADD Män	CR Män	Cancerklass Män	HQ Män	Riskklass HQ Män	ADD Kvinnor	CR Kvinnor	Cancerklass Kvinnor	HQ Kvinnor	Riskklass HQ Kvinnor	ADD 14-åriga barn	HQ 14-åriga barn	Riskklass 14-åriga barn
1 (1)	0,3*	n.a.	8,59E-03	1,29E-05	3	4,29E-02	1	1,20E-02	1,80E-05	3	2,86E-02	1	3,30E-02	6,00E-02	1
2 (1)	0,3*	n.a.	8,59E-03	1,29E-05	3	4,29E-02	1	1,20E-02	1,80E-05	3	2,86E-02	1	3,30E-02	6,00E-02	1
3 (4)	0,4	0,2–0,6	9,46E-03	1,42E-05	3	3,15E-02	1	1,32E-02	1,98E-05	3	4,40E-02	1	3,00E-02	1,00E-01	1
4 (1)	0,5	n.a.	1,43E-02	2,15E-05	3	4,77E-02	1	2,00E-02	3,00E-05	3	6,67E-02	1	1,98E-02	6,60E-02	1
5 (12)	3,6	0,1–19,0	1,03E-01	1,55E-04	4	3,44E-01	1	1,44E-01	2,16E-04	4	4,80E-01	1	2,16E-01	7,20E-01	1
6 (1)	3,5*	n.a.	1,00E-01	1,50E-04	4	3,34E-01	1	1,40E-01	2,10E-04	4	4,67E-01	1	2,10E-01	7,00E-01	1
7 (6)	6,5	0,3–18,0	1,85E-01	2,77E-04	4	6,16E-01	1	2,58E-01	3,87E-04	4	8,60E-01	1	3,87E-01	1,29E+00	2
8 (2)	2,7	1,0–4,4	7,74E-02	1,16E-04	4	2,58E-01	1	1,08E-01	1,62E-04	4	3,60E-01	1	1,62E-01	5,40E-01	1
9 (1)	15*	n.a.	4,29E-01	6,44E-04	4	1,43E+00	2	6,00E-01	9,00E-04	4	2,00E+00	2	9,00E-01	3,00E+00	2
10 (1)	1,8*	n.a.	5,15E-02	7,73E-05	3	1,72E-01	1	7,20E-02	1,08E-04	4	2,40E-01	1	1,08E-01	3,60E-01	1
11 (1)	7,7*	n.a.	2,20E-01	3,31E-04	4	7,35E-01	1	3,08E-01	4,62E-04	4	1,03E+00	2	4,62E-01	1,54E+00	2
12 (2)	1,0	0,6–1,4	2,87E-02	4,30E-05	3	9,56E-02	1	4,00E-02	6,00E-05	3	1,33E-01	1	6,00E-02	2,00E-01	1
13 (11)	6,5	0,50–21,0	1,86E-01	2,80E-04	4	6,21E-01	1	2,60E-01	3,90E-04	4	8,67E-01	1	3,90E-01	1,30E+00	2
14 (1)	0,1*	n.a.	1,43E-03	2,15E-06	2	4,77E-03	1	2,00E-03	3,00E-06	2	6,67E-03	1	3,00E-03	1,00E-02	1
15 (7)	1,6	0,2–0,3,9	4,59E-02	6,88E-05	3	1,53E-01	1	6,40E-02	9,60E-05	3	2,13E-01	1	9,60E-02	3,20E-01	1
16 (3)	0,4	0,1–1,0	1,12E-02	1,68E-05	3	3,73E-02	1	1,56E-02	2,34E-05	3	5,20E-02	1	2,34E-02	7,80E-02	1
17 (1)	0,5*	n.a.	1,43E-02	2,15E-05	3	4,77E-02	1	2,00E-02	3,00E-05	3	6,67E-02	1	3,00E-02	1,00E-01	1
18 (4)	4,3	4,1–16,0	1,23E-01	1,85E-04	4	4,11E-01	1	1,72E-01	2,58E-04	4	5,73E-01	1	2,58E-01	8,60E-01	1
19 (1)	0,8*	n.a.	2,29E-02	3,44E-05	3	7,63E-02	1	3,20E-02	4,80E-05	3	1,07E-01	1	4,80E-02	1,60E-01	1
20 (3)	1,6	0,3–3,2	4,59E-02	6,88E-05	3	1,53E-01	1	6,40E-02	9,60E-05	3	2,13E-01	1	9,60E-02	3,20E-01	1
21 (7)	14,4	8,1–20,0	4,14E-01	6,21E-04	4	1,38E+00	2	5,78E-01	8,66E-04	4	1,93E+00	2	8,66E-01	2,89E+00	2
22 (2)	2,1	0,3–3,9	6,02E-02	9,03E-05	3	2,01E-01	1	8,40E-02	1,26E-04	4	2,80E-01	1	1,26E-01	4,20E-01	1
23 (5)	1,7	0,1–6,7	4,76E-02	7,14E-05	3	1,59E-01	1	6,64E-01	9,96E-05	3	2,21E-01	1	9,96E-02	3,32E-01	1
24 (1)	0,2*	n.a.	5,73E-03	8,59E-06	2	1,91E-02	1	8,00E-03	1,20E-05	3	2,67E-02	1	1,20E-02	4,00E-02	1
25 (1)	27,0*	n.a.	7,73E-01	1,16E-03	5	2,58E+00	2	1,08E+00	1,62E-03	5	3,60E+00	2	1,62E+00	5,40E+00	3
26 (2)	0,2	0,2–0,2	5,73E-03	8,60E-06	2	1,91E-02	1	8,00E-03	1,20E-05	3	2,67E-02	1	1,20E-02	4,00E-02	1
27 (3)	1,9	0,7–3,8	5,36E-02	8,04E-05	3	1,79E-01	1	7,48E-02	1,12E-04	4	2,49E-01	1	1,12E-01	3,40E-01	1
28 (10)	22,1	0,7–130	6,33E-01	9,50E-04	4	2,11E+00	2	8,83E-01	1,32E-03	5	2,94E+00	2	1,32E-00	4,42E+00	2
29 (1)	0,1*	n.a.	2,86E-03	4,29E-06	2	9,54E-03	1	4,00E-03	6,00E-06	2	1,33E-02	1	6,00E-03	2,00E-02	1
30 (3)	9,7	5,6–15,0	2,79E-01	4,18E-04	4	9,30E-01	1	3,89E-01	5,84E-04	4	1,30E+00	2	5,84E-01	1,95E+00	2
31 (1)	0,4*	n.a.	1,15E-02	1,72E-05	3	3,82E-02	1	1,60E-02	2,40E-05	3	5,33E-02	1	2,40E-02	8,00E-02	1
32 (1)	5,9*	n.a.	1,69E-01	2,53E-04	4	5,63E-01	1	2,36E-01	3,54E-04	4	7,87E-01	1	3,54E-01	1,18E+00	2
33 (7)	2,4	0,3–5,4	6,97E-02	1,05E-04	4	2,32E-01	1	9,72E-02	1,46E-04	4	3,24E-01	1	1,46E-01	4,86E-01	1
34 (2)	8,3	0,6–16,0	2,38E-01	3,57E-04	4	7,93E-01	1	3,32E-01	4,98E-04	4	1,11E+00	2	4,98E-01	1,66E+00	2
35 (5)	0,1	0,1–0,1	2,87E-03	4,30E-06	4	9,56E-03	1	4,00E-03	6,00E-06	2	1,33E-02	1	6,00E-03	2,00E-02	1
36 (5)	2,6	0,5–7,8	7,51E-02	1,13E-04	4	2,50E-01	1	1,05E-01	1,57E-04	4	3,49E-01	1	1,57E-01	5,24E-01	1
37 (1)	42,0*	n.a.	1,20E-00	1,80E-03	5	4,01E+00	2	1,68E-00	2,52E-03	5	5,60E+00	3	2,52E-00	8,40E+00	3
38 (1)	0,6*	n.a.	1,72E-02	2,58E-05	3	5,73E-02	1	2,40E-02	3,60E-05	3	8,00E-02	1	3,60E-02	1,20E-01	1
39 (1)	0,1*	n.a.	2,86E-03	4,29E-06	2	9,54E-03	1	4,00E-03	6,00E-06	2	1,33E-02	1	6,00E-03	2,00E-02	1
40 (1)	0,4*	n.a.	1,15E-02	1,72E-05	3	3,82E-02	1	1,60E-02	2,40E-05	3	5,33E-02	1	2,40E-02	8,00E-02	1
41 (1)	2,0*	n.a.	5,73E-02	8,59E-05	3	1,91E-01	1	8,00E-02	1,20E-04	4	2,67E-01	1	1,20E-01	4,00E-01	1

42 (1)	0,1*	n.a.	2,86E-03	4,29E-06	2	9,54E-03	1	4,00E-03	6,00E-06	2	1,33E-02	1	6,00E-03	2,00E-02	1
43 (4)	200	0,1–800	5,74E+00	8,61E-03	5	1,91E+01	4	8,01E+00	1,20E-02	5	2,67E+01	4	1,20E+01	4,01E+01	2
44 (2)	0,1	0,1–0,1	2,58E-03	3,87E-06	2	8,60E-03	1	3,60E-03	5,40E-06	2	1,20E-02	1	5,40E-03	1,80E-02	1
45 (2)	4,9	2,9–6,8	1,39E-01	2,09E-04	4	4,63E-01	1	1,94E-01	2,91E-04	4	6,47E-01	1	2,91E-01	9,70E-01	1
46 (11)	3,8	0,1–15,0	1,08E-01	1,62E-04	4	3,60E-01	1	1,51E-01	2,26E-04	4	5,03E-01	1	2,26E-01	7,54E-01	1
47 (5)	2,6	0,3–7,1	7,40E-02	1,11E-04	4	2,47E-01	1	1,03E-01	1,55E-04	4	3,44E-01	1	1,55E-01	5,16E-01	1
48 (1)	3,6*	n.a.	1,03E-01	1,55E-04	4	3,44E-01	1	1,44E-01	2,16E-04	4	4,80E-01	1	2,16E-01	7,20E-01	1
49 (2)	0,2	0,1–0,4	6,59E-03	9,89E-06	2	2,20E-02	1	9,20E-03	1,38E-05	3	3,07E-02	1	1,38E-02	4,60E-02	1
50 (1)	0,4*	n.a.	1,15E-02	1,72E-05	3	3,82E-02	1	1,60E-02	2,40E-05	3	5,33E-02	1	2,40E-02	8,00E-02	1
51 (20)	9,5	0,2–27,0	2,71E-01	4,06E-04	4	9,03E-01	1	3,78E-01	5,67E-04	4	1,26E+00	2	5,67E-01	1,89E+00	2
Alla brunnar (171) (SD)	10,5 (13,9)	0,1 – 800	3,00E-01	4,50E-04	4	1,00E+00	2	4,20E-01	6,29E-04	4	1,40E+00	2	6,29E-01	2,10E+00	2
Borrade (94)	16,9; (70)	0,1 - 800	4,83E-01	7,25E-04	4	1,61E+00	2	6,75E-01	1,01E-03	5	2,25E+00	2	1,01E-00	3,38E+00	2
Grävda (53)	2,6 (9,2)	5,0 - 42	7,44E-02	1,12E-04	4	2,48E-01	1	1,04E-01	1,56E-04	4	3,47E-01	1	1,56E-01	5,20E-01	1
Borrad/grävd	2,9 (0,02)	0,1 - 14	8,18E-02	1,23E-04	4	2,73E-01	1	1,14E-01	1,72E-04	4	3,81E-01	1	1,72E-01	5,72E-01	1

n = antalet undersökta brunnar

* = endast en brunn, n.a. = ej applicerbart

Beräkningar av ADD, CR och HQ enligt US EPA:s riskbedömningsmodell för AS-intag via dricksvatten (19)

ADD = genomsnittlig daglig dos i µg/kg kroppsvikt och dag (average daily dose (ADD) in µg/kg and day)

CR = Cancerrisk; ADD x CSF, Cancerklass enligt Tabell 1

HQ = ADD/RfD; risk för andra hälsorisker (Hazard Quotient, non-carcinogenic risk), Riskklass enligt Tabell 2

SD = Standardavvikelse

Tabell 5. Halt ($\mu\text{g/L}$) av oorganisk arsenik (As) i brunsvatten, samt beräknade ADD, CR och HQ bland 70-åriga män och kvinnor i Skellefteå kommun. För 14-åriga barn beräknas endast ADD och HQ. I de områden där dricksvatten i flera brunnar analyserades för As uppges ett aritmetiskt medelvärde (AM) av individuella As-halter.

Område (n)	AM	Intervall	ADD Män	CR Män	Cancerklass Män	HQ Män	Riskklass HQ Män	ADD Kvinnor	CR Kvinnor	Cancerklass Kvinnor	HQ Kvinnor	Riskklass HQ Kvinnor	ADD 14-åriga barn	HQ 14åriga barn	Riskklass 14-åriga barn
1 (2)	0,2	0,2-0,2	6,1E-03	9,02E-06	2	2,00E-02	1	8,40E-03	1,26E-05	3	2,80E-02	1	1,26E-02	4,20E-02	1
2 (3)	4,5	0,7-7,9	1,29E-01	1,93E-04	4	4,29E-01	1	1,80E-01	2,70E-04	4	6,00E-01	1	2,70E-01	9,00E-01	1
3 (2)	0,2	0,2-0,2	5,58E-03	8,37E-06	2	1,86E-02	1	7,80E-03	1,17E-05	3	2,60E-02	1	1,17E-02	3,90E-02	1
4 (5)	3,7	0,16-13,0	1,06E-01	1,59E-04	4	3,53E-01	1	1,48E-01	2,22E-04	4	4,93E-01	1	2,22E-01	7,40E-01	1
5 (1)	0,3*	n.a.	8,59E-03	1,29E-05	3	2,86E-02	1	1,20E-03	1,80E-05	3	4,00E-02	1	1,80E-02	6,00E-02	1
6 (2)	0,3	0,3-0,3	7,16E-03	1,07E-05	3	2,39E-02	1	1,00E-03	1,50E-05	3	3,33E-02	1	1,50E-02	5,00E-02	1
7 (1)	0,5*	n.a.	1,35E-02	2,02E-05	3	4,48E-02	1	1,88E-03	2,82E-05	3	6,27E-02	1	2,82E-02	9,40E-02	1
8 (2)	0,5	0,3-0,6	1,32E-02	1,98E-05	3	4,39E-02	1	1,84E-03	2,76E-05	3	6,13E-02	1	2,76E-02	9,20E-02	1
9 (8)	11,2	3,3-25,0	3,21E-01	4,81E-04	4	1,07E+00	2	4,48E-01	6,72E-04	4	1,49E+00	2	6,72E-01	2,24E+00	2
10 (2)	0,5	0,3-0,7	1,43E-02	2,15E-05	3	4,77E-02	1	2,00E-02	3,00E-05	3	6,67E-02	1	3,00E-02	1,00E-01	1
11 (6)	2,5	0,2-9,1	7,04E-02	1,06E-04	4	2,35E-01	1	9,84E-02	1,48E-04	4	3,28E-01	1	1,48E-01	4,92E-01	1
12 (1)	0,7*	n.a.	1,86E-02	2,79E-05	3	6,20E-02	1	2,60E-02	3,90E-05	3	8,67E-02	1	3,90E-02	1,30E-01	1
13 (4)	0,4	0,1-0,9	1,16E-02	1,74E-05	3	3,86E-02	1	1,62E-02	2,43E-05	3	5,40E-02	1	2,43E-02	8,10E-02	1
14 (1)	4,8*	n.a.	1,37E-01	2,06E-04	4	4,58E-01	1	1,92E-01	2,88E-04	4	6,40E-01	1	2,88E-01	9,60E-01	1
15 (2)	0,3	0,3-0,5	1,07E-02	1,61E-05	3	3,58E-02	1	1,50E-02	2,25E-05	3	5,00E-02	1	2,25E-02	7,50E-02	1
16 (1)	0,2*	n.a.	6,01E-03	9,02E-06	2	2,00E-02	1	8,40E-03	1,26E-05	3	2,80E-02	1	1,26E-02	4,20E-02	1
17 (11)	11,2	0,3-32,0	3,42E-00	5,13E-04	4	1,14E+00	2	4,78E-01	7,17E-04	4	1,59E+00	2	7,17E-01	2,39E+00	2
18 (1)	4,1*	n.a.	1,17E-01	1,76E-04	4	3,91E-01	1	1,64E-01	2,46E-04	4	5,47E-01	1	2,46E-01	8,20E-01	1
19 (1)	0,2*	n.a.	6,01E-03	9,02E-06	2	2,00E-02	1	8,40E-03	1,26E-05	3	2,80E-02	1	1,26E-02	4,20E-02	1
20 (1)	5,9*	n.a.	1,69E-01	2,53E-04	4	5,63E-01	1	2,36E-01	3,54E-04	4	7,87E-01	1	3,54E-01	1,18E+00	2
21 (3)	0,2	0,2-0,4	7,44E-03	1,12E-05	3	2,48E-02	1	1,04E-02	1,56E-05	3	3,47E-02	1	1,56E-02	5,20E-02	1
22 (1)	0,2*	n.a.	4,87E-03	7,30E-06	2	1,62E-02	1	6,80E-03	1,02E-05	3	2,27E-02	1	1,02E-02	3,40E-02	1
23 (2)	0,4	0,4-0,5	1,29E-02	1,93E-05	3	4,29E-02	1	1,80E-02	2,70E-05	3	6,00E-02	1	2,70E-02	9,00E-02	1
24 (3)	1,6	0,4-4,1	4,58E-02	6,87E-05	3	1,53E-01	1	6,40E-02	9,60E-05	3	2,13E-01	1	9,60E-02	3,20E-01	1
25 (5)	1,9	0,3-3,0	5,44E-02	8,16E-05	3	1,81E-01	1	7,60E-02	1,14E-04	4	2,53E-01	1	1,14E-01	3,80E-01	1
26 (8)	2,7	0,2-8,7	7,73E-02	1,16E-04	4	2,58E-01	1	1,08E-01	1,62E-04	4	3,60E-01	1	1,62E-01	5,40E-01	1
27 (1)	0,1*	n.a.	2,86E-03	4,29E-06	2	9,54E-03	1	4,00E-03	6,00E-06	2	1,33E-02	1	6,00E-03	2,00E-02	1
28 (2)	6,4	0,8-12,0	1,83E-01	2,75E-04	4	6,11E-01	1	2,56E-01	3,84E-04	4	8,53E-01	1	3,84E-01	1,28E+00	2
29 (1)	6,2*	n.a.	1,77E-01	2,66E-04	4	5,92E-01	1	2,48E-01	3,72E-04	4	8,27E-01	1	3,72E-01	1,24E+00	2
30 (1)	0,1*	n.a.	1,43E-03	2,15E-06	2	4,77E-03	1	2,00E-03	3,00E-06	2	6,67E-03	1	3,00E-03	1,00E-02	1
31 (3)	0,1	0,1-0,2	3,72E-02	5,58E-05	3	1,24E-01	1	5,20E-03	7,80E-06	2	1,73E-02	1	7,80E-03	2,60E-02	1
32 (1)	15,0*	n.a.	4,29E-01	6,44E-04	4	1,43E+00	2	6,00E-01	9,00E-04	4	2,00E+00	2	9,00E-01	3,00E+00	2
33 (5)	0,4	0,1-0,9	1,09E-02	1,63E-05	3	3,63E-02	1	1,52E-02	2,28E-05	3	5,07E-02	1	2,28E-02	7,60E-02	1
34 (5)	1,0	0,3-2,5	2,86E-02	4,29E-05	3	9,54E-02	1	4,00E-02	6,00E-05	3	1,33E-01	1	6,00E-02	2,00E-01	1
35 (2)	13,4	0,8-26,0	3,84E-01	5,75E-04	4	1,28E+00	2	5,36E-01	8,04E-04	4	1,79E+00	2	8,04E-01	2,68E+00	2
36 (5)	0,2	0,2-0,5	7,73E-03	1,16E-05	3	2,58E-02	1	1,08E-02	1,62E-05	3	3,60E-02	1	1,62E-02	5,40E-02	1

37 (1)	0,1*	n.a.	1,43E-03	2,15E-06	2	4,77E-03	1	2,00E-03	3,00E-06	2	6,67E-03	1	3,00E-03	1,00E-02	1
38 (1)	2,4*	n.a.	6,87E-02	1,03E-04	4	2,29E-01	1	9,60E-02	1,44E-04	4	3,20E-01	1	1,44E-01	4,80E-01	1
39 (1)	3,9*	n.a.	1,12E-01	1,67E-04	4	3,72E-01	1	1,56E-01	2,34E-04	4	5,20E-01	1	2,34E-01	7,80E-01	1
40 (1)	0,2*	n.a.	5,73E-03	8,59E-06	2	1,91E-02	1	8,00E-03	1,20E-05	3	2,67E-02	1	1,20E-02	4,00E-02	1
41 (8)	4,4	0,3-8,1	1,26E-01	1,89E-04	4	4,20E-01	1	1,76E-01	2,64E-04	4	5,87E-01	1	2,64E-01	8,80E-01	1
42 (1)	12,0*	n.a.	3,44E-01	5,15E-04	4	1,15E+00	2	4,80E-01	7,20E-04	4	1,60E+00	2	7,20E-01	2,40E+00	2
43 (2)	0,5	0,5-0,6	1,63E-02	2,45E-05	3	5,44E-02	1	2,28E-02	3,42E-05	3	7,60E-02	1	3,42E-02	1,14E-01	1
44 (1)	2,2*	n.a.	6,30E-02	9,45E-05	3	2,10E-01	1	8,80E-02	1,32E-04	4	2,93E-01	1	1,32E-01	4,40E-01	1
45 (1)	0,1*	n.a.	2,09E-03	3,13E-06	2	6,97E-03	1	2,92E-03	4,8E-06	2	9,73E-03	1	4,38E-03	1,46E-02	1
46 (32)	1,6	0,2-5,1	4,58E-02	6,87E-05	3	1,53E-01	1	6,40E-02	9,60E-05	3	2,13E-01	1	9,60E-02	3,20E-01	1
47 (1)	0,5*	n.a.	1,52E-02	2,28E-05	3	5,06E-02	1	2,12E-02	3,18E-05	3	7,07E-02	1	3,18E-02	1,06E-01	1
48 (1)	2,3*	n.a.	6,58E-02	9,88E-05	3	2,19E-01	1	9,20E-02	1,38E-04	4	3,07E-01	1	1,38E-01	4,60E-01	1
49 (1)	0,4*	n.a.	1,15E-02	1,72E-05	3	3,82E-02	1	1,60E-02	2,40E-05	3	5,33E-02	1	2,40E-02	8,00E-02	1
50 (2)	1,1	0,5-1,7	3,15E-02	4,72E-05	3	1,05E-01	1	4,40E-02	6,60E-05	3	1,47E-01	1	6,60E-02	2,20E-01	1
51 (2)	0,1	0,1-0,1	2,78E-02	4,17E-05	3	9,26E-02	1	3,88E-02	5,82E-05	3	1,29E-01	1	5,82E-02	1,94E-01	1
52 (1)	0,5*	n.a.	1,43E-02	2,15E-05	3	4,77E-02	1	2,00E-02	3,00E-05	3	6,67E-02	1	3,00E-02	1,00E-01	1
53 (1)	0,9*	n.a.	2,58E-02	3,86E-05	3	8,59E-02	1	3,60E-02	5,40E-05	3	1,20E-01	1	5,40E-02	1,80E-01	1
54 (2)	2,5	0,5-4,6	7,16E-03	1,07E-04	4	2,39E-01	1	1,00E-01	1,50E-04	4	3,33E-01	1	1,50E-01	5,00E-01	1
55 (1)	0,2*	n.a.	6,30E-03	9,45E-06	2	2,10E-02	1	8,80E-03	1,32E-05	3	2,93E-02	1	1,32E-02	4,40E-02	1
56 (1)	1,8*	n.a.	5,15E-02	7,73E-05	3	1,72E-01	1	7,20E-02	1,08E-04	4	2,40E-01	1	1,08E-01	3,60E-01	1
57 (2)	9,9	9,9-10,0	2,85E-01	4,27E-04	4	9,49E-01	1	3,98E-01	5,97E-04	4	1,33E+00	2	5,97E-01	1,99E+00	2
58 (1)	16,0*	n.a.	4,58E-01	6,87E-04	4	1,53E+00	2	6,40E-01	9,60E-04	4	2,13E+00	2	9,60E-01	3,20E+00	2
59 (1)	0,1*	n.a.	2,15E-03	3,22E-06	2	7,16E-03	1	3,00E-03	4,50E-06	2	1,00E-02	1	4,50E-03	1,50E-02	1
60 (2)	1,2	0,4-2,1	3,44E-02	5,15E-05	3	1,15E-01	1	4,80E-02	7,20E-05	3	1,60E-01	1	7,20E-02	2,40E-01	1
61 (1)	1,3*	n.a.	3,72E-02	5,58E-05	3	1,24E-01	1	5,20E-02	7,80E-05	3	1,73E-01	1	7,80E-02	2,60E-01	1
62 (1)	0,1*	n.a.	1,86E-03	2,79E-06	2	6,20E-03	1	2,60E-03	3,90E-06	2	8,67E-03	1	3,90E-03	1,30E-02	1
63 (1)	58,0*	n.a.	1,66E+00	2,49E-03	5	5,53E+00	3	2,32E+00	3,48E-03	5	7,73E+00	3	3,48E+00	1,16E+01	2
64 (2)	0,4	0,4-0,5	1,26E-02	1,89E-05	3	4,20E-02	1	1,76E-02	2,64E-05	3	5,87E-02	1	2,64E-02	8,80E-02	1
65 (1)	0,5*	n.a.	1,43E-02	2,15E-05	3	4,77E-02	1	2,00E-02	3,00E-05	3	6,67E-02	1	3,00E-02	1,00E-01	1
66 (4)	3,5	0,6-7,0	1,00E-01	1,50E-04	4	3,34E-01	1	1,40E-01	2,10E-04	4	4,67E-01	1	2,10E-02	7,00E-01	1
67 (2)	0,6	0,1-1,0	1,57E-03	2,36E-05	3	5,25E-02	1	2,20E-02	3,30E-05	3	7,33E-02	1	3,30E-02	1,10E-01	1
68 (1)	6,3*	n.a.	1,80E-01	2,71E-04	4	6,01E-01	1	2,52E-01	3,78E-04	4	8,40E-01	1	3,78E-01	1,26E+00	2
69 (3)	41,7	6,3-110	1,19E+00	1,79E-03	5	3,98E+00	2	1,67E-00	2,50E-03	5	5,56E+00	3	2,50E+00	8,34E+00	3
70 (1)	1,6*	n.a.	4,58E-02	6,87E-05	3	1,53E-01	1	6,40E-02	9,60E-05	3	2,13E-01	1	9,60E-02	3,20E-01	1
71 (1)	2,1*	n.a.	6,01E-02	9,02E-05	3	2,00E-01	1	8,40E-02	1,26E-04	4	2,80E-01	1	1,26E-01	4,20E-01	1
72 (2)	0,9	0,8-1,0	2,58E-02	3,86E-05	3	8,59E-02	1	3,60E-02	5,40E-05	3	1,20E-01	1	5,40E-02	1,80E-01	1
73 (2)	0,8	0,8-0,9	2,38E-02	3,56E-05	3	7,92E-02	1	3,32E-02	4,98E-05	3	1,11E-01	1	4,98E-02	1,66E-01	1
74 (5)	1,4	0,4-2,3	4,01E-02	6,01E-05	3	1,34E-01	1	5,60E-02	8,40E-05	3	1,87E-01	1	8,40E-02	2,80E-01	1
75 (3)	1,3	0,5-1,9	3,72E-02	5,58E-05	3	1,24E-01	1	5,20E-02	7,80E-05	3	1,73E-01	1	7,80E-02	2,60E-01	1
76 (2)	0,9	0,8-1,0	2,58E-02	3,86E-05	3	8,59E-02	1	3,60E-02	5,40E-05	3	1,20E-01	1	5,40E-02	1,80E-01	1
77 (1)	0,2*	n.a.	6,30E-03	9,45E-06	2	2,10E-02	1	8,80E-03	1,32E-05	3	2,93E-02	1	1,32E-02	4,40E-02	1
78 (5)	3,2	1,4-6,1	9,16E-02	1,37E-04	4	3,05E-01	1	1,28E-01	1,92E-04	4	4,27E-01	1	1,92E-01	6,40E-01	1
79 (1)	3,8*	n.a.	1,09E-01	1,63E-04	4	3,63E-01	1	1,52E-01	2,28E-04	4	5,07E-01	1	2,28E-01	7,60E-01	1
80 (1)	2,8*	n.a.	8,02E-02	1,20E-04	4	2,67E-01	1	1,12E-01	1,68E-04	4	3,73E-01	1	1,68E-01	5,60E-01	1

81 (5)	7,8	0,2-20,0	2,23E-01	3,35E-04	4	7,44E-01	1	3,12E-01	4,68E-04	4	1,04E+00	2	4,68E-01	1,56E+00	2
82 (2)	5,7	4,5-6,8	1,63E-01	2,45E-04	4	5,44E-01	1	2,28E-01	3,42E-04	4	7,60E-01	1	3,42E-01	1,14E+00	2
83 (5)	3,2	0,1-14,0	9,16E-02	1,37E-04	4	3,05E-01	1	1,28E-01	1,92E-04	4	4,27E-01	1	1,92E-01	6,40E-01	1
84 (1)	0,2*	n.a.	4,87E-03	7,30E-06	2	1,62E-02	1	6,80E-03	1,02E-05	3	2,27E-02	1	1,02E-02	3,40E-02	1
85 (2)	1,5	0,4-2,5	4,29E-02	6,44E-05	3	1,43E-01	1	6,00E-02	9,00E-05	3	2,00E-01	1	9,00E-02	3,00E-01	1
86 (2)	0,4	0,1-0,7	1,09E-02	1,63E-05	3	3,63E-02	1	1,52E-02	2,28E-05	3	5,07E-02	1	2,28E-02	7,60E-02	1
87 (1)	160*	n.a.	4,58E+00	6,87E-03	5	1,53E+01	2	6,40E+00	9,60E-03	5	2,13E+01	2	9,60E+00	3,20E+01	1
88 (2)	18,6	2,2-35	5,32E-01	7,99E-04	4	1,77E+00	2	7,44E-01	1,12E-03	5	2,48E+00	2	1,12E+00	3,72E+00	2
89 (2)	0,2	0,2-0,2	5,44E-03	8,16E-06	2	1,81E-02	1	7,60E-03	1,14E-05	3	2,53E-02	1	1,14E-02	3,80E-02	1
90 (1)	0,8*	n.a.	2,29E-02	3,44E-05	3	7,63E-02	1	3,20E-02	4,80E-05	3	1,07E-01	1	4,80E-02	1,60E-01	1
91 (2)	0,7	0,5-0,9	2,06E-02	3,09E-05	3	6,87E-02	1	2,88E-02	4,32E-05	3	9,60E-02	1	4,32E-02	1,44E-01	1
92 (1)	0,1*	n.a.	2,18E-03	3,26E-06	2	7,25E-03	1	3,04E-03	4,56E-06	2	1,01E-02	1	4,56E-03	1,52E-02	1
93(1)	0,1*	n.a.	3,72E-03	5,58E-06	2	1,24E-02	1	5,20E-03	7,80E-06	2	1,73E-02	1	7,80E-03	2,60E-02	1
94 (1)	6,7	0,5-17,0	1,92E-01	2,88E-04	4	6,39E-01	1	2,68E-01	4,02E-04	4	8,93E-01	1	4,02E-01	1,34E+00	2
95 (1)	0,3*	n.a.	8,59E-03	1,29E-05	3	2,86E-02	1	1,20E-02	1,80E-05	3	4,00E-02	1	1,80E-02	6,00E-02	1
96 (1)	1,2*	n.a.	3,44E-02	5,15E-05	3	1,15E-01	1	4,80E-02	7,20E-05	3	1,60E-01	1	7,20E-02	2,40E-01	1
97 (4)	14,9	0,3-57,0	4,27E-01	6,40E-04	4	1,42E+00	2	5,96E-01	8,94E-04	4	1,99E+00	2	8,94E-01	2,98E+00	2
98 (1)	0,1*	n.a.	1,43E-03	2,15E-06	2	4,77E-03	1	2,00E-03	3,00E-06	2	6,67E-03	1	3,00E-03	1,00E-02	1
99 (1)	9,4*	n.a.	2,69E-01	4,04E-04	4	8,97E-01	1	3,76E-01	5,64E-04	4	1,25E+00	2	5,64E-01	1,88E+00	2
100 (1)	0,4*	n.a.	1,15E-02	1,72E-05	3	3,82E-02	1	1,60E-02	2,40E-05	3	5,33E-02	1	2,40E-02	8,00E-02	1
101 (18)	7,7	0,1-28,0	2,20E-01	3,31E-04	4	7,35E-01	1	3,08E-01	4,62E-04	4	1,03E+00	2	4,62E-01	1,54E+00	2
Alla (288) (SD)	4,6 (8,0)	0,1-160	1,32E-01	1,98E-04	4	4,39E-01	1	1,84E-01	2,76E-04	4	6,13E-01	1	2,76E-01	9,20E-01	1

n = antalet undersökta brunnar

* = endast en brunn, n.a. = ej applicerbart

Beräkningar av ADD, CR och HQ enligt US EPA:s riskbedömningsmodell för AS-intag via dricksvatten (19)

ADD = genomsnittlig daglig dos i µg/kg kroppsvikt och dag (average daily dose (ADD) in µg/kg and day)

CR = cancerrisk ADD x CSF, Cancerklass enligt Tabell 1

HQ = ADD/RfD; risk för andra hälsorisker (Hazard Quotient, non-carcinogenic risk), Riskklass enligt Tabell 2

SD = standardavvikelse

Tabell 6. Beräkning av ADD, CR och HQ bland 70-åriga män och kvinnor vid As-halter i µg/L samt en årlig exponeringstid på 14 dagar i 70 år.

As µg/l	ADD män	CR män	Cancerklass män	HQ män	Riskklass HQ män	ADD Kvinnor	CR kvinnor	Cancerklass Kvinnor	HQ Kvinnor	Riskklass HQ Kvinnor
0,1	1,10E-07	1,65E-07	1	3,67E-04	1	1,60E-07	2,40E-07	1	5,33E-04	1
1	1,10E-06	1,65E-06	2	3,67E-03	1	1,60E-06	2,40E-06	2	5,33E-03	1
10	1,21E-05	1,82E-05	3	4,03E-02	1	1,76E-05	2,64E-05	3	5,87E-02	1
100	1,10E-04	1,65E-04	4	3,67E-01	1	1,60E-04	2,40E-04	4	5,33E-01	1
457*	5,03E-04	7,54E-04	4	1,68E+00	1	7,31E-04	1,10E-03	5	2,44E+00	1
1100	1,21E-03	1,82E-03	5	4,03E+00	1	1,76E-03	2,64E-03	5	5,87E+00	2

* Medelvärdet för området i Ragunda kommun

Beräkningar av ADD, CR och HQ enligt US EPA:s riskbedömningsmodell för AS-intag via dricksvatten (19)

ADD = genomsnittlig daglig dos i µg/kg kroppsvikt och dag (average daily dose (ADD) in µg/kg and day)

CR = Cancerrisk; ADD x CSF, Cancerklass enligt Tabell 1

HQ = ADD/RfD; risk för andra hälsorisker (Hazard Quotient, non-carcinogenic risk), Riskklass enligt Tabell 2