



Naturlig förekomst av arsenik i grundvattnet

– En kartläggning av problemet och dess hälsoeffekter på människan

Emilia Larsson

2012

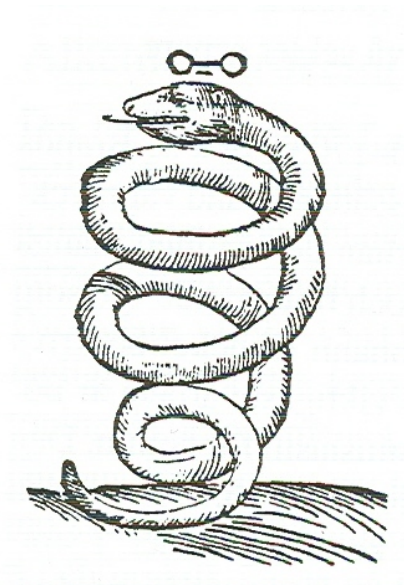
Miljövetenskap

Examensarbete för kandidatexamen 15 hp

Lunds universitet

Naturlig förekomst av arsenik i grundvattnet

- En kartläggning av problemet och dess hälsoeffekter på människan



Emilia Larsson

Kandidatexamensarbete i miljövetenskap

2012-06-03

Handledare Leif Johansson
Berggrundsgeologi
Geologiska institutionen
Lunds universitet

Emilia Larsson

Abstract

Arsenic is an element and has a natural part in the earth with a content of 1,5-2,0 mg/kg in the earth crust. Arsenic occurs naturally in the bedrock and the Swedish bedrock contains anything from 1,0-40 mg/kg.

Arsenic is more poisonous in its inorganic form than in its organic. The two most common types of inorganic arsenic are arsenite and arsenate. Arsenite (AsIII) is the most acute poisonous because of its tendency to enter the cell through the uptake system of glycerol. When the arsenite is in the cell it blocks the thiols, which leads to the fact that the cell's metabolism is knocked out. Arsenate (AsV) is also a very poisonous type, and it harms the cell by entering it through the uptake system of phosphate where it prevents the phosphate from hydrolysing energy (ATP). As a consequence the cell dies from lack of energy.

Due to the natural presence of arsenic in the Swedish bedrock, the Swedish groundwater is contaminated. The municipal drinking water is well under the limit of 10 µg/l water. This because of the Swedish food law (2006:804) which states that drinking water should be as controlled and protected as the food is. However, private wells and water sources that are not connected to the municipal water supplies are not included in the law and are therefore unprotected. There is nothing that guarantees the quality of that water, only the general recommendations from the Department of Health in Sweden.

The health effects of arsenic are several forms of cancer, for example in the bladder, the lungs and in the skin. When being long-term exposed to arsenic containing drinking water it is common to develop skin deceases. One of them is pigmentation and thickening of the skin, which often develops into skin cancer.

Bengals, an area that include Bangladesh and the Indian region of the West Bengal, suffer from arsenic poisoned drinking water. Wells have been drilled through sediments which contains arsenic and the consequence is that every year more than 200 000 persons die in that region from cancer caused by arsenic drinking water. Research is being made in order to find a way to help the injured people and to help them get healthy drinking water.

There are different ways to purify the water from arsenic. One of them is the ion exchange technique where the ion exchangers attract the arsenic ions and releases other harmless ions. Another technique is adsorption filter which adsorbs the arsenic ions through the surface complexation or through electrostatic forces. Both of the techniques purify water from arsenic up to at least 98 % according to a rapport from the Department of Health in Sweden.

Advisor **Leif Johansson**

Department of Geology, Lund University

Innehållsförteckning

Abstract.....	2
1. Inledning och syfte.....	4
2. Metod.....	5
3. Resultat	5
3.1 Vad är arsenik?.....	5
3.1.1 Förekomst.....	6
3.1.2 Egenskaper, positiva och negativa	7
3.1.3 Användningsområden industriellt	7
3.1.4 Arsenik i luft.....	9
3.1.5 Arsenik i marken.....	9
3.1.6 Arsenik i sjöar och vattendrag	10
3.1.6.1. Arsenik i fisk och skaldjur	11
3.2 Vad är grundvatten?.....	11
3.2.1 Miljökvalitetsmålet "Grundvatten av god kvalitet"	12
3.2.2 Förhöjda arsenikhalter i bergborrade brunnar	13
3.2.2.1 SGU:s o SSI:s undersökning om arsenik i råvatten från bergborrade brunnar	13
3.3 Lagar och råd rörande arsenik	14
3.3.1 Gränsvärden och kvalitetsriktlinjer	14
3.4 Problematiken med arsenikhaltigt dricksvatten i Bengalen, Asien.....	15
3.5 Hälsoeffekter på människan	16
3.5.1 Cancer och andra sjukdomar	17
3.5.2 Långtidsexponering jämfört med akut exponering.....	17
3.5.3 Arsenik som behandlingsmetod	18
3.6 Åtgärder mot för höga arsenikhalter i dricksvatten.....	18
3.6.1 Jonbytesteknik.....	19
3.6.2 Adsorptionsfilter.....	19
3.6.3 Luftning och plintitjord	19
4. Slutsatser.....	20
5. Diskussion.....	21
6. Referenser.....	23
6.1 Bilder	23
6.2 Böcker	23
6.3 Internetreferenser	24
6.4 Tidsskrifter, rapporter och artiklar.....	25
6.5 Lagar och författningssamlingar.....	26

1. Inledning och syfte

Det har länge varit känt att arsenik är ett gift. Malmbrytning och andra verksamheter som hanterar arsenik har medfört att arsenik har spridits och förorenat miljön.

Arsenikexponering kan ske via mat, luft, jord och vatten. Det är dock vattenexponering som medför de största hälsoriskerna. I Bangladesh dör mellan 200 000 och 270 000 människor varje år av cancer orsakat av arsenikhaltigt dricksvatten. I Sverige är arsenikhaltigt dricksvatten inte ett problem man brukar diskutera. Det beror på att kommunalt dricksvatten kontrolleras noga som en följd av livsmedelslagen och har arsenikhalter väl under gränsvärdet 10 µg/l.

Får man däremot sitt dricksvatten från egen brunn eller från lokal vattentäkt finns det inga krav på kontroll av vattenkvaliteten. Vatten från bergborrade brunnar innehåller dessutom oftare förhöjda halter av arsenik. Det beror på att arsenik kontaminerar dricksvattnet när en brunn borrar i akvifärer i arsenikförorenad jord och berggrund. Arsenik finns ofta i sulfidmalmer, vilket finns i exempelvis Skelleftefältet, och i skiffrar, vilket finns i södra Skåne. Har man otur att ha en bergborrade brunn i ett sådant område och inte besitter kunskapen att man själv är ansvarig för vattenkvaliteten kan det leda till allvarliga konsekvenser i form av arsenikförgiftning.

Vatten är vårt viktigaste livsmedel. Det är av största vikt att kvaliteten upprätthålls och kontrolleras och att folk som lever i områden med utsatt vatten informeras om detta och får hjälp att göra någonting åt situationen. Det gäller inte minst för invånarna i Bengalen. På grund av att arsenik via vatten leder till de största hälsoeffekterna för människan kommer denna text att vara inriktad på arsenikexponering till följd av arsenikhaltigt dricksvatten.

Syftet med arbetet är att, med fokus på naturlig förekomst av arsenik i berggrunden, undersöka problematiken med arsenikhaltigt dricksvatten. Arbetet kommer i huvudsak att göras utifrån ett naturvetenskapligt perspektiv, där bland annat biologiska och tekniska aspekter rörande ämnet kommer att hanteras. Även rättsliga och sociala sidor kommer att behandlas för att ge en än bredare bild av problemet. Frågeställningen är därför:

- I vilken utsträckning förorenar naturligt förekommande arsenik i berggrunden dricksvattnet i Sverige och vilken påverkan har det på människan?

För att öka förståelsen kring frågeställningen kommer arsenik som grundämne att belysas samt dess hälsoeffekter på mikrobiell nivå att behandlas. Av samma anledning redogörs också för lagar och regler som finns rörande ämnet samt för åtgärder vid för höga halter arsenik i dricksvatten. Grundvatten och grundvattenrelaterade frågor kommer att presenteras. För att kunna relatera till hur stort problemet i Sverige är kommer även problematiken med arsenikhaltigt dricksvatten i Bengalen, Asien att belysas. För att underlätta att besvara huvudsyftet kommer alltså följande frågor även att behandlas:

- Vad är arsenik, egenskaper och förekomst?
- Var i Sverige finns det förhöjda arsenikhalter och varför?
- Vad är grundvatten och hur känsligt är det?
- Vad finns det för lagar och råd rörande arsenik?
- Hur stort är problemet med arsenikhaltigt vatten i Bengalen och varför?

- Hur påverkar arsenik människan och vad leder det till för hälsoeffekter?
- Vilka effektiva reningsmetoder finns det för att avlägsna arsenik från vatten?

2. Metod

Den här rapporten är en litteraturstudie och består i en sammanställning av tillförlitliga och tydliga källor. Böcker, internetreferenser, rapporter, forskningsrapporter och kartor har använts för att ge en så bred och korrekt bild av frågan som möjligt. ”Medicinsk geologi” av Olle Selinus (red., 2012) har utgjort basen i rapporten. Selinus anses vara en expert inom ämnet medicinsk geologi och är den som myntade begreppet internationellt. Boken ”Medicinsk geologi” bedöms därför vara mycket tillförlitlig och är, förutom Selinus, skriven av andra experter inom området. I behandlingen av ämnet har jag utgått från uppgifter som finns inom facklitteraturen, främst från böckerna ”Chemical Principles – the Quest for Insight” av Atkins och Jones (2008), ”Miljöskyddsteknik” av Persson (red., 2005) samt ”Geobiosfären en introduktion” av Andréasson (red., 2006).

De styrande reglerna för dricksvatten tar sin utgångspunkt i vad Livsmedelslagen stadgar i ämnet, och som återfinns i Socialstyrelsens och Livsmedelsverkets författningssamlingar. Sveriges geologiska undersökningens hemsida, som är en mycket informativ myndighetswebbsida med hög tillförlitlighet, har också använts. Socialstyrelsens sammanställning om ”Dricksvattenrening med avseende på arsenik” (2006) utgör också en grund för arbetet och ger en bred bild över problemet. Utöver dessa referenser har även andra böcker och hemsidor rörande ämnet använts i de fall tillförlitligheten bedömts vara mycket hög.

3. Resultat

3.1 Vad är arsenik?

Arsenik är ett grundämne med atomnummer 33 (Enghag (2000), s. 401) och är en halvmetall, vilket innebär att ämnet är ett mellanting av ren metall och ickemetall (SGU, 2012b). Några av de viktigaste arsenikmineralerna är arsenikkis (FeAs), realgar som är röd (AsS) och auripigment som är gul (As₂S₃). Metallisk arsenik har en bra ledningsförmåga och är stabil och bildas genom att man kondenserar arsenikgas på heta ytor. Om arsenikgas kyls hastigt tillsammans med flytande luft bildas auripigment. (Enghag (2000), s. 401). Det kända lönnmördargiftet, som effektivt använts till mord genom tiden, är den vita oxiden As₂O₃ (Enghag (2000), s. 412).

Arsenik var välkänt för människan redan under antiken men man tror att en man vid namn Albertus Magnus upptäckte arsenik som separat ämne på 1200-talet (Enghag (2000), s. 401). Under antiken noterades den ökande dödligheten bland dem som handskades i gruvor med arsenikfyndigheter. Arsenikens giftighet varierar kraftigt beroende på i vilken form arseniken är i samt om den är organisk eller oorganisk (Selinus (2010a), s. 331). Arseniken blev ett populärt ämne att undersöka bland alkemister under antiken. Dess giftighet blev snabbt känd och det fick därför symbolen med en giftorm som var dödligt farlig att hantera (se bild på framsida) (Enghag (2000), s. 402-403).

Arsenik skiljer sig från de flesta andra metaller genom att dess vanligaste form är som negativt laddad jon. Tendensen för arseniken att lösas upp påverkas därför av

oxidationsförhållandena. En annan skillnad mellan arsenik och tungmetaller är att arsenik får ökad löslighet med ökat pH-värde vilket är den motsatta effekten som gäller för tungmetaller (Selinus (2012a), s. 353).

3.1.1 Förekomst

Det kommer alltid att finnas spår av arsenik i grundvatten därför att arsenik finns i mer eller mindre grad i all berggrund och i alla jordarter (Selinus (2010a), s. 342-343). I jordskorpan är medelhalten för arsenik 1,5-2,0 mg/kg (Enghag (2000), s. 401) och i berggrunden ligger arsenikhalten på allt mellan 1,0-40 mg/kg. Malmfyndigheter av till exempel guld, koppar och bly kan innehålla upp till tre procent arsenik vilket gör att det ofta blir en indirekt arsenikbrytning vid gruvverksamhet (Selinus (2010a), s. 331-332). Då får man arsenik som oxiden As_2O_3 och reducerar man det med träkol erhålls metallisk arsenik. Ur handelssynpunkt är dock oxiden den viktigaste varan (Enghag (2000), s. 413).

Arsenik finns i stor mängd i svartskiffrar och sulfidmalmer medan ämnet förekommer som spårelement i basiska bergarter, graniter och magmatiska bergarter (Selinus (2010a), s. 331-332). Det kan också finnas förhöjda halter i glimmergnejs och gråvackor (Socialstyrelsens miljöhälsorapport 2009). Gråvackor är en sedimentär bergart som ofta består av lager av sand och lera (Naturhistoriska riksmuseet, 2012). I sulfidmalmer kan arsenikhalten uppnå flera procent, vilket är fallen i Skelleftefältet och Bergslagen. Boliden, som är belägen i Skelleftefältet, är en av världens största arsenikfyndigheter och har försett världen med all arsenik den behövt i flera årtionden. Självklart är själva brytningen av arsenikhaltiga malmer en stor miljörisk och trots försiktighet sprids arsenik ut i miljön (Selinus (2012a), 331-332). 1995 kom sju procent av den totala arsenikmängden i luften samt åtta procent av det totala arsenikutsläppet i vatten från bergsbruk och täktverksamhet (NVV:s och SCI:s Naturmiljön i siffror 2000, s. 70).

Även om arseniknivåerna i de flesta fall är mycket låga så speglar förhöjda halter i berg eller jord ofta förhöjda halter i grundvattnet. I regel kan man säga att arsenikhalten i grundvatten är låg därför att arsenik i de flesta fall är bundet till andra partiklar, såsom metallhydroxider, lermineral eller annat organiskt material. Vid starkt reducerande förhållanden och vid högt pH då adsorptionen är som sämst till metallhydroxider är arsenik som lösligast. Anledningen till att arsenik inte adsorberas vid höga pH-värden är på grund av att arsenik i reducerande förhållanden är anjonen arsenit och under oxiderande förhållanden är arsenat (Selinus (2012a), s. 342-343).

De delar av berggrunden som har så höga halter av en eller flera metaller att det blir ekonomiskt lönsamt att utvinna kallas malmfyndigheter. Koncentrationen av metallen är då väsentligt högre i malmen än dess halt i jordskorpan. En förhöjd metallhalt i berggrunden leder ofta till en förhöjd halt av ämnet i omkringliggande växter, jordar och vatten. Mineralbrytning är ett stort ingrepp i miljön och förstärker den naturliga anrikningen av en metall, vilket leder till att miljön kan skadas ännu mer, genom förorening i mark och vatten (Selinus (2012b), s. 60). Trots sulfidens svåröslighet i vatten är den ett mycket stort hot mot miljön. Detta därför att syre gör så att sulfiden oxideras till sulfater, som är mer lösliga (Selinus (2012b), s. 63). Sulfidmalmsgruvor har som industriell verksamhet blivit klassade som en riskklass 1-verksamhet, mycket stor risk, i branschkartläggningen av Naturvårdsverket och länsstyrelserna (NVV:s och SCI:s Naturmiljön i siffror 2000, s. 81).

3.1.2 Egenskaper, positiva och negativa

Det är omdiskuterat huruvida arsenik är ett essentiellt ämne eller inte, men nya studier visar på att människan behöver en liten mängd arsenik vid proteinsyntesen. Det uppskattas att människans mängdbehov arsenik då ungefär uppgår till 12-25 µg per dag. Man behöver dock aldrig oro sig för arsenikbrist eftersom människans behov mer än nog tillgodoses via mat och dricksvatten (Selinus (2012a), s. 349). Fenomenet att ett gift kan vara bra för hälsan i en liten mängd kallas för hormesis (Miller (2007), s. S67). Om man mot förmodan skulle få i sig för lite arsenik leder det till dålig fertilitet och tillväxt samt ökad risk för fosterdödlighet (Enghag (2000), s. 414).

Risken är snarare att utsättas för förhöjda halter av arsenik vilket enbart är giftigt för djur, människan och växter. Arsenik kan förflytta sig i näringskedjan, vilket gör att det anrikas hos både människan och växter. Viktigt att notera är dock att arsenik inte ackumuleras i näringskedjan utan enbart förflyttar sig i den. Arsenik är biogeokemiskt likt fosfor och beter sig därför likt fosfor i marken. Arsenik binds till bland annat järnhydroxider, leror annat organiskt material, vilket gör att ämnet inte rör sig så mycket i marken trots dess löslighet. En anrikning av arsenik sker istället i sediment och leror. Vid oxidationsförhållanden är arsenat (AsO_4^{3-}) den vanligaste arsenikformen och vid reduktionsförhållanden är arsenit (AsO_3^{3-}) en av de vanligaste. Arsenikformerna bestäms till stor del av pH-nivån i marken samt oxidationsförhållandena. Jämfört med järnreduktion så sker arsenikreduktion från As(V) till As(III) vid mer reducerande omständigheter och jämfört med sulfatreduktion vid mindre (Selinus (2012a), s. 334-335).

3.1.3 Användningsområden industriellt

Det är lagligt att använda arsenik i produkter om ämnet binds så hårt att skaderisken knappt finns samt om det innesluts i ett medium, till exempel i glas för bildskärmar. Arsenik används bland annat i kopieringsmaskiner, läkemedel och i legeringar med koppar och bly i exempelvis solceller. Vid tillverkning av dessa produkter använder man ofta arsenik i form av den giftiga gasen arsin (AsH_3) (Enghag (2000), s. 413). Arsin är en färglös, giftig och explosiv gas som luktar vitlök (Aga: Säkerhetsdatablad arsin (2006)). Utöver läkemedelsindustrin är även träimpregneringsindustrin och metallsmältverk skyldiga till varför det finns områden med höga arsenikföroreningshalter (Selinus (2012a), s. 353). Industrianvändning av arsenik i grundtillståndet sker främst då arsenik, i form av legeringar, fungerar som elektroder i uppladdningsbara batterier (Atkins och Jones (2008), s. 625).

En restprodukt från svavelsyratillverkning är kisaska vilken ofta innehåller tungmetaller och arsenik. På grund av att kisaskan har använts som fyllnadsmaterial på många håll kan därför också arsenik dyka upp på oväntade ställen (Selinus (2012a), s. 353).

På grund av de strängare krav som successivt införts har arsenikhalterna i kemiska produkter minskat markant (se bild 2).

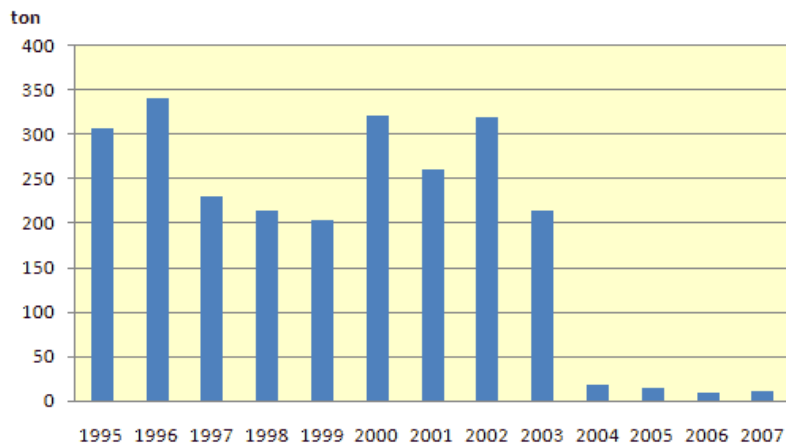


Bild 2. Arsenik och arsenikföreningar i kemiska produkter, 1995-2007 (Kemikalieinspektionen, 2011).

Man kan se den största förändringen mellan 2003 och 2004 då arsenikanvändningen minskade från över 200 ton per år till mindre än 20 ton per år. Det är främst på grund av att träimpregneringsindustrin har börjat med arsenikfria alternativ istället. Utbredningen av arsenik i träimpregnering före 2003 blir väldigt tydlig när man ser statistik för branscher som använder arsenik och arsenikföreningar (se bild 3).

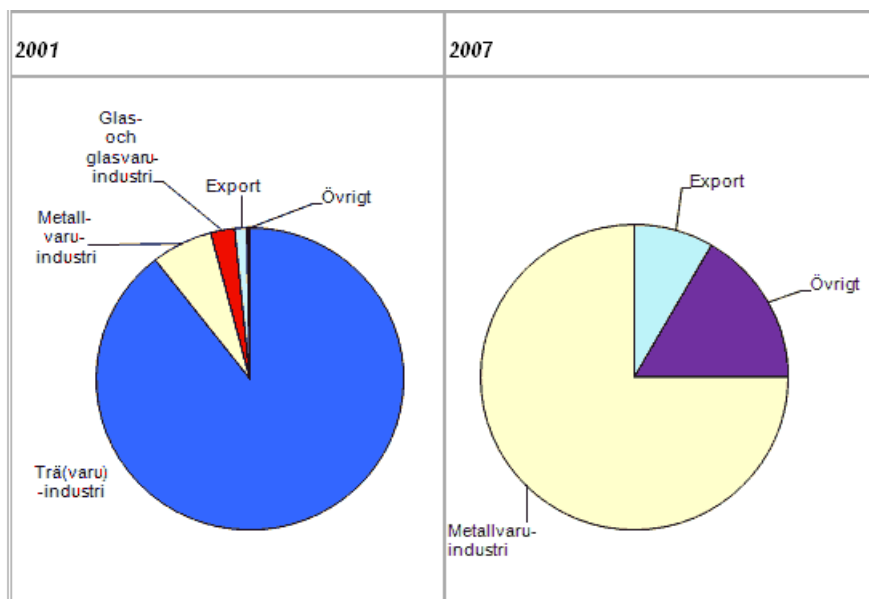


Bild 3. Branschfördelning på arsenikanvändning (Kemikalieinspektionen, 2011).

Där visas fördelningen i sektorer år 2001 och 2007. Träimpregneringsindustrin stod för cirka 80 % av arsenikanvändningen i produkter 2001. År 2007 var det metallvaruindustrin som svarade för 75 % av arsenikhaltiga produkter. De två diagrammen visar inte faktiska mängder utan endast fördelning inom branscherna. Metallvaruindustrin var knappt 10 % 2001 och har inte ökat till 2007, vilket tyder på att arsenikanvändningen minskat rejält. (Kemikalieinspektionen, 2011).

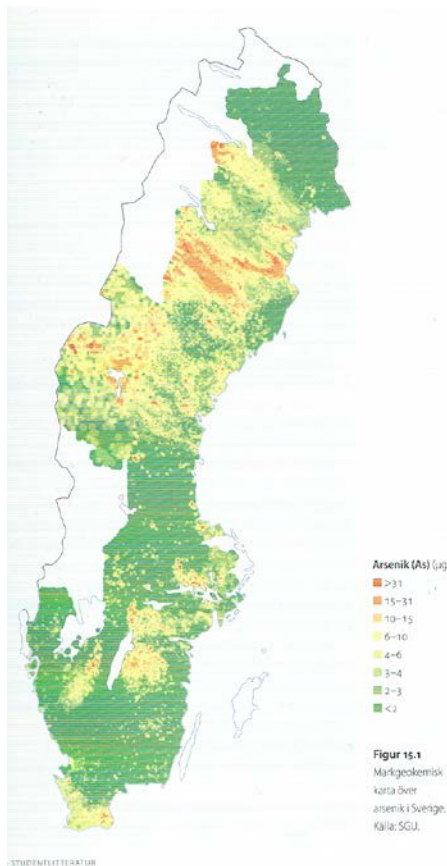
3.1.4 Arsenik i luft

Arsenikhalten i luft är för det mesta obetydligt låg och påverkar därför knappast människans hälsa. I vissa fall omvandlas oorganisk arsenik till organisk vilket också bidrar till att människan inte blir särskilt påverkad (Selinus (2012a), s. 334). För den som däremot i sitt yrke kommer i kontakt med arsenik är luftburen exponering vanligast, och då i form av oorganisk arsenik. Det kan leda till cancer i hud och slemhinnor. Det är också vanligt att de som långvarigt utsätts för luftburen arsenik får eksem som sedan kan utvecklas till pigmentsförändringar och på sikt även hudcancer (Arbets- och miljömedicin Uppsala, 2012).

På grund av EG-direktiv (2004:107) skulle före 2007 gränsvärden i luft för bland annat arsenik integreras i den svenska lagstiftningen. Naturvårdsverket fick således i uppgift av regeringen att bestämma miljö kvalitetsnormer för de berörda ämnena, varav arsenik var ett. EG-direktivets föreslagna gränsvärde för arsenik i luft var 6 ng/m^3 vilket även naturvårdsverket satt som miljö kvalitetsnormens mål.

3.1.5 Arsenik i marken

Trots att det kan finnas stora mängder arsenik i marken märks det i många fall inte därför att arsenik är bundet till andra partiklar. Det är en mycket stark adsorption av arsenik till

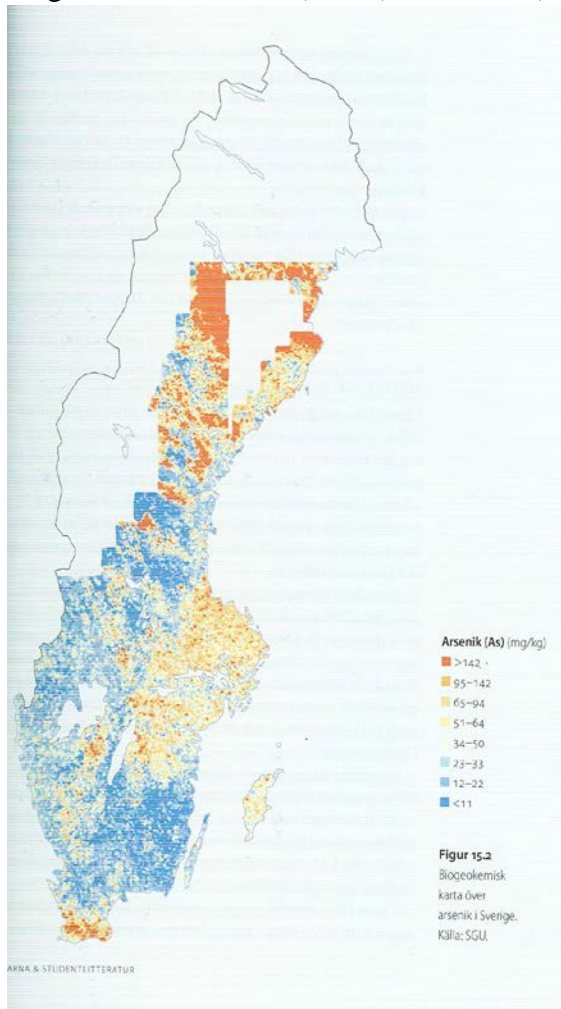


metallhydroxider, till exempel järn, aluminium och mangan. En sådan adsorption sker då pH är mellan surt och neutralt samt vid oxiderande förhållanden. Skulle dock pH-värdet stiga till basiskt under fortsatta oxiderande förhållanden så ökar arsenikens löslighet markant eftersom adsorptionen till metallhydroxiderna då minskar. Trots problematiken kring arsenik vid oxiderande förhållanden är problemen än större vid reducerande. Det beror på att As(V) , arsenat, då reduceras till den giftigare formen As(III) , arsenit, vilket innebär att jonernas karaktär kring adsorption ändras. Det i sin tur medför att det blir lättare för jonerna att frigöra sig från partiklarna varvid de då blir fria att förorena vatten. En annan aspekt på varför höga arsenikhalter kan finnas i vatten vid reducerande förhållanden är hur partiklarna som arsenik binder till beter sig. Ett exempel på det är järnhydroxider som vid reducerande förhållanden kan frigöras då Fe(III) reduceras till Fe(II) . Arsenik frigörs då samtidigt som järnhydroxiderna frisläpps (Selinus (2012a), s. 335).

Bild 4. Markgeokemisk karta över arsenik i Sverige (SGU: Kartgenerator, 2012)

På SGU:s (2012) markgeokemiska karta (se bild 4) kan man konstatera att där det förekommer sulfidmalmer är det oftast förhöjda halter arsenik, bland annat i Skelleftefältet. Undantag finns, till exempel vid den norra östkusten där arsenik finns i metasedimenten. I inlandet i Norrland finns det små områden med förhöjda arsenikhalter, vilket kan bero på att det finns sulfidförande bergarter och vulkaniter där. Man kan också hitta förhöjda arsenikhalter i de sedimentära bergarterna i fjällkedjan. I Skåne, Jämtland och centrala Götaland ligger svart- och alunskiffer bakom de förhöjda halterna. Det man kan utläsa från kartan är också den starkt varierande bakgrundshalten av arsenik i Sverige.

Man kan se tydliga samband mellan den markgeokemiska kartan (bild 4) och den biogeokemiska kartan (bild 5) från SGU (2012). Den biogeokemiska kartan visar också



förhöjda arsenikhalter på de platser som har en sulfidrik berggrund. Skåne har förhöjda halter vilket även inre Norrland har. Jämför man kartorna ser man att markgeokemin spelar en stor roll på arsenikhalterna biogeokemiskt, i till exempel mossor och rötter (Selinus (2012a), s. 340).

3.1.6 Arsenik i sjöar och vattendrag

1165 sjöar och vattendrag, som ingick i Riskinventeringen 1995, är underlaget för institutionen för miljöanalys (SLU, 2012a) kartläggning av metallhalter i sjöar och vattendrag. Arsenik i sjöar och vattendrag har då analyserats och visar i regel högre halter i de sydvästra delarna i Sverige samt i Skelleftefältet (se bild 6). Även här ser man hur förhöjda arsenikhalter i berggrunden påverkar närliggande omgivning, och ett exempel på det är att sjöarna och vattendragen kring Skelleftefältet också har förhöjda arsenikhalter. Även Skåne, som har höga halter arsenik i alunskiffret, har ökade halter i vattendragen och sjöarna.

Bild 5. Biogeokemisk karta över arsenik i Sverige (SGU: Kartgenerator, 2012)

Sjöar och vattendrag kan ha förhöjda halter arsenik till följd av närliggande sediment och berggrund med förhöjda arsenikhalter. Vattenområden nära antropogena områden kan också ha kraftigt förhöjda arsenikhalter. Då sker arseniktransporten främst via ytavrinning och via atmosfäriskt nedfall. Arsenit är den vanligaste formen av arsenik i vatten vid reducerande förhållanden, alltså till exempel i sediment och i annat syrefattigt vatten. Arsenik kan även finnas i oxiderande miljöer men då sker en reaktion som oxiderar arseniten till arsenat. Organiskt arsenik kan finnas både i vatten- och fettlösliga former. Oorganisk arsenik

omvandlas ofta till organisk arsenik i den marina miljön och därför kan vattenlevande organismer ha upp till tio gånger högre arsenikhalter än landlevande. Växtplankton och makroalger tar i hög grad upp arsenat, vilket får som konsekvens att fotosyntes och metabolism störs. Efter upptagningen omvandlas en del av arsenaten till metylerad arsenik vilken kan släppas ut i vattnet igen (SLU, 2012b).

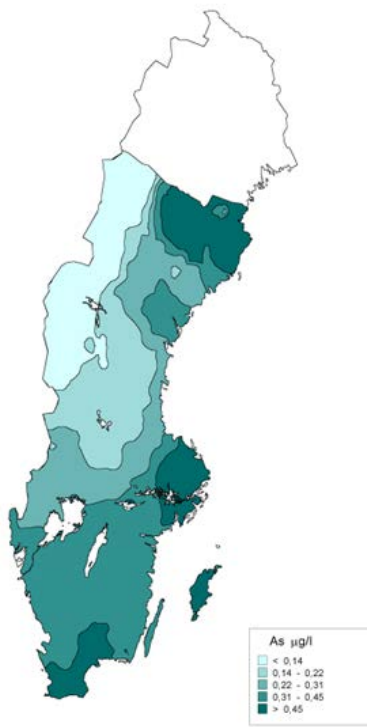


Bild 6. Arsenik i sjöar och vattendrag (SLU, 2012a)

3.1.6.1 Arsenik i fisk och skaldjur

Arsenaten kan också omvandlas till arseniksocker som är en komplex och organisk molekyl. Vidare steg i reaktionen medför att arseniksockret omvandlas till bland annat arsenobetain och arsenokoloin. Det är dessa former som man funnit i förhöjda halter hos fisk och skaldjur på grund av att det är där organisk arsenik oftast ackumuleras. Anledningen till att det inte anses så farligt är att dessa arsenikformer är relativt ofarliga och kan dessutom till stor del utsöndras via människans urin efter konsumtion (Selinus (2012a), s. 338-399). Det beräknas att man i Europa ungefär får i sig 1 µg/dag per kg kroppsvikt arsenik via föda. Det är nästan uteslutande från fisk och skaldjur man får i sig dessa halter (NVV: 2008).

3.2 Vad är grundvatten?

Vår kropp behöver vatten för att fungera som den ska. Hur mycket vi behöver beror på bland annat vikt, klimat och motion. I regel kan man säga att vi behöver några liter om dagen. Den genomsnittliga vattenkonsumtionen i Sverige idag ligger på 310 liter per person och dygn. Oavsett om det är till diskning, duschning, toalettspolning eller att dricka så håller vattnet i Sverige samma höga kvalitet. Hälften av Sveriges vattenanvändning kommer från grundvatten. Det kan vara antingen naturligt grundvatten eller konstgjort. Den andra halvan kommer från ytvatten (Selinus (2012a), s. 280-282). Ytvatten kommer från sjöar och vattendrag medan grundvatten pumpas upp ur marken (Thougaard et. Al. (2007), s. 309). Den europeiska nivån ligger på cirka 65 % vattenanvändning från grundvatten. Förutom i Skåne har Sverige inte så stora sammanhängande akviferer vilket gör att förekomsten av grundvatten är mindre än i resten av Europa. Dricksvatten som kommer från grundvatten har flera fördelar jämfört med ytvatten. Några av dem är att det är låg förekomst av bakterier, svampar och andra organiska ämnen samt att grundvattnet ofta håller en låg konstant temperatur. Det finns ungefär 800 000 grundvattenbrunnar i Sverige, som används till dricksvattenförsörjning både till permanent- och fritidsboende. Vanliga problem med dem är till exempel förhöjda salt- och bakteriehalter (Rosborg (2012), s. 280-282).

Grundvatten finns dels i jordlagren och dels i berggrunden och bildas genom infiltration. Marken, som besitter vatten, brukar delas upp i två olika zoner: den omättade övre markvattenzonen och den mättade nedre grundvattenzonen. I den övre zonen är porerna inte helt fyllda vilket medför att vattnet rör sig främst vertikalt. I den nedre grundvattenzonen däremot, rör sig vattnet mer horisontellt med anpassning efter den lokala topografin. Övergången mellan markvattenzonen och grundvattenzonen kallas för grundvattenytan och den är alltid lika djup som vattennivån i en närliggande brunn kommer att vara (Andréasson (2006), s. 50).

I jordlagren finns grundvattnet i porerna mellan kornen, men bara under grundvattennivån. Ju finkornigare material det är desto sämre genomsläpplighet (SGU, 2012a). Grovkornigare material, som till exempel grus, kan ha så stora porer att människan kan se dem och eftersom genomsläppligheten blir hög blir även magasineringen av grundvattnet stor (Andréasson (2006), s. 48). Eftersom morän är den vanligaste jordarten i Sverige, och på grund av dess variationer i material, så varierar därför vattentillgången i svenska jordlager (SGU, 2012a).

Sveriges urberggrund består främst av granit och gnejs. Beroende på mängden sprickor i berget finns det större eller mindre vattenreservoarer. Grundvatten kan även finnas i sedimentär berggrund, som till exempel sandsten eller skiffer. Det finns ofta en större tillgång av grundvatten i den sedimentära berggrunden än i urberggrunden. Det beror på hög porositet, särskilt i sandstenen, vilket medför en mycket god vattenföring (SGU, 2012a).

Grundvattenkvaliteten skiljer sig mellan jordlagren och berggrunden genom att kvaliteten ofta är högre i berggrunden. Det beror på att grundvattnet i berggrunden finns längre ner, vilket medför att vattnet då en längre tid har filtrerats och renats från föroreningar och surhet än det ytligare vattnet i jordlagren gjort (SGU, 2012a). Ur ett globalt perspektiv vet man inte mycket om föroreningar i grundvattnet. Kostanden är mycket stor, både för utredning kring föroreningarna och deras utbredning samt för saneringen (Miller (2007), s. 503).

3.2.1 Miljökvalitetsmålet ”grundvatten av god kvalitet”

Sveriges riksdag tog i början på 2000-talet beslut om att ett miljökvalitetssystem skulle integreras i Sverige. Det gjordes för att underlätta och tydliggöra miljöarbetet i Sverige. År 2010 uppdaterades miljökvalitetssystemet till att de 16 miljökvalitetsmålen ska innefatta generationsmål, etappmål och målet som respektive miljökvalitetsmål ska leda till. Vilken myndighet som är ansvarig varierar beroende på vilket kvalitetsmål det handlar om (Regeringen, 2012). Miljökvalitetsmålet som är relevant kring problematiken till förhöjda arsenikhalter i grundvattnet är ”grundvatten av god kvalitet”. Enligt riksdagens definition av miljömålet ska grundvattnet ”ge en säker och hållbar dricksvattenförsörjning samt bidra till en god livsmiljö för växter och djur i sjöar och vattendrag”.

SGU är den ansvariga myndigheten för ”grundvatten av god kvalitet”. Att enbart anlita certifierade brunnborrare är ett sätt, varför SGU har med den aspekten vid kontrollen av miljömålet. Det borras nämligen över 30 000 brunnar i Sverige per år och på grund av miljörisken med kontaminering av grundvattnet i samband med borrhningen är det av största vikt att den utförs på ett korrekt sätt. En felaktigt utförd brunnborrning kan både ge låg dricksvattenkvalitet samt skada grundvattnet. SGU och organisationerna Avanti och Geotec

har gemensamt skrivit kraven för certifierade brunnborrare och certifieringen kan endast fås av certifieringsföretaget SP SITAC (Miljömål, 2011a).

En annan underrubrik till miljökvalitetsmålet ”grundvatten av god kvalitet” är vattenskyddsområden. Det är områden som inrättas för att förebygga att föroreningar sprids till vattnet. Inom dessa områden finns det krav och bestämmelser för verksamheter som riskerar att förorena vattnet (Länsstyrelsen i Stockholms län, 2012). Det leder således till ett ökat skydd för dricksvattnet och borde därför införas på samtliga svenska allmänna och större dricksvattentäkter. Det är dock viktigt att komma ihåg att vattenskyddsområden främst är effektiva på befintliga verksamheter medan akuta föroreningar inte förebyggs. I och med att ett område kan bli ett vattenskyddsområde kan inte heller farliga verksamheter, som till exempel gruvor, anläggas där (Miljömål, 2011b).

3.2.2 Förhöjda arsenikhalter i bergsborrade brunnar

Det är relativt vanligt med bergsborrade brunnar i Sverige och idén bakom brunnstypen är att man använder själva berggrunden som vattenmagasin. Ju större akvifer man har desto mer vatten får man. En bergsborrade brunn går ner minst två meter i berggrunden och innebär i de flesta fall ett bättre vattenskydd än man får av de flesta grävda brunnarna (SGU, 2010a). Det vanligaste är att halten arsenik i bergsborrade brunnar understiger gränsvärdet på 10 µg/l med marginal (Selinus och Lax, 2005).

28 000 personer beräknas konsumera dricksvatten från brunnar med vatten som har en arsenikhalt över gränsvärdet. En anledning till att bergsborrade brunnar ofta har högre arsenikhalter än grävda brunnar är att arseniken blir mer rörlig i bergsborrade brunnar på grund av syret och har ett högre pH-värde (Socialstyrelsen, 2009). En annan anledning till förhöjda halter av arsenik i bergsborrade brunnar är att ämnen lakas ut naturligt från berggrunden och därmed höjs halterna i grundvattnet som kommer att hamna i bergsbrunnen och bli dricksvatten (Socialstyrelsen, 2012). Arseniken, som initialt satt fast i berggrunden, kan även blandas med vattnet i samband med borrningen (Miller (2007), s. 503). De som får sitt dricksvatten från enskild brunn får räkna med att geologin kring brunnen kan ha en väsentlig effekt på koncentrationen av vissa mineralämnen (Bruce (2012), s. 154).

3.2.2.1 SGU:s och SSI:s undersökning om arsenik i råvatten från bergsborrade brunnar

1,2 miljoner svenskar använder dricksvatten från egen brunn. Åren 2002-2008 pågick ett samarbete mellan Sveriges geologiska undersökning och Statens strålskyddsinstitut där 658 bergsborrade brunnar i Sverige skulle kontrolleras med avseende på radioaktivitet och metallhalter i vattnet. Man provtog mer frekvent brunnar i områden med i berggrunden förhöjda halter av arsenik och uran. Slutsatsen av undersökningen, med avseende på arsenik, är att den absoluta majoriteten av brunnarna låg väl under gränsvärdet på 10 µg/l (se bild 7).

Medianvärdet för arsenik i dricksvatten blev 0,25 µg/l (SSI Rapport 2008:15). 510 stycken brunnar hade en arsenikhalt på mindre än 1 µg/l och 104 brunnar hade ett värde på 1-5 µg/l. Arsenikhalter mellan 10 och 50 µg/l fanns bara i 21 stycken brunnar vilka var belägna i Västerbottens län, Västernorrlands län, Gävleborgs län, Uppsala län, Västmanlands län och

Skåne län. Sex stycken brunnar hade en arsenikhalt i vattnet på 50-260 µg/l vilka låg i Södermanlands län, Västernorrlands län, Västerbottens län och Norrbottens län. Som tidigare nämnts kan man se ett klart samband mellan naturligt höga arsenikhalter i berggrund och

jordar och höga halter i grundvattnet där. Det är en förklaring till varför det finns förhöjda halter i Bergslagen (Södermanlands län och Västmanlands län) samt i Skelleftefältet (Västerbottens län). De förhöjda halterna i brunnarna i Norrland utanför Skelleftefältet har en sedimentär berggrund med mycket skiffrar, gnejsar och gråvackor. De förhöjda halterna i Skåne tros bero på alunskiffret som förekommer i den skånska berggrunden (SGU, 2012a).

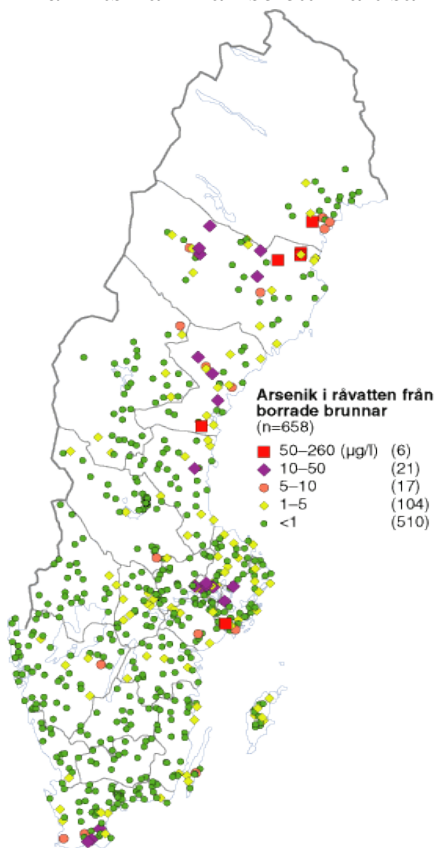


Bild 7. Karta över arsenik i råvatten från borrade brunnar enligt SGU:s och SSI:s undersökning 2002-2006 (SSI Rapport 2008:15)

3.3 Lager och råd rörande arsenik

Enligt livsmedelslagen (2006:804) 1:3 är dricksvatten ett livsmedel och all lagstiftning rörande livsmedelssäkerhet och kontroller ska då tillämpas på dricksvatten. Enligt 1:5 kompletterar livsmedelslagen EG-bestämmelser. Dock fastställer paragraf 1:4 att man inte tillämpar livsmedelslagen inom primärproduktion eller inom ”den enskildes handhavande av livsmedel för konsumtion inom privathushåll”. I 1:4 står även att regeringen eller en annan utsedd myndighet får bestämma huruvida dricksvatten för privata hushåll ska inkluderas i livsmedelslagen eller inte.

Som läget ser ut idag inkluderas inte dricksvatten för privathushåll. Det innebär således att kvalitets- och säkerhetsnivån i privata brunnar inte upprätthålls via livsmedelslagen. Istället finns Socialstyrelsens allmänna råd om försiktighetsmått vid dricksvatten (SOSFS 2003:17) att vägleda ägare till privata brunnar. Det finns alltså ingen lagstiftning om kvalitetskontroll i privata brunnar därför att Socialstyrelsens allmänna råd är just råd och ej bindande. Socialstyrelsen har också en handbok för ”Dricksvatten från enskilda brunnar och mindre vattenanläggningar” där kompletterande råd och information ges. I bilaga 1 (SOSFS 2005:20) finns gränsvärden som kan användas som underlag vid egenkontroll av brunnar. Där finns gränsvärden för bland annat mikroorganismer, metaller och olika kemiska ämnen.

3.3.1 Gränsvärden och kvalitetsriktlinjer

Det är mycket viktigt att dricksvattnet håller en hög kvalitet. Det gäller smak, lukt och innehåll. För att säkerställa dessa krav ska kontroller utföras regelbundet och jämföras med gränsvärden. Vattnet får inte innehålla mikroorganismer som leder till sjukdom och inte heller kemiska ämnen som antingen estetiskt förstör vattnet eller faktiskt gör oss sjuka, till exempel arsenik (Livsmedelsverket, 2012).

Socialstyrelsen (SOSFS 2003:17) har satt gränsvärdet för arsenik till 10 µg/l dricksvatten, där en högre halt än så anses som otjänligt vatten. Anledningen till att just 10 µg/l är satt som gränsvärde är på grund av cancerrisken. Även livsmedelsverket (LIVSFS 2001:30) anger gränsvärdet för arsenik till 10 µg/l dricksvatten. Världshälsoorganisationen (WHO) har satt gränsvärdet för högsta tillåtna oorganiska arsenikhalt per vecka (PTWI) till 15 µg/kg, vilket är ungefär samma halt för en vuxen människa som 10 µg/l är. I och med att den amerikanska vetenskapsakademien genom forskning kommit fram till att 1-3 personer av tusen drabbas av cancer om man i en livstid konsumerar dricksvatten med en arsenikhalt på 10 µg/l har gränsvärdet blivit omdiskuterat. Detta på grund av att lågrisknivån, som är ett cancerfall på tusen individer, överskrids (Socialstyrelsen, 2006).

3.4 Problematiken med arsenikhaltigt dricksvatten i Bengalen, Asien

Enligt Världshälsoorganisationen (WHO) dricker mer än 112 miljoner människor vatten med arsenikhalter som är mellan fem och hundra gånger högre än gränsvärdet på 10 µg/l dricksvatten (Miller (2007), s. 503).

Bengalen är ett geografiskt område i Asien som innefattar den västra halvan av



Bangladesh och den östligaste biten av Indien, delstaten Västbengalen, (se bild 8). I Bengalen har invånarna drabbats av förfärliga hälsoproblem till följd av arsenikhaltigt dricksvatten. Tidigare använde invånarna ytvatten till bevattning av odlingarna som ofta var förorenat av bland annat kolera. Vattenbrist var mycket vanligt, vilket gjorde att internationella biståndsorgan med start på 60-talet började borra brunnar för att öka uttaget av vatten. Borrningen pågick i tiotals år utan att vattenkvaliteten analyserades. När arsenik är upplöst i vatten har det ingen smak, lukt eller färg vilket gjorde att ingen anade oråd. Det som var menat som en hjälpinsats fick istället förödande konsekvenser (Sääsk, 2001).

Bild 8. Karta över Bengalen, Asien

Anledningen till katastrofen är de höga halterna av arsenik i sedimenten där brunnarna borrades. I och med den stora mängd vatten som pumpats upp har det lett till att arseniken i sedimenten börjat röra på sig och därför kontaminerat vattnet. Det finns olika uppgifter på hur många som påverkats att det arsenikhaltiga vattnet men breddvidden är allt mellan 200 000 och 100 miljoner människor (Sääsk, 2001).

Bakgrunden till problemet är att vattenförande lager som är mindre än 150 meter djupa består av sediment. Sedimentationen har pågått i flera tusen år och en stor del av Bangladeshs grund består av just sådana sediment. Sedimenten har avlagts i olika takt och olika nivåer beroende på hur floderna i deltat rört sig och det är därför omöjligt att säga exakt var och vid vilka djup arseniken är i högst koncentration (Sääsk, 2001). Järnhydroxider, till vilka arsenik ofta är bundet, har sedimenterats under dessa tusentals år. Reducerande förhållanden har uppstått i sedimenten på grund av dels organiskt material i sedimenten och dels de ovanliggande täta lagren som skapat en anaerob miljö. Arseniken har då reducerats från arsenat till arsenit, alltså från As(V) till As(III), varvid i samma process även järnhydroxiderna upplöses. Problematiken i Bengalen ligger alltså kring att

människan förändrat oxidationsförhållandena i marken vilket gjort att arseniken har reducerats och järnhydroxiderna har lösts upp. Således är det vare sig mänskliga arsenikutsläpp eller väldigt höga arsenikhalter i marken som ligger bakom problemen i Bengalen (Selinus (2010a), s. 350).

Man upptäckte först i början på 80-talet de kraftigt höga halterna arsenik i grundvattnet i Västbengalen. Den indiska staten vidtog direkt flera åtgärder för att komma till rätta med problemet, bland annat utsåg man en expertkommitté som skulle utreda situationen. Man identifierade geografiskt sett utbredningen av arsenikvattnet samt försökte utveckla bra behandlingsmetoder. Även Bangladesh hade vid det här laget upptäckt de utbredda problemen med arsenikförgiftningen och försökte också att bekämpa problemet. Våren 1997 sammankallades ett samråd i New Dehli med titeln "Arsenik i dricksvatten och resulterande arseniktoxicitet i Indien och Bangladesh". Tekniker och andra experter på området samlades och tillsammans gjorde man en tjugostegsplan för att hjälpa de drabbade och för att förebygga vidare problem (WHO, 2010).

Det går långsamt med att ersätta det förgiftade arsenikvattnet med rent vatten och det finns många anledningar till det. En är att arseniken har satts i rörelse genom borrningarna, vilket gjort att man inte kan vara säker på att brunnsvattnet är fritt från arsenik bara för att det en gång var det. En annan anledning är att myndigheterna i Indien och i Bangladesh måste samspela med hjälporganisationerna, vilket inte alltid har varit fallet hittills. SIDA har avbrutit hjälpinsatser med avseende på dricksvattnet i Västbengalen på grund av att Indien har genomfört atombombsprover (Sääsk, 2001).

3.5 Hälsoeffekter på människan

Alla former av arsenik är giftiga och orsakar därför hälsoproblem för människan. Arsenit och arsenat, som båda är oorganiska och enkelt uppbyggda, är de giftigaste. Arsenat har stor kemisk likhet med fosfat, som är ett viktigt näringsämne i cellen. Det medför att arsenat kan använda fosfattransportörerna för att komma in i cellen. Fosfatens uppgift i cellen är att, i form av ATP, lagra kemisk energi (Selinus (2010a), s. 346-347). En ATP-molekyl (adenosintrifosfat) består av den kvävehaltiga basen adenin som är bundet med sockret ribos. Sockret är i sin tur bundet till tre fosfatgrupper. Hydrolyseringen av ATP leder till uppkomst av fri energi, ADP (adenosindifosfat) samt en oorganisk fosfatjon (skriven pi):



Hydrolyseringen av ATP är en exogen reaktion vilket innebär att energi frisläpps (Sadava et. Al (2008), s. 124). Om arsenaten tar fosfatens plats i cellen kommer inte någon hydrolys av ATP att ske vilket kommer att medföra att cellen dör av energibrist (Selinus, (2010a), s. 347).

Anledningen till att man kan mäta arsenikhalter i hårstrån från människor är att arsenik lätt binds till svavelvätegrupper, vilka i sin tur finns i hårets proteiner. Det är därför som arsenik lagras och ansamlas i håret (Selinus (2012a), s. 331). Samma sak gäller även för naglar, och det är därför man just genom hår och naglar mäter nivåerna av oorganiskt arsenik hos människor. Man kan även göra det genom att ta prover på urin, men då är det viktigt att man skiljer metaboliterna från organiskt och oorganiskt arsenik åt. Detta på grund av den organiska arsenikens mindre giftighet och därigenom kroppens möjlighet att hantera mycket högre halter av den (Socialstyrelsen, 2009).

Arsenit är giftig så till vida att föreningen tar sig in i cellen via glycerolmolekylens upptagssystem. Glycerol är en liten alkoholmolekyl som lagrar energi och finns i bland annat i cellmembranet (Sadava et. Al. (2008), s. 55). Cellens fria tiolgrupper (-SH) som finns hos proteinerna blir blockerade av arseniten, vilket kan leda till att cellens metabolism kan slås ut. På grund av detta anses arsenit vara mer akutgiftigt än arsenat (Selinus (2010a), s. 346).

Kroppens sätt att ta hand om den giftiga, oorganiska arseniken är att metylera den. Med det innebär att en metylgrupp (-CH₃) tillsätts den oorganiska arsenikföreningen, vilket gör den organisk och därefter kan kroppen bli av med arseniken via urinen (Selinus (2012a), s. 347). Den andel som faktiskt tas upp av kroppen kallas för den biotillgängliga delen (Ljung (2012), s. 204).



Bild 9. Fötter med pigmentsförändringar

3.5.1 Cancer och andra sjukdomar

Arsenik är cancerogen och kan vid långvarig exponering leda till tumörer i bland annat njure, urinblåsa, lunga och hud. Oorganisk arsenik vid kronisk exponering kan leda till diabetes och leverskador. En första indikation på kronisk arsenikförgiftning är en förtjockning av huden, ofta på händer och fötter, samt pigmentsförändringar (se bild 9). Eftersom arsenik är så olika giftigt i olika former är latenstiden för hudcancer orsakad av arsenik på allt mellan tre och fyrtio år (Selinus (2012a), s. 346-348).

I avhandlingen ”Factors Influencing the Metabolism of Inorganic Arsenic in Humans” (Lindberg, 2007) beskrivs att det är mycket individuellt hur väl man kan hantera oorganisk arsenik. Studier har gjorts på två olika grupper geografiskt sett, en i Centraleuropa och en i Bangladesh. I avhandlingen konstateras att man utsätts för högre halter arsenikhaltigt dricksvatten i Ungern och i Bangladesh, men om man jämför de två länderna utsätts bangladeshierna för tio gånger högre arsenikhalter naturligt. Hur väl kroppen kan metylera arseniken spelar en stor roll, och har att göra med ålder, hälsa, om individen röker och kostvanor. Avhandlingen indikerar även att män har lättare att metylera arsenik än kvinnor.

3.5.2 Långtidsexponering jämfört med akut förgiftning

Akut arsenikförgiftning visar sig i kraftiga diarréer och kräkningar och leder till slut till cirkulationssvikt. Om man under längre tid utsätts för icke letala doser kan kroppen öka toleransnivån och därmed blir sjukdomstiden mer långdragen och oklar. Konsekvenser är att organen i kroppen skadas vilket kan leda till många andra sjukdomar som till exempel anorexi, kärlsjukdomar och ödem (Selinus (2012a), s. 349). Den extremt giftiga vita arseniken (As₂O₃) kan döda en människa vid så lite som några tiondelsgram. Utsätts man

dock för lite i taget så att kroppen vänjer sig mot arseniken kan man tåla upp till tio gånger så hög dos utan att dö (Enghag (2000), s. 412).

3.5.3 Arsenik som behandlingsmetod

Historiskt sett har arsenik varit ett etablerat läkemedel och ända fram till 40-talet använde man arsenik vid olika behandlingar. Ibland har arseniken botat det man ville men många gånger har det lett till hemska konsekvenser. Ett exempel på det var Fowlers lösning, som bestod av kaliumarsenat och arsenik blandat, och användes som en stärkande medicin. Det kan hända att Fowlers lösning faktiskt gav kraft till patienten, men en biverkan var att den ledde till cancer. Salvarsan är ett annat arsenikhaltigt preparat som användes till att, tillsammans med andra ”farliga” ämnen, behandla syfilis. I och med upptäckten av penicillinet ersatte det nästan all behandling med arsenik (Enghag (2000), s. 412).

Arsenik har åter fått ökat intresse för att användas som behandling mot vissa sjukdomar. I slutet på 90-talet kom forskning som visade på att arseniktrioxid kunde behandla återfall av cancersjukdomen akut promyelocyt leukemi. I vanliga fall används medicinen ATRA, vilken är en form av vitamin A-syra, men ibland utvecklar patienten resistens för medicinen. Då fungerar arseniktrioxiden som ett substitut och blir därigenom en alternativ behandlingsmetod. Bieffekter av att använda arsenik som läkemedel har bland annat varit hudbesvär och försämrade levervärden (Läkartidningen, 1999).

Sjukdomen MDS, myelodplastiskt syndrom, är en blodsjukdom som ibland föregår leukemi. I artikeln “A Combination of Thalidomide and Arsenic Trioxide is Effective and Well Tolerates in Patients with Myelodysplastic Syndromes” (Wei m fl., 2012) redogörs en studie som gjorts på 22 patienter drabbade av MDS och som behandlades med talidomid och arseniktrioxid. 22 andra drabbade patienter som fick annan behandling användes som jämförelse. Fyra av patienterna som fick talidomid och arseniktrioxid som behandling fick en tillbakagång av sjukdomen, vilket ingen fick i den andra gruppen. 15 av patienterna fick förbättrad blodkvalitet, vilket var dubbelt så många som i jämförelsegruppen. Man kunde även konstatera en ökad livslängd i gruppen som behandlades med talidomid och arseniktrioxid. Inga allvarliga bieffekter upptäcktes av preparaten (Wei m fl., 2012).

3.6 Åtgärder

Socialstyrelsen (2007) har i rapporten ”Avskiljning av arsenik från grundvatten – test av olika filtertechniker avsedda för enskilda brunnar” testat hur bra de vanligaste arsenikreningsteknikerna fungerar. Undersökningen bestod i att sju olika filter testades varav alla hade olika reningstekniker och konstruktion; jonbyte, adsorption och omvänd osmos. I undersökningen använde man arsenit (AsIII), vilket är den giftigaste formen av arsenik, men i vissa fall i undersökningen hade arseniten oxiderats till arsenat (AsV). I undersökningen blev resultatet att jonbytes- och adsorptionsfiltren reade vattnet till minst 98 % från arsenik. Omvänd osmos fungerade sämre som reningsteknik vilket beror på att den trevärda arseniken vid normalt pH bildar en förening som är oladdad och därför kan följa med vattnet genom filtret och då blir vattnet inte reat från arsenik (Socialstyrelsen 2007). Femvärd arsenik är däremot, vid ett pH mellan fyra och tio, negativt laddad. För att kunna avlägsna den trevärda arseniken måste man därför göra ett för-oxidationssteg då den trevärda arseniken blir femvärdig (Maji m fl., 2007).

Det är många faktorer som spelar roll då valet av vattenreningsmetod görs. De främsta är vattenkvaliteten, vattenmängden, arsenikmängden och krav på efterbehandlingen av dricksvattnet. Man kan använda många olika metoder av vilka alla har för- och nackdelar. I rapporten "Safe Water Technology for Arsenic Removal", publicerad på WHO:s hemsida (2001), finns en tabell som sammanfattar de flesta reningsmetoderna för arsenik i vatten och deras för- och nackdelar. Reningshalten av både trevärdig samt femvärdig arsenik har kontrollerats och en av de metoder som fungerat bäst på båda är markoxidation. Vid markoxidation pumpas luft ner i marken vilket gör att vattnet syresätts. Andra metoder som enligt rapporten fungerat bra för båda formerna av arsenik är olika membranmetoder och adsorption (WHO, 2001).

3.6.1 Jonbytesteknik

Jonbytetekniken går ut på att ett ämne i jonform separeras från en vätska genom att det istället fastnar på ett fast material, en så kallad jonbytarmassa. Då jonbytaren fäster till sig joner släpps samtidigt andra joner, som initialt satt på filtret, fria. Positiva och negativa joner byter alltså plats i och med en jämviktsreaktion. Man laddar upp jonbytaren genom att tvätta den med exempelvis syra för att avlägsna uppfångade joner och på så vis göra att den binder till sig nya. Jonbytaren kan göras av naturliga råvaror, som till exempel torv, men det vanligaste är att man använder konstgjorda material som till exempel akrylat. Ofta konstrueras jonbytaren som små kulor som läggs i en större cylinder varvid vattnet måste passera genom kulorna och då samlas de önskvärda jonerna in från vattnet av jonbytaren. Beroende på om man vill samla in positiva eller negativa joner är kulorna katjonbytande respektive anjonbytande. För att vattnet ska kunna strömma fint mellan de små kulorna får man se till att det inte finns större partiklar med i vattnet vilket är anledningen till att det är en god idé att ha någon form av partikelavskiljare innan jonbytaren (Persson och Nilson (2005), s. 80-82).

3.6.2 Adsorptionsfilter

Principen med ett adsorptionsfilter är att molekylerna man vill avlägsna från vattnet fästs på ett adsorptionsmedium. Det finns flera olika sorters adsorptionsmedel, till exempel aktivt kol och polymera adsorbenter, men samtligas likhet är att adsorptionsytan är mycket stort för ett ökat upptag. Precis som i jonbytaren är det vanligt att vattnet får passera genom en cylinder. Ämnet man vill rena vattnet från kan bindas till adsorbenten av flera olika anledningar som till exempel ytkomplexbindning och elektrostatiska krafter. Då adsorbenten har bundit maximal mängd byts det ut, till skillnad från jonbytaren som regenereras (Persson och Nilson (2005), s. 74-75).

3.6.3 Luftning och plintitjord

Arsenikhaltigt vatten som ej blivit behandlat är oftast i den trevärda formen arsenit (Socialstyrelsen, 2006). Arsenik har en stor dragningskraft till syre och kan bilda otaliga föreningar beroende på redoxpotentialen och pH. Arsenik kan bland annat bilda föreningarna AsO , As_3O -gas och As(V)O_4^{3-} . Lösligheten av varje förening varierar beroende på koncentration och adsorptionsytor (Evangelou (1998), s. 445). På grund av arsenikens

dragningskraft till syre kan man lufta vattnet vilket innebär att arseniten oxideras till den femvärda arsenaten. Vattnets syresättningspotential reglerar således om arseniken kommer att finnas som reducerad arsenit eller som oxiderad arsenat. Luftning av arsenikhaltigt vatten är separat inte en fullgod metod för vattenreningen, men ett bra komplement till till exempel adsorption eller jonbytestekniken (Socialstyrelsen, 2006).

Termen plintit uppstod först på 1960-talet och har till stor del ersatt den gamla benämningen lateritjord. Detta på grund av en förvirring av den gamla termen med vad laterit, lateritjordar och lateritprofiler egentligen innebär. För ökad tydlighetslaggning används numera begreppen plintit, petroplintit och petroferisk kontakt. Plintit (eller laterit) är en sorts jord med mindre än 25 % sten och innehåller en mycket hög halt av järn. Jorden är fast när den är fuktig och mycket hård när den är torr. Halten järn i plintiten varierar från jord till jord. Plintitjord bildas egentligen djupt i marken och har en låg grad av organiskt material. Det kan dock också variera genom att plintiten, på grund av till exempel erosion, kommer upp till ytan och därmed får en högre organisk halt (Eshawan et. Al. (1990), s. 110-111).

Arsenider och sulfider är mer stabila vid reducerande förhållanden då ingen kontakt med luft sker. Vid oxidation kommer arsenit eller arsenat, beroende på redoxpotentialen och pH, att öka. Vid detta oxidationsförhållande kontrollerar järn och järnoxider arsenikens löslighet (Evangelou (1998), s. 445-447). Det kan man använda då man vill separera arseniken från vatten. Genom att tillsätta plintitjord till arsenikhaltigt vatten, i till exempel en vattenbehållare, och ser till att oxidationsförhållandet blir rätt och pH är surt till lätt basiskt, är det ett sätt att rena vattnet. I artikeln "Arsenic removal from real-life groundwater by adsorption on laterite soil" (Maji m fl., 2007) konstateras att under optimerade förhållanden kan lateritjord ta bort upp till 98 % av arseniken ur grundvattnet. Mängden jord är då 20 g/l vatten och tiden för jämvikt i processen tar 30 minuter. En av de billigaste och vanligaste reningsmetoderna idag är kalciumoxid och trevärt järnsalt som tillsätts det arsenikhaltiga vattnet varpå en adsorption ser. Problemet är dock hanteringen av det farliga slammet efteråt (Maji m fl., 2007).

4. Slutsatser

Arsenik är ett grundämne, som förutom i mycket små kvantiteter, är mycket giftigt för människan. Det finns stora restriktioner om när och hur man får använda arsenik industriellt vilket hjälper till att minska den mänskliga spridningen av arsenik. Den stora produktionen av arsenik sker dock främst vid malmbrytning av andra metaller då arsenik erhålls som en biprodukt. Det beror på att arsenik ofta är bundet till andra metalljoner.

På grund av arsenikens biogeokemiska likhet till fosfor binds ämnet till leror och sediment i marken och är därför inte särskilt rörligt trots ämnets löslighet. Det resulterar ofta i en förhöjd arsenikhalt i sedimentär berggrund och i områden med mycket organiskt material. Oxidationsförhållandena och pH-värdet i marken avgör i vilken form arseniken är samt dess benägenhet att frigöras.

Det framgår tydligt av Kemikalieinspektionens statistisk rörande arsenik och arsenikföreningar i kemiska produkter att användningen av ämnet har minskat mycket kraftigt. Träimpregneringsindustrin ersatte arsenik med andra alternativ och kunde då bidra till att den svenska bransch användningen minskade radikalt.

Hälften av Sveriges vattenanvändning kommer från grundvatten. Grundvatten finns dels i jordlagren och dels i berggrunden. Genom filtration renas vattnet naturligt och därför är i regel djupare grundvatten mer renat än ytligt. Ett av Sveriges 16 miljökvalitetsmål heter ”grundvatten av god kvalitet” och finns till för att säkerställa en bra kvalitetsnivå på det svenska grundvattnet. SGU är ansvarig myndighet för delmålet och har infört att två av stegen för att nå miljökvalitetsmålet är att införa certifierade brunnsbörare och anlägga vattenskyddsområden. Arsenik kommer alltid att finnas i grundvattnet på grund av ämnets förekomst naturligt i berggrunden. Så länge arseniken finns i mycket små mängder (mindre än 10 µg/l) är inte det ett problem. Arsenik är bra för kroppen i mängden 12 – 25 µg och bidrar till en bra proteinsyntes i cellen.

Livsmedelslagen (2006:804) stadgar de hårda kvalitetskrav som kommunalt dricksvatten i Sverige har. Dricksvatten från enskilda brunnar har inga kvalitetskrav och inkluderas inte i livsmedelslagen utan har istället Socialstyrelsens allmänna råd (SOSFS 2003:17) som vägledning. Risken för förhöjda arsenikhalter i dricksvatten i Sverige gäller således enbart enskilda brunnar.

Problematiken med arsenikhaltigt dricksvatten är mycket stor i Bengalen. Det beror på att arsenik i sediment i marken börjat röra på sig och kontaminera grundvattnet när människan började borra brunnar och då ändrade oxidationsförhållandena i marken.

Arsenikexponering innebär nästan alltid kraftiga hälsoeffekter. Organisk arsenik är mindre giftig och kroppen kan, med hjälp av metylering, utsöndra en stor del via urinen. Fisk och skaldjur kan ha förhöjda halter arsenik men det anses inte vara ett stort hälsoproblem just för att arseniken då är organisk. Oorganisk arsenik är dock mycket cancerogen. De första symptomen för cancerexponering är pigmentsförändringar och förtjockning av huden. Det kan i sin tur utvecklas till hudcancer. Andra cancerformer som är vanliga är i lungorna och i urinblåsan. Forskning har visat att man beroende på genetik är olika känslig mot oorganisk arsenik.

Många undersökningar har gjorts angående den bästa och mest tillförlitliga vattenreningsmetoden för arsenikseparering. I rapporten från Världshälsoorganisationen ”Safe Water Technology for Arsenic Removal” kommer man fram till att markoxidation är det mest effektiva sättet för både tre- och femvärd arsenik. Där använder man sig av arsenikens vilja att binda sig till syre. I Socialstyrelsens rapport ”Avskiljning av arsenik från grundvatten – test av olika filtertekniker avsedda för enskilda brunnar” blir slutsatsen att två av de bästa teknikerna är jonbytesteknik och adsorptionsfilter. Plintitjord är ett bra alternativ till områden som har mindre tillgång till högteknologisk utrustning, som till exempel i Bengalen. Arseniken avlägsnas på ett naturligt sätt och sedimenteras tillsammans med järnhydroxiderna på botten.

5. Diskussion

Det är tydligt att arsenik är ett ämne man ska ha mycket respekt för. På grund av ämnets höga toxicitet och negativa miljöpåverkan bör man hitta alternativ till arsenikanvändningen. Träimpregneringsindustrins minskade användning av arsenik är ett gott exempel på när en strävan efter mer miljövänliga alternativ uppnås och man direkt ser en nedgång i den farliga användningen.

Det är ett bra beslut av SGU att införa certifierade brunnsbörare som ett delmål i miljökvalitetsmålet ”grundvatten av god kvalitet” därför att det minskar de risker för

grundvattnet som brunnborrning faktiskt innebär. Det är ett sätt att bidra till en ökad vattenkvalitet i enskilda brunnar.

Det finns många bra behandlingsmetoder för arsenikrening men de varierar beroende på omständigheter, som typ av arsenik och geologiska förutsättningar. Man måste därför veta vilken typ av geologi, arsenikform och ekonomisk förutsättning som finns på respektive ställe innan man bestämmer reningsmetod.

I och med livsmedelslagens stränga krav på kvalitetskontroll på kommunalt dricksvatten behöver man som konsument inte oroa sig. På grund av arsenikens toxicitet och cancerogena egenskaper synes det konstigt att det inte finns krav på kontroller för enskilda brunnar i Sverige idag. Utöver arsenik är det ju mycket annat farligt som kan förorena dricksvattnet, till exempel radon och mikroorganismer. Det känns både ålderdomligt och konstigt att några sådana krav inte finns eftersom Sverige i övrigt har ett väl utvecklat miljö- och hälsoskyddssystem. I och med Socialstyrelsens allmänna råd (SOSFS 2003:17) får fastighetsägarna med egen brunn råd och riktlinjer angående brunnen och dess skötsel, men det är troligtvis inte nog. Människor som inte är miljöintresserade eller har kunskap inom området kan underskatta riskerna, eller missa att de över huvud taget finns, och därigenom bli mycket sjuka. Således borde vatten för primärproduktion inom privathushåll vara lika väl kontrollerat som kommunalt vatten är. För att eliminera problemet är det mest logiska att Livsmedelsverket, som är den av regeringen utsedda myndighet som, enligt livsmedelslagen (2006:804) 1:4, kan ta beslutet att inkludera ”primärproduktion för användning inom privathushåll eller enskildas handhavande av livsmedel för konsumtion inom privathushåll”. Som livsmedelslagen är utformad idag finns det en föreskriftshänvisning men ingen föreskrift. En start borde därför vara att göra om Socialstyrelsens allmänna råd (SOSFS 2003:17) till en föreskrift. Då blir det plötsligt krav på fastighetsägaren att vidta alla åtgärder för att få ett kvalitetssäkert vatten, och denne kan varken skylla på okunskap eller kostnader vid bristande åtgärder. Alla måste nämligen följa lagen. Man bör även i så fall skriva in i föreskriften ett förbud till att anlägga nya bergbore brunnar i de områden i Sverige som har förhöjda arsenikhalter i berggrunden. Denna uppenbara brist i lagen är en stark bidragande faktor till att arsenikhaltigt dricksvatten faktiskt förekommer i Sverige.

Läget i Bengalen försvåras på grund av att länderna är fattiga och inte har resurser att hantera problemet själva. Det är därför viktigt att skilja politik och humanitära hjälpinsatser åt. Med tanke på hur mycket folk som lider i Västbengalen och Bangladesh borde det inte spela någon roll hur länderna styrs och vilka åsikter de har. Problematiken i Bengalen försvåras ju självklart av att det är viktigt att få godkännande från politikerna i de aktuella länderna. Det hade varken blivit uppskattat eller fungerat politiskt om hjälporganisationerna utan tillstånd startat nya projekt där. Problematiken är därför väldigt komplex, eftersom man måste väga vad som är politiskt möjligt mot att det är ont om tid och att folk faktiskt förgiftas till döds varje dag.

Arsenikproblematiken är således både likartad och högst olika i olika delar av världen. Gemensamt är att hanteringen av ämnet fordrar största möjliga noggrannhet, vilket dock inte ännu är genomförbart i fattiga länder. I båda fallen gäller det att allmänheten och berörda myndigheter har och utvecklar kunskap om hur man kan leva i närhet av arsenik utan att livet eller livsbetingelserna påverkas.

6. Referenser

6.1 Bilder

Bild 1, Framsida: "Alkemistisk symbol för arsenik". Hämtad ur:
Enghag, P (2000). *Jordens grundämnen och deras upptäckt*. Stockholm: Industrilitteratur AB, s. 403

Bild 2. "Arsenik och arsenikföreningar i kemiska produkter, 1995-2007".
(Kemikalieinspektionen, 2011).

Bild 3. "Branschfördelning på arsenikanvändning". (Kemikalieinspektionen, 2011).

Bild 4. "Markgeokemisk karta över arsenik i Sverige". (SGU: Kartgenerator, 2012)

Bild 5. "Biogeokemisk karta över arsenik i Sverige". (SGU: Kartgenerator, 2012)

Bild 6. "Arsenik i sjöar och vattendrag". (SLU, 2012a)

Bild 7. "Karta över arsenik i råvatten från borrade brunnar enligt SGU:s och SSI:s undersökning 2002-2006". (SSI Rapport 2008:15)

Bild 8. "Karta över Bengalen", <http://www.bookdrum.com/books/midnights-children/9780099578512/bookmarks-176-200.html>, hämtad 2012-05-27

Bild 9. "Fötter med pigmentsförändringar",
http://www.physics.harvard.edu/~wilson/arsenic/arsenic_project_pictures2.html, hämtad 2012-05-20

6.2 Böcker

Andréasson, P-G (red) (2006). *Geobiosfären en introduktion*. Lund: Studentlitteratur AB

Atkins, P och Jones, L (2008). *Chemical Principles: The Quest for insight* (Fourth Edition). New York: W. H Freeman and Company.

Bruce, Å (2012). "Folkhälsoaspekter på mineralämnena i kost och dricksvatten", i *Medicinsk geologi* (red Selinus, O). Lund: Studentlitteratur AB

Enghag, P (2000). *Jordens grundämnen och deras upptäckt*. Stockholm: Industrilitteratur AB

Eshawan, H, De Coninck, F och Varghese, T (1990). "Role of Plinthite and Related Forms in Soil Degradation" i *Soil Degradation* (red Lal, R och Stewart, B.A). Springer-Verlag

Evangelou, V. P. (1998). *Environmental Soil and Water Chemistry*. New York: Wiley Interscience

Ljung, K (2012). "Jord och hälsa", i *Medicinsk geologi* (red Selinus, O). Lund: Studentlitteratur AB

Miller, G. T. Jr (2007). *Living in the Environment* (Fifteenth Edition). Brooks/Cole (Thomson).

NVV:s och SCI:s *Naturmiljön i siffror 2000*.

Persson, P-O, Nilson, L (2005). "Vattenrening och vattenreningsteknik" i *Miljöskyddsteknik* (red Persson, P-O). Stockholm, KTH

Rosborg, I (2012). "Vatten och hälsa", i *Medicinsk geologi* (red Selinus, O). Lund: Studentlitteratur AB

Sedava, D, Hillis, D, Purves, B, Orians, G och Heller, C (2008). "Life – the Science of Biology". Sunderland: Sinauer Associates, Inc

Selinus, O (2010a). "Arsenik – ett giftigt element", i *Medicinsk geologi* (red Selinus, O). Lund: Studentlitteratur AB

Selinus, O (2010b). "Människans påverkan", i *Medicinsk geologi* (red Selinus, O). Lund: Studentlitteratur AB

Thougaard, H, Varlund, V och Madsen Moller, R (2007). "Grundläggande mikrobiologi med livsmedelsapplikationer". Lund: Studentlitteratur AB

6.3 Internetreferenser

Aga: Säkerhetsdatablad (2006). *Arsin*

Arbets- och miljömedicin Uppsala (2012). "Arsenik", <http://ammuppsala.se/arsenik>, hämtad 2012-05-17

Kemikalieinspektionen (2011). "Arsenik", <http://www.kemi.se/sv/Innehall/Statistik/Kortstatistik/Kortstatistik-over-amnen-och-amnesgrupper/Arsenik/>, hämtad 2012-05-22

Livsmedelsverket (2012). "Dricksvattenkvalitet", <http://www.slv.se/sv/grupp1/Dricksvatten/Dricksvattenkvalitet/>, hämtad 2012-05-26

Länsstyrelsen i Stockholms län (2012). "Vattenskyddsområden", <http://www.lansstyrelsen.se/stockholm/Sv/miljo-och-klimat/vatten-och-vattenanvandning/vattenskyddsomr%C3%A5den/Pages/default.aspx>, hämtad 2012-05-02

Miljömål (2011a). "Certifierade brunnsbörare", <http://www.miljomal.se/Miljomalen/Alla-indikatorer/Indikatorersida/?iid=35&pl=1>, hämtad 2012-05-26

Miljömål (2011b). "Vattenskyddsområden", <http://www.miljomal.se/Miljomalen/Alla-indikatorer/Indikatorsida/?iid=138&pl=1>, hämtad 2012-05-20

Naturhistoriska riksmuseet (2012). "Sedimentära bergarter", <http://www.nrm.se/sv/meny/faktaomnaturen/geologi/bergarterochmalmer/sedimentarabergarter.1603.html>), hämtad 2012-05-02

Regeringen (2012). "Sveriges miljömål", <http://www.regeringen.se/sb/d/2055>, hämtad 2012-05-24

SGU (2012a). "Anläggning av brunn", <http://www.sgu.se/sgu/sv/samhalle/grundvatten/brunnar-och-dricksvatten/brunnar.htm>, hämtad 2012-05-20

SGU (2012b). "Arsenik i brunnsvatten", <http://www.sgu.se/sgu/sv/samhalle/grundvatten/brunnar/arsenik-brunnsvatten.html>, hämtad 2012-05-06

SGU: Kartgenerator (2012) "Beställning av kortor", http://maps2.sgu.se/kartgenerator/maporder_sv.html, hämtad 2012-05-01

SLU (2012a). "Metaller i sjöar och vattendrag – arsenik", <http://info1.ma.slu.se/Miljotillst/Metaller/as.ssi>, hämtad 2012-05-18

SLU (2012b). "Metaller", <http://info1.ma.slu.se/Miljotillst/Metaller/kartindex.ssi>, hämtad 2012-05-18

Socialstyrelsen (2012). "Dricksvattenkvalitet i enskilda brunnar", <http://www.socialstyrelsen.se/halsoskydd/vatten/dricksvatten/dricksvattenkvalitet>, hämtad 2012-05-27

Säsk, A (2001). "Arsenik och den nya ekonomin", <http://www.sustainablefuture.se/arsenic/docs/arsenik%20och%20den%20nya%20ekonomin.pdf>

WHO (2010). "Health Topics Introduction", http://www.searo.who.int/LinkFiles/Health_Topics_intro.pdf

6.4 Tidsskrifter, rapporter och artiklar

Lindberg, A-L (2007): "Factors Influencing the Metabolism of Inorganic Arsenic in Humans". Stockholm: Karolinska Institutet

Läkartidningen (1999): "Arsenik effektivt vid akut promyelocytleukemi", vol 96, nr 50

Maji, S. K., Pal, A, Pal, T (2007): "Arsenic Removal from Real-life Groundwater by Adsorption on Laterite Soil", publicerad i *Journal of Hazardous Materials*, volym 151, s. 811-820

NVV (2008): "Miljökvalitetsnormer för arsenik, kadmium, nickel och bens(a)pyren"

Selinus, O och Lax, K (2005): "Naturligt arsenik – risker i vår omvärld?", FoU-rapport

Socialstyrelsen (2007): "Avskiljning av arsenik från grundvatten – test av olika filtertekniker avsedda för enskilda brunnar"

Socialstyrelsen (2006): "Dricksvattenrening med avseende på arsenik"

Socialstyrelsen (2009): "Miljöhälsorapport 2009"

SSI Rapport (2008:15): "Naturligt radioaktiva ämnen, arsenik och andra metaller i dricksvatten från enskilda brunnar"

Wei, W, Zhou, F, Zhang, Y, Guo, L, Shi, H, Hou, J (2012): "A Combination of Thalidomide and Arsenic Trioxide is Effective and well Tolerated in Patients with Myelodysplastic Syndromes", publiceras i *Leukemia Research*, volym 36, nummer 6, s. 715-719

WHO (2001): "Safe Water Technology for Arsenic Removal"

6.5 Lagar och författningssamlingar

EG-direktiv (2004:107)

Livsmedelslagen (2006:804)

Livsmedelsverkets författningssamling (2001:30)

Socialstyrelsens författningssamling (SOSFS 2003:17)

Socialstyrelsens författningssamling, bilaga 1 (SOSFS 2005:20)



LUNDS UNIVERSITET

Miljövetenskaplig utbildning
Centrum för klimat- och miljöforskning
Ekologihuset
22362 Lund