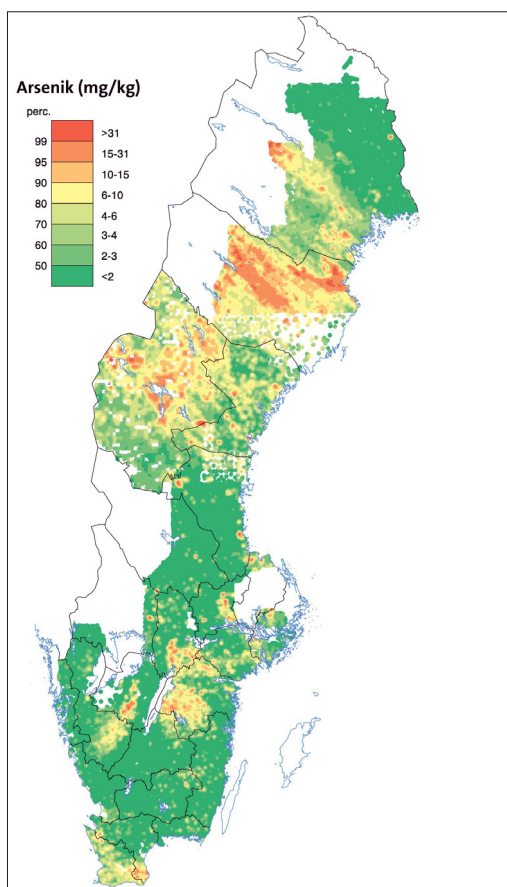


Arsenik: förekomst, miljö och hälsoeffekter

Isabelle Timms Eliasson

Examensarbeten i geologi vid Lunds universitet,
kandidatarbete, nr 314
(15 hp/ECTS credits)



Geologiska institutionen
Lunds universitet
2012

Arsenik: förekomst, miljö och hälsoeffekter

Kandidatarbete
Isabelle Timms Eliasson

Geologiska institutionen
Lunds universitet
2012

Innehåll

1 Introduktion	5
1.1 Inriktning	5
1.2 Avgränsning	5
2 Metoder	5
2.1 Metod	5
3 Resultat	5
3.1 Förekomst	5
3.1.1 Arsenikens kemi	5
3.1.2 Geologi och förekomst	6
3.1.3 Olika former av arsenik	6
3.1.4 Arsenik i Sverige	6
3.1.5 Antropogent och naturligt	6
3.2 Hälsoeffekter av arsenik	7
3.2.1 Historiska hälsoeffekter	7
3.2.2 Arsenik i andra länder	7
3.2.3 Gränsvärden	8
3.2.4 Vilka former av arsenik är giftigast	8
3.2.5 Arsenik inne i kroppen	9
3.2.6 Symtom vid arsenikpåverkan	10
3.3 Arsenik i miljön	12
3.3.1 Var finns det mycket arsenik i Sverige	12
3.3.2 Redox och pH	13
3.3.3 Arsenik i grundvattnet	14
3.3.4 Rening	14
3.3.5 Arsenik i havet	15
3.3.6 Arsenik i marken	15
3.3.7 Arsenik som luftförorening	16
3.3.8 Hur förekomsten av arseniken ändrats genom tiden	17
3.4 Egen undersökning	19
4 Diskussion	19
5 Tack.....	21
6 Referenser	21
Bilaga 1	24

Arsenik: förekomst, miljö och hälsoeffekter

ISABELLE TIMMS ELIASSON

Eliasson, I. T., 2012: Arsenik: förekomst, miljö och hälsoeffekter. *Examensarbeten i geologi vid Lunds universitet*, Nr. 314, 25 sid. 15 hp.

Sammanfattning: Arsenik finns överallt i naturen, i berggrunden och som punktutsläpp från industrier. Olika kemiska former av arsenik är olika giftiga för människan, den oorganiska är betydligt mer giftig än den organiska. Man kommer främst i kontakt med den oorganiska via dricksvatten och grundvatten medan organisk arsenik kan finnas i stora mängder i fisk och skaldjur. Idag påverkas miljontals människor varje dag av arsenikförgiftningssymtom. Man drabbas av pigmentförändringar vid intag som kan leda vidare till hudcancer (arsenik är det enda kemiska carcinogena ämnet som kan ge hudcancer genom intag), samt andra cancerformer, bland annat i lungor, urinblåsa och lever. Icke- cancerrelaterade skador är diabetes, hjärt- och kärlsjukdomar och skador på blodmärken. Arsenik förekommer i olika malmer, i guld, koppar och blymalmer kan det finnas upp till 3 % arsenik. Arsenikens form påverkas av oxidationsförhållandena. Detta påverkar grundvattnets arsenikhalt och kan göra stor skillnad. Arsenik binds till järnhydroxider, och höjs pH- halten kommer arseniken gå i lösning. Arsenik användes mycket inom träimpregnering förr, och trots hårdare krav idag finns virket fortfarande ute i miljön. Detta kommer inom en snar framtid att behöva deponeras och tas omhand, och då kommer de verkliga problemen. Arsenikmängden har däremot minskat som luftförorening i stort sett i hela Sverige, och även i hela Europa de senaste 30 åren.

Nyckelord: arsenik, gift, grundvatten, mark, hälsoeffekter

Handledare: Leif Johansson

Ämnesinriktning: Berggrundsgeologi

Isabelle Timms Eliasson, Geologiska institutionen, Lunds universitet, Sölvegatan 12, 223 62 Lund, Sverige. E-post: luftprick@hotmail.com

Arsenic: distribution and its environmental and health effects

ISABELLE TIMMS ELIASSON

Eliasson, I. T., 2012: Arsenic: distribution and its environmental and health effects. *Dissertations in Geology at Lund University*, No. 314, 25 pp. 15 hp (15 ECTS credits) .

Abstract: Arsenic is present everywhere in the world. It is found in the bedrock and is discharged by industries. Different forms of arsenic varies in toxicity, the inorganic form is much more toxic than the organic form. The inorganic form is most common in drinking water and groundwater, meanwhile the inorganic form can occasionally be found in reasonable large quantities in fish and seafood. Today millions of people are affected by arsenic. Humans get pigment changes that can lead to skin cancer (arsenic is the only chemical carcinogenic substance that may give skin cancer through intake) and cause other different forms of cancer, for example in the lungs, bladder and liver. Non- carcinogenic effects are diabetes, cardiovascular diseases and damage in the hematopoiesis in the bone marrow. Arsenic is present in ores. In gold, copper and lead ore there can be up to 3 % arsenic. The form of arsenic is depending on oxidation, and is especially affecting the arsenic in the groundwater. Arsenic is bonded to ferric hydroxide, and if the pH rises, the arsenic will occur in a free form. Arsenic used to be a part in wood preservation, and even if the industrial arsenic has been reduced in recent years, it is still out there in the environment. In a close future this will have to be deposited, and taken care of. But the rate of arsenic as an air pollution has dropped both in Sweden and Europe the last 30 years.

Keywords: arsenic, poison, groundwater, soil, health effects.

*Isabelle Timms Eliasson, Department of Geology, Lund University, Sölvegatan 12, SE-223 62 Lund, Sweden.
E-mail: luftprick@hotmail.com*

1 Introduktion

1.1 Inriktning

Arbetet är en kandidatuppsats inom geologi och motsvarar 15 högskolepoäng.

Syftet med detta kandidatarbete är att beskriva hur arsenik fungerar kemiskt och om hur det uppträder i naturen samt vad som händer i kroppen om man får i sig arsenik genom intag eller kontakt. Slutligen kommer ett mindre avsnitt analysera en provtagning i Andrarum i Skåne och dess arsenikhalt och jämföra denna med järnhalten.

1.2 Avgränsning

Arbetet avgränsas genom att främst fokusera på svenska förhållanden och arseniken i Sverige. Mindre fokus kommer att läggas på beskrivning om hur arsenik beter sig rent medicinskt och hur det påverkar andra levande organismer än människor.

2 Metoder

2.1 Det insamlade materialet kommer främst från vetenskapliga publikationer på internet. De flesta av de vetenskapliga publikationerna är beskrivningar av fakta som kommit fram. Olika lagstiftningar har också beskrivits. Även läroböcker inom medicinsk geologi har använts som källmaterial. I arbetet finns ett avsnitt om arsenik i Skåne, som bygger på material som har insamlats och analyserats på Lunds Universitet. Proverna är hämtade från Andrarum i Skåne. Anledningen till att proverna från Andrarum är med i arbetet är att området kring Andrarum har naturligt höga halter av arsenik från alunskiffern och visar att det kan finnas betydande mängder arsenik även inom i svensk berggrund.

3 Resultat

3.1 Förekomst

3.1.1 Arsenikens kemi

Arsenik har atomnummer 33 och finns i samma grupp i det periodiska systemet som kväve, fosfor, antimon och vismut. Dess förkortning är As. Arsenik liknar framför allt fosfor biogeokemiskt (Selinus 2010). Ämnet är en halvmetall och har med andra ord inte så bra ledningsförmåga för elektricitet och värme. Den nativa arseniken är en dålig ledare för värme och elektricitet (SGU 2005). Det finns fyra olika oxidationstal för arsenik, -3, 0, +3 och +5. Den nativa arseniken är mindre vanlig att hitta i naturen, men ser ut som grå metallglänsande kristaller. Den är stabil i torr luft men kan oxideras om den utsätts för fuktighet. Då förbränns As_4 - molekylerna och bildar den vita arseniktrioxiden som är ett känt lönnmördargift, den så

Tabell. 1. Tabell 1 modifierad från SGU (2005). Hur arsenik förekommer i olika kemiska former och dess utseende.

Beteckning	Kemisk formel	Utseende	Andra namn
Arsenik	As	Silvermetallisk, blir snabbt grå/svart	Vit arsenik
Arseniktrioxid	As_2O_3	Vit fast	
Arsenikpentoxid	As_2O_5	Vit, som natrium- och kaliumklorid	
Kalciumarsenat	$Ca_3(AsO_4)_2$		
Kaliumarsenat	KH_2AsO_4		
Dinatriumvätearsenat	Na_2HAsO_4	Vit, som natrium- och kaliumklorid	
Natriumarsenat	Na_3AsO_4	Vit, som natrium- och kaliumklorid	
Kaliumarsenit	$KH(AsO_2)_2$	Vit fast	
Natriumarsenit	Na_2HasO_3		
Monometylarsonsyra	$H_2As(CH_3)O_3$	Vit fast	MMA, DMA, cacodylsyra
Dimetylarsonsyra	$Has(CH_3)_2O_2$	Vit fast	
Arsin	AsH_3	Färglös gas	Gosios
Trimetylarzin	$As(CH_3)_3$	Färglös gas	gas
Arsenobetain	$HAs(CH_3)_3CH_2CO_2$	Vit fast	Fiskarsenik
Realgar	AsS	Röd fast	Sandarach
Orpiment	As_2S_3	Gul fast	Arsenikon
Koppararsenit	$CuHAsO_3$	Grön fast	Scheeles grönt
Kopparacetoarsenit	$3CuO \cdot As_2O_3 \cdot Cu(OOC \cdot CH_3)$	Grön fast	Smaragdgrönt
			Parisergroent

kallade vita arseniken (SGU 2005). Tabell 1 visar olika former av arsenik och dess olika kemiska egenskaper.

3.1.2 Geologi och förekomst

Arsenik är det 52:a vanligaste ämnet i jordskorpan (Lindberg 2007) och finns nästintill överallt på jorden. Det förekommer främst i form av trevärd och femvärd arsenik, och förekommer som denna form i sulfidmalmer (EU 2001). Arsenik är även huvudkomponent i över 200 mineral (Lindberg 2007). Det finns både som laddade joner och oladdade föreningar (Socialstyrelsen 2007) och i metaller finns den i oorganisk form (Danielsson, Pihl Karlsson, 2011). Det vanligaste mineralet med arsenik som huvudkomponent är arsenikkis – FeAsS (SSI-rapport 2008:15), och finns i många malmer (Danielsson, Pihl Karlsson, 2011). Halten av arsenik ligger vanligtvis på 1-40 mg/kg för jord- och bergarter, 1,5-2 mg/kg i jordskorpan och kring 6 mg/kg i jord (SGU 2005:4, 39). Mest arsenik hittar man vanligen i bly, koppar och guldmalmer där arseniknivån kan vara uppåt 3 % (SSI-rapport 2008:15). Förhöjda halter av arsenik förekommer även i många sulfidmalmer, svartskifferar och både sura och basiska vulkaniska bergarter (SSI-rapport 2008:15). Den förhöjda halten av arsenik i vulkaniska lavar ger även betydande utsläpp av arsenik till luften vid vulkanutbrott (Danielsson, Pihl Karlsson, 2011). I äldre sedimentbergarter kan man också finna förhöjda halter av arsenik och detta gäller särskilt för skifferar med ett högt organiskt innehåll (SSI-rapport 2008:15). I sådana skifferar har man haft halter på upp till 15 mg/kg arsenik (Selinus 2010). I magmatiska bergarter förekommer arsenik som spårelement. I graniter återfinns halter på 1,0- 2,6 mg/kg och i ultrabasiska och basiska berg finner man halter på 0,5- 2,0 mg/kg (Selinus 2010). Tabell 2 visar arsenikhalterna i olika medium. Man ser att det är höga halter i flygaska då arseniken finns bland sulfiderna i kolen (Danielsson, Pihl Karlsson, 2011). Halterna är beskrivna i mg/kg.

3.1.3 Olika former av arsenik

Arsenik finns i förhöjda halter i havslevande djur såsom fisk och skaldjur, och människor kan på så vis komma i kontakt med den mindre farliga organiska varianten av arsenik genom matintag. Intaget kan ligga på halter på flera mg/kg kroppsvikt, men då det rör sig om den mindre farliga organiska varianten och anses inte vara något större problem (SGU 2005). Det är främst arsenobetain och arsenokolin som förekommer i fisk och har bildats från oorganisk arsenik (SGU 2005). I malmer kan man finna arsenikkis, realgar (As₄S₄ eller AsS) och orpiment (As₂S₃) (SGU 2005; Lindberg 2007). Arsenikkis är den vanligaste formen av arsenik och kan under vissa förutsättningar oxidera till arsenikföreningar som är lätt vattenlösliga och kan på så vis läcka ut i grundvattnet (Lindberg 2007).

3.1.4 Arsenik i Sverige

Tabell 2. Modifierad från SGU (2005). Beskriver mängden arsenik i olika medium.

Medium	Genomsnittlig halt	Haltintervall
Universum	0.008	
Solen	0.004	
Järnmeteoriter	11.0	
Jordskorpan	1.7	
Magmatiska bergarter	1.5-3	0.06-113
Ultramafiska bergarter	0.7	
Graniter, granodioriter	3.0	
Gabbro, basalt	0.7	
Kalksten	1.7	0.1-20
Sandsten	4.1	0.6-120
Skifferar	14.5	0.3-500
Fosfater	22.6	0.4-188
Petroleum	0.18	<0.003-1.11
Kol	13.0	spår-2000
Flygaska, kol	156.0	8-1385
Röt slam	14.3	75-174
Jord	7.2	0.1-55

Sverige har mycket arsenik och gruvbolaget Boliden i Västerbotten var världens största arsenikproducent (SSI-rapport 2008:15). Hallberg (2007) visade på att det fanns mycket arsenik i Skellefteåområdet. I de flesta av de bergarterna kring Skellefteå som Hallberg (2007) undersökte för Sveriges Geologiska Undersökning fanns det arsenik. I Skellefteåfältet finns det mycket arsenik i både berg och lösa jordlager, såsom morän (Hallberg 2007). Boliden med närliggande gruvor bröt till exempel berg för att få fram guld, koppar, bly och zink, och under de aktiva åren (1925-1967) fick man fram stora mängder arsenik. Då arsenik ofta förekommer i samband med guld, koppar och blymalmer fick man fram arsenik som kunde försörja världens arsenikbehov under flera decennier (SGU 2005). Det finns arsenik på flera ställen i Sverige, bland annat i Skåne. Dock så har norra Sveriges kustland de högsta värdena för arsenik i Sverige. Dessa ligger på 0,075 mg/kg torrsvikt, vilket beskrivs av Danielsson och Pihl Karlsson (2011). De jämförde då mängden arsenik i mossa. Mossan absorberar från luften, därigenom får man ett mått på nedfallet från luften.

3.1.5 Antropogent och naturligt

Dagens förhöjda halter av arsenik kan troligen förklaras till viss del av att det blivit tillgängligt genom antropogena källor som gruvdrift, förbränning av kol och från smältverk. USA är världens största konsument av

arsenik, även om användningen på senare år minskat rejält av frivilliga orsaker då man minskat mängden arsenik som användes inom träindustrin som impregneringsmedel. Det är i regel arsenik tillsammans med koppar och krom som utgjorde impregneringsmedlet i trä (SGU 2005). Arsenik är idag tillåten att användas inom industrin om man kan visa på att det inte kommer spridas vidare genom att vara väldigt hårt bundet eller har inneslutits i ett medium (SGU 2005).

Arseniktrioxid (As_2O_3) används inom tillverkning av glas, keramik och elektronik (Danielsson, Pihl Karlsson, 2011). De säger också att arsenik sprids naturligt i luften, inte bara genom vulkanutbrott, utan även via vinderosion av jord- och bergarter. Andra användningsområden för arsenik är bland annat till skärmar för datorer och tv- apparater, till integrerade kretsar inom elektroniken. I legering med bly och antimon används arsenik också i bilbatterier för en större styrka, i ammunition och i babbimetall som används i glidlager (SGU 2005). Det förekommer även i kopieringstrummor och i legering med bly i mikrovågskomponenter, blyhagel, läkemedel, glas, solceller, laser och fotokatoder då man använder galliumarsenid (SGU 2005). Idag används arseniken fortfarande främst inom träindustrin och för att stoppa upp djur (SGU 2005). I Sverige är det inte tillåtet att använda arsenik inom jordbruket, men i andra länder används det som bekämpningsmedel samt inom bomullsproduktion (SGU 2005).

3.2 Hälsoeffekter av arsenik

3.2.1 Historiska hälsoeffekter

Arsenik har sedan länge varit ett känt gift. Redan under antiken märkte man att slavarbetare som hanterade orpiment (As_2S_3) hade en väldigt hög dödlighet (Selinus 2010). Likaväl användes arsenik läkemedel ända in på 1900-talet innan penicillinet var etablerat. Det användes bland annat till behandling av syfilis, bröstcancer och spetälska (Lindberg 2007; Selinus 2010). Idag används arsenik nästan inte alls i läkemedelsindustrin, med undantag för vissa tropiska sjukdomar som sömnsjuka. (Selinus 2010).

3.2.2 Arsenik i andra länder

I Bangladesh skedde en humanitär katastrof när omvärlden uppmärksammade att befolkningen saknade resurser för att kunna ta fram tillräckligt med vatten. Olika biståndsorganisationer satte in pengar för att borra brunnar så att man kunde bevattna och skörda 3-4 gånger per år, istället för 1 gång per år (Selinus 2010). Till en början verkade befolkningen få det bättre, men när latenstiden passerats märkte man av katastrofen, som ledde till att i dagsläget är 100 miljoner människor arsenikförgiftade. Innan hade man inte de här problemen för att brunnarna inte gick tillräckligt långt ner i sedimenten. Marken i Bangladesh har inte mycket mer arsenik än i svenska markprover (<2-

Tabell 3. Modifierad från Selinus (2010). Visar cancerrisker i olika länder med avseende på arsenik i grundvatten.

Land/Region	År för upptäckt	Halt grundvat- ten μg As/l	Antal män- niskor med cancerrisk
Taiwan	1950	10-1820	200000
Chile	1971	900-1040	437000
Ungern	1774	10-176	220000
Bangladesh	1980-tal	<1-4700	100000000
Indien, Västben- galen	1980-tal	<10-3900	1000000
Thailand, Ron- pibool	1980-tal	1-5000	1000
Kina, Xinjiang	1980-tal	1-8000	100000
Argentina	1981	100-1000	2000000
Mexico	1983	10-4100	400000
Peru	1984	0-500	250000
USA	1988	10-48000	ingen data
Kina, inre Mon- goliet	1990	1-2400	600000
Bolivia	1997	ingen data	20000
Vietnam	2001	1-3050	miljoner
Rumänien	2001	10-176	36000
Nepal	2002	0--456	ingen data

20 mg/kg) (Selinus 2010). Att det skedde en katastrof i Bangladesh beror främst på att det är kraftigt vattenuttag så att arseniken mobiliseras i vattnet. Sedimenten hade också innan brunnarna borrades varit nästintill helt syrefria och i den reducerande miljön som uppstått hade den mindre giftiga femvärda arseniken övergått till den trevärda (Selinus 2010). Samtidigt har järnhydroxider lösts upp.

Det är dock inte bara Bangladesh som har problem med arsenik. I tabell 3 visas olika länders grundvattenhalter och hur många människor som får i sig så stora



Figur 1. Tagen från Sohel (2010). Var i världen det finns mycket arsenik.

mängder arsenik att de riskerar att drabbas av cancer. Även om Bangladesh har flest invånare som löper risk så är arsenikexponering ett globalt problem. Andra länder med problem är till exempel England, Polen, Frankrike, Österrike och Ungern (Selinus 2010). I figur 1 visas hur arseniken är spridd över världen. Man kan avläsa att det är höga nivåer av arsenik i de flesta delarna av världen, men mycket i USA, Asien och Europa.

3.2.3 Gränsvärden

Den genomsnittliga intagna mängden oorganisk arsenik för befolkningen i Europa tros ligga på 5-10 µg/dag för den vuxna befolkningen (Naturvårdsverket rapport 5882, 2008). Den sammanlagda mängden arsenik genom kosten i Europa beräknas dock ligga på 1 µg/dag per kilo kroppsvikt. Detta blir stora mängder arsenik, men det mesta kommer från de organiska formerna som finns i stora mängder i fisk (Naturvårdsverket rapport 5882, 2008).

Den tillåtna halten arsenik i vatten (dricksvatten) i Sverige är 10 µg/ liter vatten, där utöver räknas vattnet som otjänligt (Livsmedelsverket 2011). Det finns ingen gräns för arsenikhalt i vattnet som tjänligt med anmärkning (Livsmedelsverket 2011). Gränsen på 10 µg/liter sattes upp av WHO (World Health Organisation) (Selinus 2010). 10 µg/liter sattes år 2003 i Sverige efter att ha legat på 50 µg/liter (SSI – rapport 2008:15, 2008). Naturvårdsverket (2005) hänvisar till National Research Council (2001) som säger att om man dricker vatten med 10 µg As/liter dagligen beräknas cancer-risken vara 0,1-0,3 %. 10 µg/liter tillåter fler cancerfall per 100000 invånare än de flesta andra liknande äm-

nen som finns i miljön (Lindberg 2007). Detta är beroende främst på att det i många länder skulle kosta enormt mycket pengar att rena vattnet så att gränsvärdena skulle ligga på en rimlig nivå, i och med ökade reningskostnader. I USA föreslog EPA (Environmental Protection Agency) att man skulle sätta gränsvärdet för arsenik i dricksvatten till 5 µg/ liter (National Research Council 2001). Gränsen sattes till 10 µg/ liter efter att en kommitté studerat hur människor påverkades av halterna som fanns i Taiwan och hur stor risk det var för cancer där (National Research Council 2001).

3.2.4 Vilka former av arsenik är giftigast

Den oorganiska arseniken är betydligt mer giftig för människor än den organiska.

Tabell 4 visar den så kallade LD₅₀- koncentrationen för arsenik. LD₅₀ är en beskrivning av vid vilken halt 50 % av populationen dör. Det innebär att en hög LD₅₀ är mindre giftig då det krävs mer gift att döda 50 % av populationen än en låg LD₅₀. En ännu giftigare arsenikförening är arsin som är en färglös gas som kan skapas vid metallurgisk verksamhet (Selinus 2010). Arsin är enligt säkerhetsdatablad från Linde Gas AGA extremt giftigt och orsakar sönderfall av röda blodkroppar och skador på centrala nervsystemet. Den är dödligt giftig även i låga doser och dess LD₅₀ (ppm/1 h) ligger på 20. Det går troligtvis inte att jämföra med 4 tabell då detta är halten som är i luften, medan tabell 4 visar LD₅₀- koncentrationen för intag.

Giftigheten kan beskrivas som fallande Arsin gas → oorganisk arsenik (As³⁺) → organisk arsenik (As³⁺) → oorganisk arsenik (As⁵⁺) → organisk arsenik (As⁵⁺) → As⁰ (SGU 2005).

Elementär arsenik anses enligt Selinus (2010) vara ofarlig.

Människor kan vänja kroppen vid arsenik. Farligheten är mycket beroende på om det är den organiska eller oorganiska formen. Den oorganiska formen arseniktrioxid, även kallat vit arsenik (As_2O_3), har en ungefärlig dödlig dos hos människor på 100 mg (Arbets- och miljömedicin Uppsala). Men redan vid några tiondels gram kan arseniktrioxid vara dödligt för människor. Detta beror på att kroppen kan vänja sig vid arsenik (SGU 2005). Samtidigt kan de som äter stora mängder fisk få i sig tiotals milligram av den organiska arseniken utan att drabbas av några förgiftningssymtom (Arbets- och miljömedicin Uppsala). Den tre- och femvärda arseniken kommer man främst i kontakt med via dricksvatten (Lindberg 2007).

3.2.5 Arsenik inne i kroppen

Arsenik kan visa sig vara essentiell i låga nivåer. Det har visats vid djurförsök att arseniken kan hjälpa till vid proteinsyntesen (Selinus 2010). Doserna som skulle vara aktuella ligger på 12-25 μg per dygn, och detta täcks upp av vårt dagliga intag av dricksvatten (Selinus 2010). Får man inte i sig de här mängderna leder det enligt djurförsöket till dålig tillväxt, dålig fertilitet samt förhöjd fosterdödlighet (SGU 2005).

De oorganiska giftigare formerna av arsenik är arsenit och arsenat. Arsenat är mindre akut giftig än arsenit.

Arsenat liknar fosfor som är ett viktigt näringsämne, och kommer in i kroppens celler med fosfattransportörer (Selinus 2010). Arsenit tar sig däremot in via glycerolupptagningssystem som finns inne i kroppen. Där reagerar den och blockerar fria tiol- grupper (SH- grupperna) hos proteinerna inne i cellen. På det här sättet kan arsenit slå ut hela cellens ämnesomsättning då tiolgrupperna är viktiga vid exempelvis enzymkatalys (Selinus 2010). Att arsenit tyr sig till tiol – grupperna gör att man kan mäta halterna av arsenikintag på ställen med mycket SH- grupper, exempelvis hår, naglar och huden för att kunna se en långsiktig exponering eller om det rör sig om enstaka tillfällen med högre halter (Lindberg 2007). Arsenikhalten ligger i regel i hår och naglar under 1-2 ppm (Léonard, Bernard 1993). Det kan även ta sig genom hjärnans barriärer, men man har endast funnit låga doser av arsenik i hjärnan (Lindberg 2007). De högsta nivåerna för arsenik i kroppen finns i lever, njure och gallblåsa (Lindberg 2007). Arsenat tas upp av skelett och njurar (Lindberg 2007)

Arsenat är giftig just för att den liknar fosfat. Fosfaten används inne i cellen för att lagra energi i form av ATP (adenosintrifosfat) (Selinus 2010). När arsenat tar fosfatens plats kan inte energiupptaget ske och på så vis så töms energireserverna med resultatet att cellen dör (Selinus 2010).

Kroppen tar hand om arseniken så den blir mindre farlig genom att göra om den till dess organiska form. Detta sker genom att sätta på en metylering på arsenikföreningen så kan den lättare utsöndras genom urinen (Selinus 2010). Huvuddelen av metyleringen sker en-

Tabell 4. Modifierad från SGU 2005. LD50- halten för olika kemiska former av arsenik.

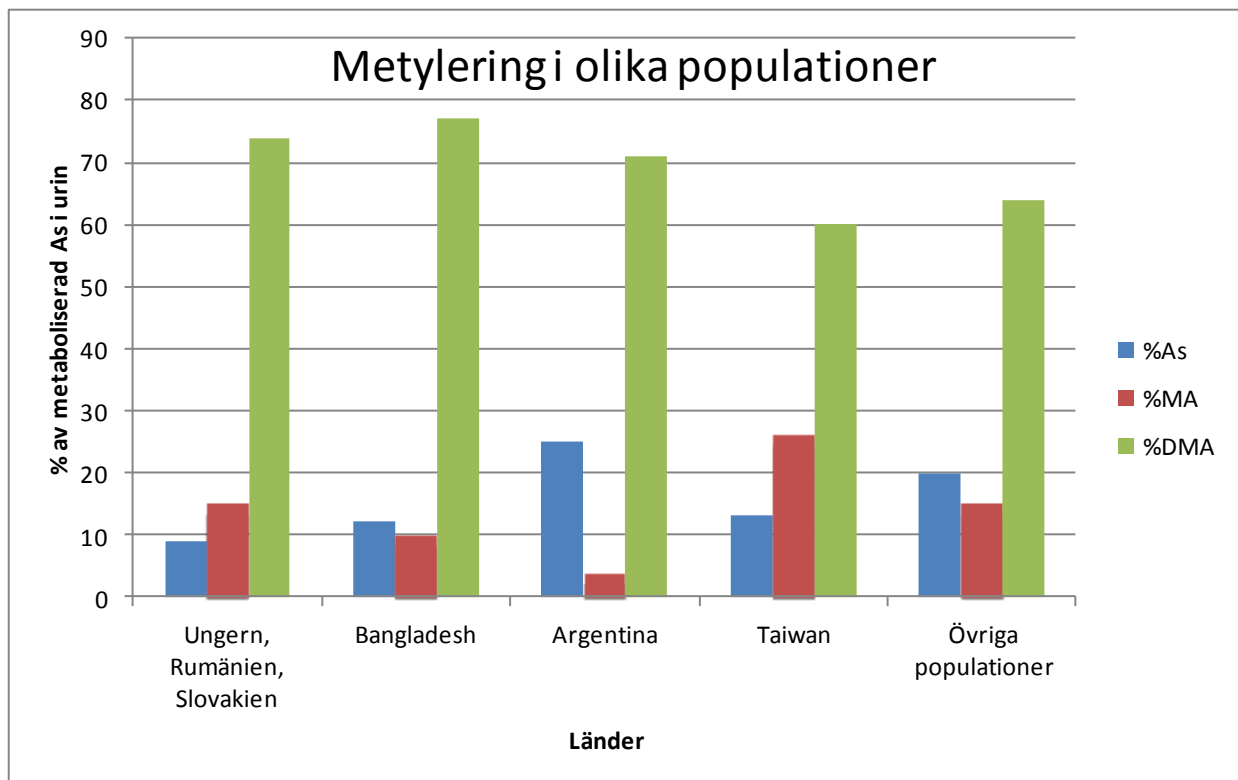
Typ av arsenik	LD ₅₀ (mg/kg)	Djur
Oorganisk arsenik [As(III)]	4.5	Råtta
Oorganisk arsenat[As(V)]	14-18	Råtta
MMAA- monomethylarsonsyra	1.800	Mus
DMAA- dimethylarsinsyra	1.200	Mus
TMAO- trimethylarsinoxid	10.600	Mus
AsB- arsenobetaine (marin)	>10,000	Mus
AsC- arsenocholine (marin)	6.000	Mus

ligt Lindberg (2007), som återkopplar till arbete från Buchet et al 1984; Buchet and Lauwerys, 1985; Charbonneau et al, 1979; Geubel et al.1988; Healy et al.1998; Lerman et al. 1983; Vahter, 1981, i levern med hjälp av blodet som kommer till levern från tarmen. Blodet skickas sedan ut i kroppen. De säger även att metyleringen kan ske på andra platser i kroppen, men att detta sker i en betydligt mindre skala. Metylerad arsenik utsöndras mycket snabbare, inom en vecka har drygt 50 % utsöndrats med urinen. För den organiska arseniken, som tillkommer genom intag av havslevande djur går det ännu snabbare (SGU 2005). Enligt Lindberg (2007) har halva mängden arsenik utsöndrats genom kroppen på endast 4 dagar (60 % med urinen och 6 % med avföringen).

Det skiljer däremot mycket hur fort arsenik utsöndras för olika individer. Ett experiment med 6 frivilliga fick en engångdos av arsenik oralt och man mätte sedan mängden arsenik under 103 dagar (Pomroy et al., 1979). Man kom där med fram till hur mycket halveringstiden skiljde sig mellan olika individer. 65,9 % av försökspersonerna hade halverat sin arsenikhalt i kroppen efter 2,09 dagar, 30,4 % inom 9,5 dagar och för 3,7 % tog det 38,4 dagar att utsöndra halva arsenikmängden (Pomroy et al., 1979).

Det finns flera saker som påverkar hur mycket arsenik som stannar i kroppen. Främst rör sig detta om hur mycket arsenik som kroppen kan metylera (Lindberg 2007). Om man har mycket kvar av det första stadiet av arsenik i urinen tyder detta på att arseniken inte har metyliserats lika bra och det kan ge skador i kroppen (Lindberg 2007). Hur fort kroppen kan metylisera arsenik beror bland annat på ålder, rökning och kön. Maten spelade en mindre roll enligt Lindberg (2007). Däremot hävdar SSI- rapport 2008:15 att näringsförhållanden kan påverka risken för cancer vid arsenikintag.

Lindberg (2007) gjorde även ett arbete om hur arsenikomvandlingen skiljer sig i olika länder och populationer. Hon visar på att olika populationer är olika bra på att metylisera arsenik. Till exempel är populationen i norra Argentina och Chile bra på att omvandla arsenik, medan populationen i Taiwan inte är lika bra



Figur 2 . Modifierad från Lindberg (2007). Hur bra olika populationer är på att metylisera arsenik. As står för arsenik, MA står för metyliserat och DMA står för dimetyliserat.

(Lindberg 2007). I figur 2 visas detta och man ser skillnaden i metyliseringen bland olika populationer.

Fertiliteten påverkar också omvandlingen av arsenik. Hos kvinnor i fertil ålder (20-60 år) finns det mer omvandlad arsenik i urinen, och därmed har arseniken inte kunnat skada kroppen lika mycket (Lindberg 2007). Detta påverkas av fertilitetshormoner och finns inte hos den yngre eller äldre delen av befolkningen (Lindberg 2007). Män påverkas mer av arsenik genom att få mer hudförändringar än kvinnor (Lindberg 2007).

Figur 3 och 4 är från Lindberg (2007) och visar olika åldersgrupper i Europa och Bangladesh och hur mycket män respektive kvinnor kan metylisera arsenik. För Ungern, Slovakien och Rumänien saknas data för åldern 0-20 år. Man kan se att både män och kvinnor i Bangladesh har svårare än befolkningen i Europa att omvandla arseniken.

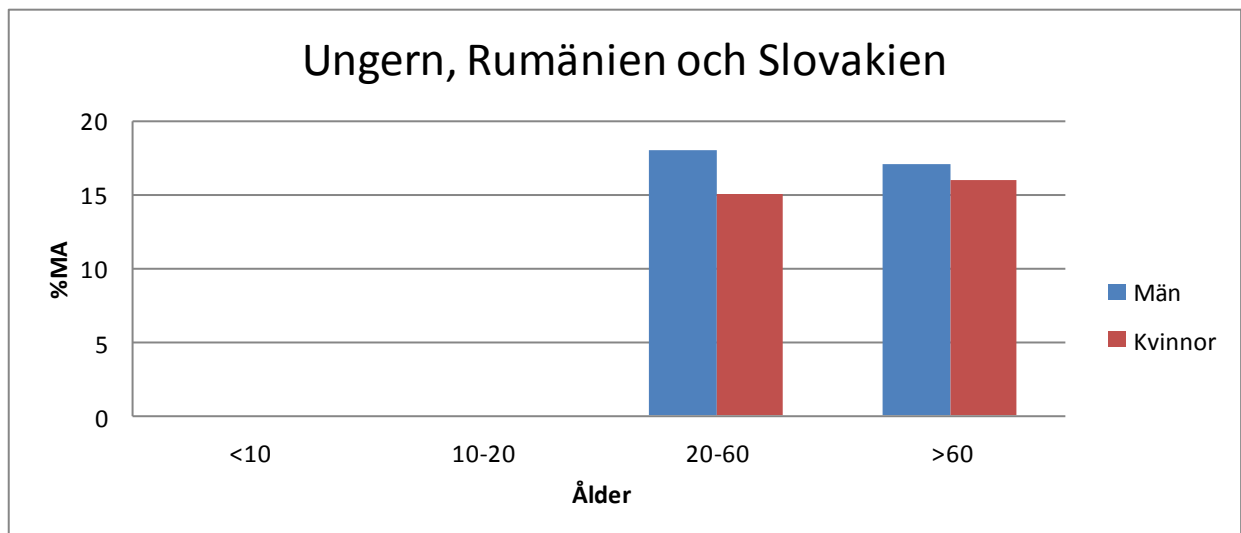
Rökning har också visat sig samverka och ge mer skador vid arsenikexponering för rökare än för icke-rökare. Det visas genom figur 5 som beskriver hur rökning påverkar kroppens förmåga att metylisera arseniken vid olika stort intag av arsenik varje dag. Man ser då att det skiljer sig betydligt med metyliseringen i kroppen mellan rökare och icke-rökare (SSI- rapport 2008:15). Detta gällde dock för män i Bangladesh, och inte bland män i Europa. Anledningen till att man inte kunde finna ett samband för den europeiska befolkningen beror enligt Lindberg (2007) på att studien gjordes genom att dela upp i tertiler och hos den lägsta

tertilen såg man ingen påverkan, vilket skulle kunna förklara varför det inte fanns något samband mellan den europeiska studien och den från Bangladesh (Lindberg 2007). Arseniken i tobak kommer främst från bekämpningsmedel på tobaksplantagen, även om arsenik i bekämpningsmedel har minskat markant efter att lagstiftningar införts i flertalet länder (EU 2001). WHO (World Health Organisation) beräknar att en vanlig cigarett innehåller mellan 40-120 nanogram arsenik (EU 2001). Absorptionen beräknas vara 40 % i luftvägarna och 75-85 % av depositions mängden (EU 2001). EU (2001) hänvisar till WHO som också hävdar att absorptionen av den inandande cigaretttröken är 30-35 %.

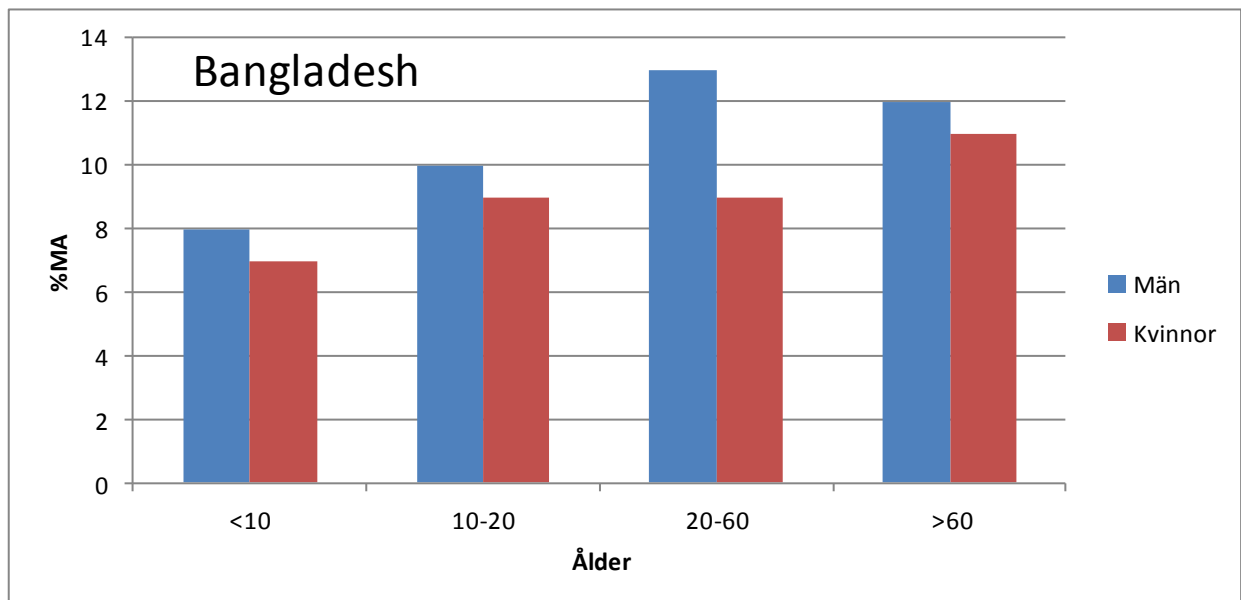
Något som däremot kan minska påverkan från arsenik är selen (SSI- rapport 2008:15) som man finner i kött, fågel och mejeriprodukter (Livsmedelsverket, 2011a). Lindberg (2007) säger att brist på protein, kolin, B- vitamin, folsyra och selen minskar kroppens förmåga att metylisera arseniken, vilket kan leda till större skador.

3.2.6 Symtom vid arsenikpåverkan

Arsenik har en latenstid (tiden innan symptomen börjar visa sig) på mellan 5- 10 år (Lindberg 2007) och Selinus (2010) säger att arsenikorsakad hudcancer har en latenstid på 3-40 år. I Sverige finns få fall av arsenikförgiftning, men i samband med långvarig arbetsmässig exponering, exempelvis inom gruvindustrin, kan det finnas risker (Arbets- och miljömedicin Uppsala). Det



Figur 3. Modifierad tabell från Lindberg (2007). Skillnaden i metylering av arsenik mellan män och kvinnor i Ungern, Rumänien och Slovakien. MA står för metylerat, så mängden metylerad arsenik i procent.



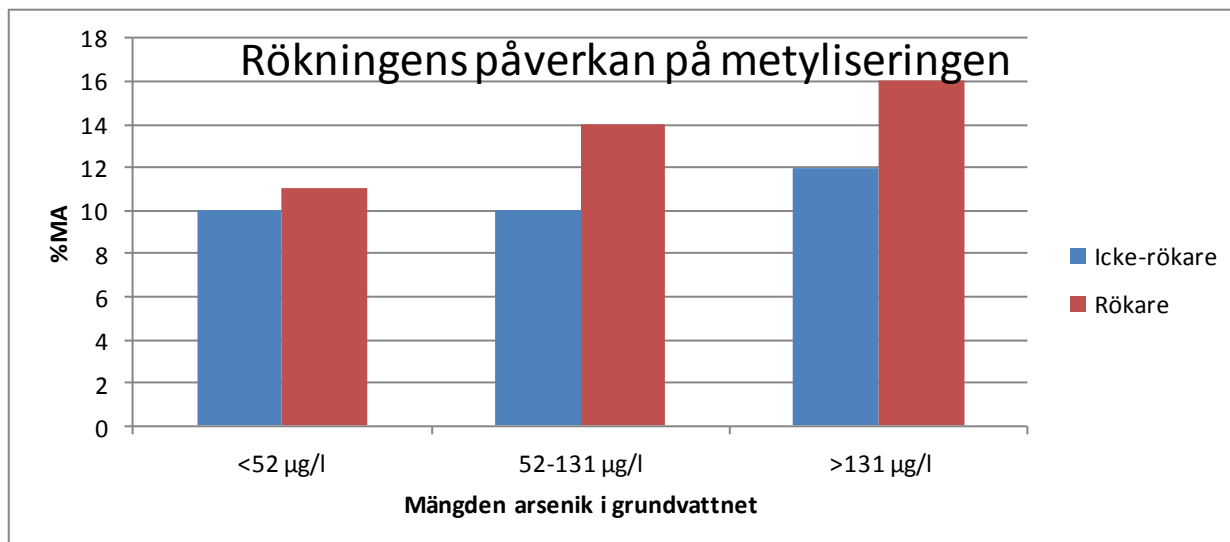
Figur 4. Modifierad tabell från Lindberg (2007). Skillnaden i metylering av arsenik mellan män och kvinnor i Bangladesh. MA står för metylerat, så mängden metylerad arsenik i procent.

finns däremot flera andra delar av världen där arsenikpåverkan syns på den generella befolkningen, till exempel i Bangladesh. Arsenikintag i låga doser leder i första hand till pigmentförändringar, ofta på fotsulorna och händerna (SSI- rapport 2008:15). Dessa hudförändringar kan sedan leda vidare till hudcancer. Detta visar tydligt på att hudcancer är orsakad av arsenik då den sitter på områden av kroppen som vanligen inte drabbas av hudcancer. Hudcancer beror oftast på solens UV- strålar (Lindberg 2007). Arsenik är även det enda kemiska carcinogena ämnet som ger hudcancer vid förtäring (Selinus 2010). Efter en tids exponering kan pigmentförändringarna bilda melanos (hyperpigmentering) och sätta sig karaktäristiskt på ögonlock, hals, tinning, bröstvårtor och armhålorna

(Arbets- och miljömedicin Uppsala). Dessa kan utvecklas till hudcancer. För yrkesexponerade finns även risk för lungcancer (Selinus 2010).

Arsenik ger både cancerogena och icke- cancerogena effekter. De cancerogena effekterna drabbar urinblåsa, lungor, njure, näsgångar, huden, levern och prostata (EPA, 2007)

Bland de icke- cancerogena sjukdomarna finns hjärt- och kärlsjukdomar (EPA, 2007), skador på benmärgens blodbildning (Danielsson, Pihl Karlsson, 2011), diabetes mellitus, lever och nervskador och kronisk hosta (Lindberg 2007). Skada på benmärgen påverkar de vita blodkropparna, vilket leder till ökad infektionskänslighet. Detta förklarar till viss del påverkan på lungorna vid kronisk arsenikexponering



Figur 5 . Modifierad tabell från Lindberg (2007). Beskriver hur rökning påverkar metyleringen av arsenik med olika halt av arsenik i vattnet.

(Selinus 2010). Symtomen av arsenikförgiftning minskar däremot vid minskat eller avbrutet intag (Naturvårdsverket 2005).

Vid akut förgiftning drabbas man av häftiga kräkningar, diarré, (EPA, okänt år) och slutligen cirkulationssvikt (Arbets- och miljömedicin Uppsala). Upprepad exponering av icke- dödliga doser ger mer diffus sjukdomsbild med symptom som leder till leverpåverkan, anorexi, ödem och symptom från hjärtat och andningsorganen (Arbets- och miljömedicin Uppsala).

Arseniken absorberas i kroppen genom mag- och tarmkanalen, lungorna och huden (Selinus 2010). Den oorganiska arseniken tas lätt upp i mag- och tarmkanalen, som absorberar upp till 80-90 %. Hudabsorptionen är dock låg (Lindberg 2007), liksom upptaget av elementär arsenik i mag- och tarmkanalen (Selinus 2010).

De flesta är överens om att man är mer känslig för arsenik när man är yngre (SSI- rapport 2008:15; Resultatrapport Naturvårdsverket 2005) medan National Research Council (2001) hävdar att barn inte påverkas mer, men att de kan påverkas mer beroende på kroppsvikten är låg jämfört med mängden intag av arsenikhaltigt vatten, samt att de kan påverkas under hela livstiden.

Arsenik tar sig via livmodern in till fostret, men inte i några större mängder via bröstmjölken, varav att barnet får i sig mindre arsenik ju längre det ammas (SGU 2005). Det finns även en djurstudie som tyder på att man har markant ökad cancerrisk i vuxen ålder om man exponerades av arsenik i fosterstadiet (SGU 2005).

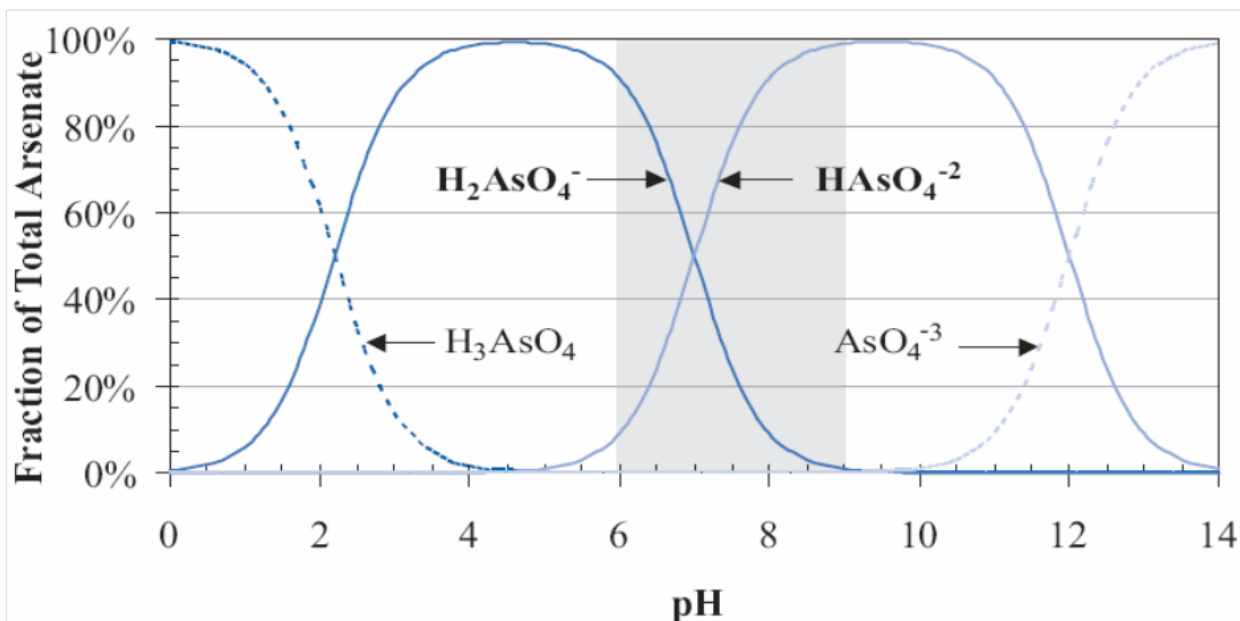
Man beräknar att mängden arsenik man får i sig genom inandning i luft som inte ligger nära en arsenik-emitterande industri är 5 ng/dag, vilket kan ses som en bakgrundshalt av arsenik (Naturvårdsverket rapport 5882, 2008). Luftexponering av arsenik kan komma från gruvindustri eller annan industri som använder arsenik i sin tillverkning. I luft som inte ligger i närheten av en sådan industri är nivåerna låga och är en för-

sumbar del av den totala arsenikexponeringen. Halterna ligger på 0,1-1 ng/m³ luft (Naturvårdsverket rapport 5882, 2008). En försumbar risk för lungcancer av arsenik betyder 1 fall per 1000000 (Naturvårdsverket rapport 5882, 2008). Den vanligaste formen av cancer vid luftexponering av arsenik är lungcancer (EU 2001). Målet anser WHO kan uppnås om lufthalten ligger på 0,7 ng/m³, och EU har kommit fram till värden på 5 ng/m³ för en försumbar cancerrisk (Naturvårdsverket rapport 5882, 2008). De stora skillnaderna beror enligt Naturvårdsverket rapport 5882 (2008) på hur toxiskt man anser att arsenik är. Lågrisknivån för WHO:s antagande (1 fall per 100000) ligger då på 7 ng/m³. En studie av World Health Organisation visar att de som jobbar på, eller bor i närheten av smältverk i Sverige har högre sannolikhet att föda barn som har lägre födelsevikt eller drabbas av spontana aborter. De kvinnor som jobbar på smältverk hade också större sannolikhet att föda barn med medfödda missbildningar (EU 2001).

3.3 Arsenik i miljön

3.3.1 Var finns det mycket arsenik i Sverige

Arsenik finns i stora mängder naturligt, och med antropogena lokala utsläpp ökar skadeverkningarna betydligt. I närheten av ett stort utsläpp av arsenik med halter på 1000 mg As/kg jord innebär det att ett barn får i sig cirka 10 milligram arsenik vid intag av en näve jord (10 gram), och detta kan orsaka kraftiga förgiftningsskador hos barnet (Selinus 2010). Massaindustrin är den största antropogena arsenikkällan enligt Naturvårdsverket rapport 5882 (2008), medan Lindberg (2007) menar att det är gruvindustrin som är den största källan följt av brännande av fossila bränslen. Detta kan eventuellt bero på skillnader i olika länder. I USA år 2001 kom 90 % av den industriella arseniken från träskydd (EPA 2001). Man använde då arse-



Figur 6 . Bild från EPA (2002). Beskrivning av arsenikens olika förekomster vid olika pH.

nik(V)oxid för att skydda träet (Naturvårdsverket, Kemikalieinspektionen, 2010), med så kallade CCA- medel som består av arsenik tillsammans med koppar och krom (Selinus 2010). Minskningen skedde på frivillig väg, främst i USA som var världens största konsument av arsenik (SGU 2005) Detta medel får idag endast användas till speciella ändamål, vilket har gjort att mängden industriell arsenik har minskat markant. Exempel på speciella ändamål är exempel om träet skall vara nedgrävt (SGU 2005). Ett kvarstående problem är dock all träimpregneringsarsenik som redan finns i naturen och som ska deponeras inom en nära framtid (Selinus 2010).

I Sverige finns det mycket arsenik naturligt i sydöstra Skåne, Uppsala och Västerbotten (SGU 2005). I Skåne är arseniken mobil. Prover har också visat att järnhydroxiderna i vattnet inte är stabila, och detta kan tyda på att arseniken kan finnas som fri form i grundvattnet.

I Uppsala antas de förhöjda arsenikhalterna bero på ett naturligt högt pH i berggrundvattnet.

Norrland har mycket metall- och gruvindustri där arsenik sprids. Det är även naturligt höga halter i berggrunden (SGU 2005).

3.3.2 Redox och pH

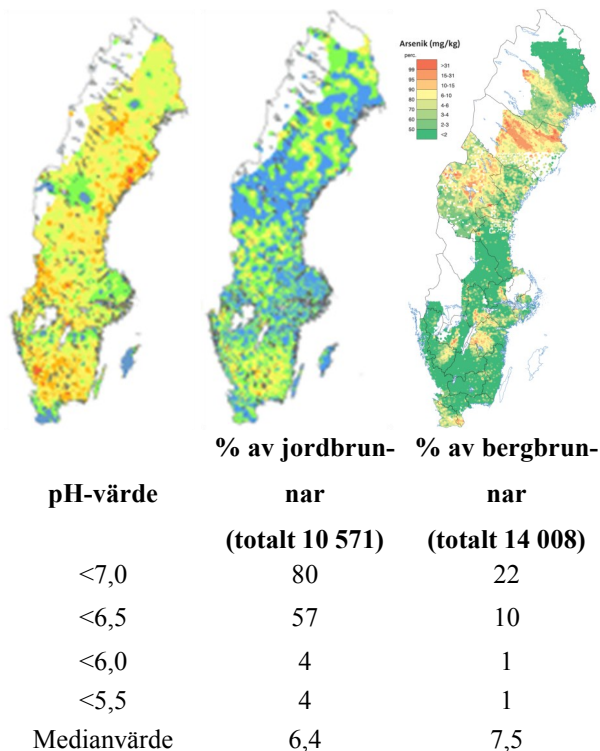
Arsenik är ofta hårt bundet till lermineral, metallhydroxider samt organiskt material. Främst binds arseniken till järnhydroxider av metallerna, men även till mangan och aluminium (SGU 2005). Detta gör att, det trots att det finns mycket arsenik i marken och att arsenik är lösligt, (Selinus 2010) inte finns så mycket arsenik i grundvattnet eller fritt i miljön (SSI- rapport 2008:15). På grund av detta hittar man ofta arsenik som anrikats i lersediment och i ythorisonten (Selinus 2010). Adsorptionen av arsenik är som högst vid lågt eller neutralt pH. Ökar pH, eller att det är naturligt

högt, kommer arseniken att lösas upp och bli fritt. Detta gäller särskilt för pH över 8,5 i oxiderande miljöer (SGU 2005).

Vissa mindre studier tyder på att pH inte spelar någon central roll när det kommer till mängden löst arsenik i vattnet (SSI- rapport 2008:15). Det gjordes en undersökning som visade på ett R^2 - samband på 0,05, vilket indikerar på att det endast är ett svagt samband (SSI rapport 2008:15). Vilken form av arsenik som förekommer påverkas däremot av pH, och då de olika formerna är skadliga i olika grad kan detta vara väsentligt när man ska bedöma skadeverkningsgraden (Socialstyrelsen 2007). Som man kan se i figur 6 ändras arsenik beroende på pH i marken eller vattnet. Arsenit - och arsenatjonerna är stabila över stora pH-intervall, men att arsenat övergår till arsenit vid ökat pH.

Arsenikens form är också beroende på redoxpotentialen (Socialstyrelsen 2007). När det gäller vatten säger Socialstyrelsen (2007) att om det finns mycket syre i vattnet så är det ofta en hög redoxpotential medan det vid låg syrehalt är en låg redoxpotential. I det syrerika, oxiderande vattnet dominerar femvärd arsenik (arsenat) som inte är lika giftig som den trevärd arseniken (arsenit) som förekommer i syrefattiga miljöer (Socialstyrelsen 2007).

Arsenik förekommer, till skillnad från de flesta andra metaller, som en negativt laddad jon i naturen. Detta gör att åtgärder som oftast minskar skadeverkningar från metaller, såsom kalkning för att höja pH-halten, kommer att göra så att arseniken går i lösning (SGU 2005). För att citera Naturvårdsverket (2011) ” Om försurat grundvatten återhämtar sig från försurningen kan det leda till högre arsenikhalter om syretillgången är dålig” (slutcit). Att arseniken är mer löslig än andra metaller märks på att det är ungefär samma nivåer av arsenik i morän som i närliggande



Figur 7 a, b, c. pH i a) jordbrunnar b) bergsborrade brunnar, c) mängden arsenik i marken. Från SGU "Grundvattnets kemi i Sverige" ((a), b). Figur c) från SGU 2005. Visar pH i olika brunnar och kan jämföras med arsenikhalten i marken. Tillhörande tabell med antalet brunnar

bäckvattenväxter (Selinus, Lax 2005).

Vid reducerande förhållanden ändras metallhydroxiderna som arsenik fästes på. Järn till exempel övergår från trevärt till tvåvärt järn, vilket gör att arseniken kommer i fri form.

Reducerande miljö gör även att arsenikens form ändras, den går från den femvärda formen (arsenat) till den betydligt mer skadliga trevärda arseniken (arsenit) (SGU 2005).

Sverigekartorna (Figur 7) visar pH i bergsborrade respektive jordborrade brunnar samt en jämförande figur med mängden arsenik i marken. Kartorna kommer från SGU. De visar dock bara sura miljöer (pH<7) och inte basiska. Det är främst basiskt pH som är intressant när det gäller arsenik då det är då de stora kemiska förändringarna sker.

3.3.3 Arsenik i grundvattnet

Det som påverkar mängden arsenik i vattnet är, som sagts ovan, vattnets redoxpotential och pH (Selinus, Lax 2005).

Den dominerande formen av arsenik vid ytvatten är den femvärda, medan det längre ner i grundvattnet föreligger både som tre- och femvärd (EPA 2004). Det finns dock fyra olika oxidationsstadiet av arsenik i grundvatten, men den tre- och femvärda är vanligast (EPA 2002).

För brunnar skiljer det sig med arsenikhalten beroende på om det är en bergborrad eller jordborrad brunn

(Naturvårdsverket 2011). Det finns 1,2 miljoner permanentboende i Sverige som har en egen brunn, och av dessa är 700000 bergborrade (SSI rapport 2008:15). Arseniknivåerna testas i regel inte för brunnar (SSI rapport 2008:15). Medianvärdet för slumpvist utvalda brunnar i Sverige har arseniknivåer på 0,25 µg/l (SSI rapport 2008:15), vilket är nivåer som inte leder till några allvarliga hälsoeffekter. SGU (2005) visar på ett medelvärde i Sveriges brunnar på 0,17 µg/l arsenik, med en variationskonstant på 142 % samt ett riksmedianvärde på 0,09 µg/l. Dessa provtagningar är främst tagna från brunnar i moräner och isälvsavlagringar. Anledningen till att det skiljer i arsenikhalt mellan olika sorters brunnar beror på syresättningen och pH. Vid lägre syresättning och högre pH går arsenik i lösning (Naturvårdsverket 2011). Mängden arsenik beror mest på hur mycket arsenik det finns naturligt eller via industrier på platsen.

Det finns områden i Sverige med förhöjda arsenikhalter i brunnsvattnet. Dessa är Skellefteåfältet i Västerbotten, Västernorrland, Smedjebacken och Enköping (Selinus 2010). För Skellefteå är det sulfidrika berggrunder som ger förhöjda värden, medan det annars beror på att brunnarna placeras i äldre sedimentlager (Selinus 2010). Det finns förhöjda halter av arsenik i brunnsvattnet i delar av Skåne i områden med alunskiffer. Förhöjda halter av alunskiffer finns även i andra delar av Sverige, till exempel i Västergötland och Jämtland, men här har man inte kunnat finna förhöjda arsenikhalter (Selinus 2010). I bilaga 1 kan man se hur arseniknivåerna ligger i bergsborrade respektive jordborrade brunnar i Sverige. Tabell 10 visar hur vattnet är i olika delar av landet. I de övriga länen fanns det inga brunnar som översteg värdet på 10 µg As/l (SSI-rapport 2008:15). De klart högsta värdena finns i Västerbotten, vilket troligtvis har att göra med gruvindustrin och berggrunden, även om det var fler provtagningar i Västerbotten än i de andra länen. Då arsenik förekommer mer i vissa material, såsom guld, koppar och blymalmer (Selinus 2010) kan det förekomma i så kallade hot-spots. Det innebär att det finns lokala förhöjda nivåer på ett mindre område (EPA 2001).

3.3.4 Rening

Man har möjlighet att rena vattnet från arsenik. Främst gäller detta för boende med egenborrade brunnar då det kommunala vattnet är mer kontrollerat. Men självfallet behöver man även rena det kommunala vattnet. Det finns flera sätt att rena vattnet från arsenik, dock så är den trevärda arseniken mer skadlig, samtidigt som den är svårare att ta bort från vattnet än den femvärda (EPA 2002).

Vanliga reningsmetoder i Sverige är jonbytesteknik, adsorption och omvänd osmos. Med jonbytesteknik kan man rena vattnet genom att man byter ut joner. Den fungerar dock sämre med trevärd arsenik då den kan bilda en oladdad förening (Socialstyrelsen 2007).

Adsorption binder arseniken till filter, ofta med järn. Adsorption och jonbytesteknik renar upp till 98 % av vattnet från arsenik och räknas vara de bästa

Tabell 10. Tabell från SSI rapport 2008:15. Modifierad. Visar mängden arsenik i provtagna brunnar i Sverige.

Län	Antal brunnar > 10 µg/l	Antal provtagna brunnar
Gävleborg	1	32
Norrbottn	2	27
Skåne	3	39
Stockholm	3	42
Uppsala	6 (1 grävd)	45
Västerbotten	15	53
Västernorrland	5	32
Västmanland	1	27
Summa	36	297

reningsalternativen (SSI rapport 2008:15).

För omvänd osmos används ett membran som vattnet förs igenom. Vattnet renas på alla lösta ämnen som finns i vattnet och därmed även exempelvis salthalt, vilket leder till mindre god smak (Socialstyrelsen 2007).

När man avlägsnar järn från vattnet får man även bort arsenik då arseniken ofta är bundet till järnet (EPA 2002). Ett mer primitivt reningssätt för vissa länder är rening med lateritjord som innehåller stora mängder järn och som är vanligt förekommande i varma länder. I vissa länder med dålig vattenrening kan det vara ett alternativ att låta vattnet rinna igenom lateritjorden. Arseniken binds då upp till järnet och man får renat vatten (Rahman, Iwakabe, Kawasaki, 2008).

3.3.5 Arsenik i havet

Den vanligast förekommande formen av arsenik i havsvatten är arsenat då det i regel finns mycket syre i havsvatten (EU 2001). Havsvatten innehåller 2,6-3 µg arsenik/liter vid en salthalt på 35 promille. Detta är ett genomsnitt då arsenikhalten kan skilja sig betydligt beroende på syrehalt (SGU 2005). Arsenikhalten höjs också markant om det finns mycket i berggrunden eller om det har skett antropogena utsläpp i närheten (Selinus 2010). Antropogena utsläpp kan vara arsenik i båtfärg som svarar för upp till 32 ton arsenik per år globalt (SGU 2005).

Arseniken i havet omvandlas i större utsträckning till de mindre farliga organiska formerna som arsenobetain, arsenokolin och andra arsenik-sockerföreningar. Det beräknas vara 10 gånger högre halt av

dessa i marina djur än i landlevande (Selinus 2010). I en undersökning gjord av Livsmedelsverket såg man att det var högre arsenikhalt i saltvattenslevande fiskar och lägre i sötvattenslevande (Sundström, Jorhem 2010).

Det skiljer sig också hur mycket arsenik som tas upp mellan olika fiskarter. En studie av Vahter och Lind (1986) visar på att människor som åt spätta och skalldjur (crustacea) hade större mängd arsenik i urinen än de som sällan åt fisk, och andra fisksorter gav inte lika stor höjning av arseniknivåerna.

I tabell 11 finns beskrivet hur mycket arsenik som uppmättes i olika fiskar och flora vid Bohuskusten. Mätningarna skedde under en tioårsperiod och de olika stationerna visade ungefär samma värden. Mängden upptagen arsenik skiljer sig mellan olika livsformer.

3.3.6 Arsenik i marken

Liksom för vattnet finns det inte mycket löst arsenik i marken eftersom det i regel är hårt bundet till metallhydroxider, lermineral samt organiskt material (SGU 2005). Detta medför inte att det finns mindre mängd arsenik, men det finns inte tillgängligt på samma sätt. Adsorptionen är som starkast i sura, oxiderande miljöer och om detta ändras kommer det bli betydligt mer biotillgänglig arsenik i miljön (Selinus 2010).

Sverigekartan (Figur 8) är en beskrivning från SGU som visar arsenikhalterna i Sverige. Man kan avläsa att det finns mer arsenik i marken i Norrland, delar av Svealand och i Skåne.

Hur mycket arsenik som finns i marken beror till stor del på hur mycket det finns naturligt i berggrunden. Tabell 12 visar mängden arsenik i olika jordar i olika

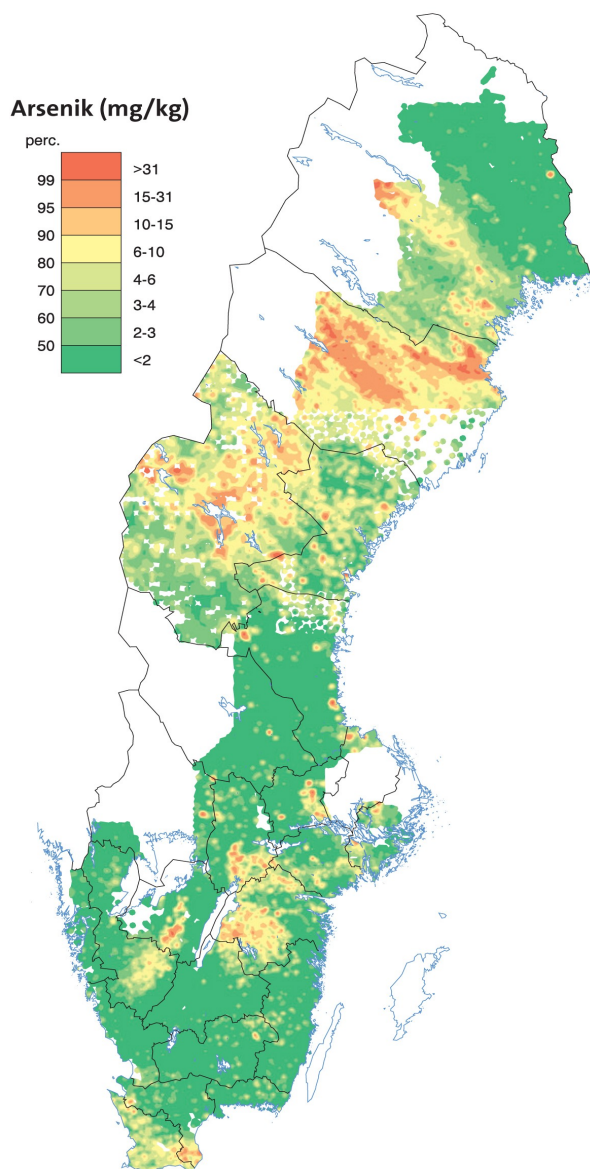
Tabell 11, modifierad av SGU (2005). Koncentrationen av arsenik i marin flora och fauna utmed Bohuskusten

Arsenik (As mg/kg ts) i biota, Bohuskusten	n	Variation	Medelvärde	Medianvärde
Blåstång (<i>Fucus vesiculosus</i>)	8	12–24	18	18
Blåmussla (<i>Mytilus edulis</i>)	8	0,39–19	10	9
Tånglake (<i>Zoarces viviparus</i>)	5	9–13	11	11
Torsklever (<i>Gadus morhua</i>)	5	5–37	19	9

delar av världen. Det skiljer sig markant mellan olika jordmåner och är olika beroende på det geografiska läget. Det beror på att den lösa jorden ursprungligen kommer från berggrunden i närheten och avspeglar med andra ord den naturliga variationen som finns.

Enligt SGU (2005) är morän den bästa jordarten att se arsenikhalten på då den avspeglar berggrunden i närheten. En del av skillnaderna mellan proverna kan dock bero på olika kornstorlek och mängden organiskt material, men den geografiska skillnaden är fortfarande stor (SGU 2005).

Arsenikhalter i åkermark och jordbruk ligger på 4,0 mg/kg för matjord i Sverige och med ett medianvärde på 3,2 mg/kg (SGU 2005). Det höga medelvärdet förklaras med att det finns områden med mycket högre halter arsenik- både naturliga och antropogena - som höjer medelvärdet markant. Grödor tar upp arsenik och



Figur 8 från SGU (2005). Mängden arsenik i markprover över Sverige.

vid en total koncentration på 25-85 mg/kg sker en skördeminskning beroende på den höga arsenikhalten i marken (Selinus 2010). Arseniken sprids när det används till bekämpningsmedel, till exempel på vinodlingar (Arbets- och miljömedicin Uppsala). Idag används arsenik i bekämpningsmedel endast i fåtalet länder, både som herbicider, insekticider och fungicider, men det förekommer fortfarande i större mängd på vinodlingar (SGU 2005).

3.3.7 Arsenik som luftförorening

Bara i Sverige släpptes 0,8 ton arsenik ut i luften år 2008 (Naturvårdsverket, Kemikalieinspektionen, 2010). Den luftburna arseniken kommer både från naturliga källor och från industrier. Exempel på naturliga källor är vulkanutbrott och vinderosion av arsenikrika mineral, medan det kan tillkomma antropogent genom förbränning av fossila bränslen, gruvdrift, bekämpningsmedel inom jordbruket eller från smältverk (Danielsson, Pihl Karlsson, 2011). De vanligaste arsenikutsläppen till luft i Sverige kommer från massaindustrin (Naturvårdsverket rapport 5882, 2008). Det är dock endast en liten del av den totala arseniken som finns i luften, och den luftburna arseniken står endast för en liten del av vår totala arsenikexponering (Selinus 2010).

Regeringskansliet har i Luftkvalitetsförordning 2010:477 från år 2010 sagt såhär om arseniknivåer i luften:

”22 § För att skydda människors hälsa ska det eftersträvas att arsenik från och med den 1 januari 2013 inte förekommer i utomhusluft med mer än i genomsnitt 6 nanogram per kubikmeter luft, beräknat vid provtagning och mätning av PM10 under ett kalenderår (årsmedelvärde).” (citrat Luftkvalitetsförordning 2010:477).

I bilaga 1 i Regeringskansliets Luftkvalitetsförordning (2010:477) står det om utvärderingströsklar för arsenik

”Norm för årsmedelvärde:

Övre tröskel: 3,6 nanogram per kubikmeter luft.

Nedre tröskel: 2,4 nanogram per kubikmeter luft.” (citrat Luftkvalitetsförordning 2010:477)

Naturvårdsverket (rapport 5882, 2008) ger föreslagna årsmedelvärden som man inte anser ska överskridas efter årsskiftet 2012 på 6 ng/m³ för arsenik (Naturvårdsverket rapport 5882, 2008). Arsenikens fraktion ligger i regel på PM_{2,5}, vilket är finare fraktioner som kan ta sig ner i luftvägarna. Vanliga bakgrundshalter ligger kring 0,5 ng/m³ i Sverige, men kan vara betydligt högre vid industrier eller vid andra utsläppskällor (Naturvårdsverket rapport 5882, 2008). För Europa är det uppmätt att arseniknivåerna ligger på ” 0-1 ng/m³ i avlägsna områden, 0,2-1,5 ng/m³ i lantliga områden, 0,5-3 ng/m³ i stadsbebyggelse, och upp till 50 ng/m³ i närheten av industriområden ” (översatt citat från engelska, EU 2001).

För att mäta luftnivåerna av arsenik använder man ofta mossor och mäter mängden tungmetaller i dessa.

Tabell 12, modifierad från SGU 2005:4. Mängden arsenik i olika jordar i olika delar av världen.

Jordar och sediment	Min	Median	Max
Mark världen		5.0	
Morän Sverige	0.13	1.1	778.0
Leror Sverige	0.13	1.4	23.0
Humus Norden	0.21	0.7	555.0
Ytjord Europa	0.32	7.03	282.0
Laterit Australien	<0.53	0	170.0
Bäcksediment Europa	<1.06	0.00	10.2
Mark, C- horisont <2 mm, aqua regia Kolahalvön	<0.10	0.5	30.7

Man använder mossa för att de tar nästintill enbart upp tungmetaller från nederbörd och luften och väldigt lite från marken, så den geografiska placeringen spelar mindre roll (Danielsson, Pihl Karlsson 2011). Mossa visar hur luftens tungmetallsinnehåll förändrats de senaste 2-3 åren (Rühling 2006). Man använde i regel väggmossa (*Pleurozium schreberi*) och om denna saknas på platsen användes husmossa (*Hylocomium splendens*) (SGU 2005). Proverna som tagits visar en ökning av arsenik i norra Sverige vid Skellefteå, vilket förklaras av gruvindustrin. Annars är det i regel mest arsenik i sydväst och som sedan minskar åt nordost. Detta beror på långväga transporter av arsenik (Danielsson, Pihl Karlsson 2011). Den vanligaste vindriktningen är från söder och från väster (SMHI 2011), vilket ger en riktning för långväga luftburen arsenik på sydväst till nordost. Det finns också några platser i mellersta och norra Sverige med höga halter av arsenik, och där man inte kunde förklara det genom vindriktning eller industri (Rühling 2006). Detta skulle kunna bero på pH- värden. Exempelvis i Uppsala finns förhöjda nivåer av arsenik, och detta tror man beror på höga pH- nivåer i berggrundvattnet (SGU 2005).

Vid kolförbränning kan arsenik spridas långväga i luften som flygaska då den finns bland sulfiderna i kolen, om det saknas tillräcklig rening (Danielsson, Pihl Karlsson 2011).

3.3.8 Hur förekomsten av arseniken ändrats genom tiden

Sedan 1970- talet har väldigt många tungmetaller minskat i naturen i Sverige, där ibland arsenik (Rühling 2006). Detta gäller för nästan hela Sverige förutom i norra Sveriges kustland (Danielsson, Pihl Karlsson 2011). Anledningen till att det inte minskat där är troligtvis beroende på att det finns så höga nivåer naturligt samt på grund av utsläpp från gruvindustrin. Arsenikkoncentrationen i hela Europa har minskat med 72 % mellan 1990-2005 (Danielsson, Pihl Karlsson 2011).

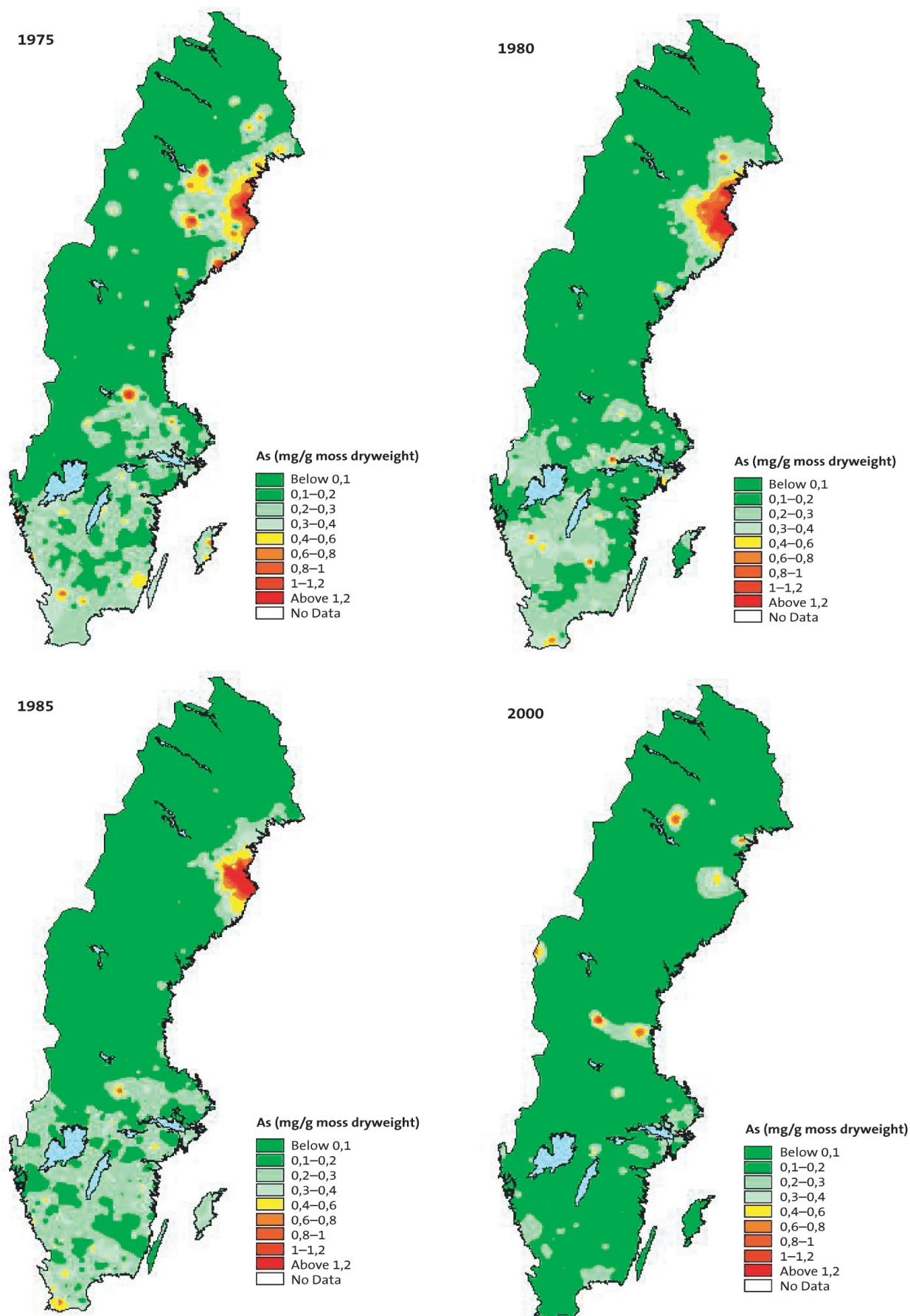
Tabell 13, 14 . Modifierad och uppskattad (1995-2010) från Danielsson, Pihl Karlsson (2011). Visar arsenikminskningen i procent i olika delar av Sverige under tabell 13) 1975-2010 och tabell 14) 1995-2010. För luftburen arsenik.

Arsenik 1975-2010	% minskning
Hela Sverige	72
Fjälltrakter	57
Norra Sveriges inland	67
Norra Sveriges kustland	73
Mellansverige	71
Sydöstra Sverige	76
Sydvästra Sverige	70
Arsenik 1995-2010	% minskning
Hela Sverige	65
Fjälltrakter	58
Norra Sveriges inland	57
Norra Sveriges kustland	58
Mellansverige	64
Sydöstra Sverige	67
Sydvästra Sverige	68

Som visas i tabell 13, 14 så har arsenikhalten sjunkit i hela Sverige om man ser till en 35- årsperiod (1975-2010). De senaste åren, 1995- 2010, kan man dock inte se någon direkt minskning av arsenik i mossa, varken i Sverige som helhet eller lokalt (Danielsson, Pihl Karlsson 2011). För 35- årsperioden har arseniknivåerna endast sjunkit signifikant i norra Sveriges kustland.

I figur 9-12 visas kartor där man kan följa skillnaden i arsenikmängden i mossa (luftburen arsenik) mellan 1975-2000. Proverna togs var femte år. Det saknas data från 1990 samt 1995. Men man kan ändå följa en tydlig minskning av arsenik i mossa.

Figur 9, 10, 11, 12 . Bilder tagna från SGU (2005). Visar minskningen av arsenik i mossor (luftburen) år 1975, 1980, 1985 samt 2000.



Sverige. Den ingår i en pågående undersökning av tungmetaller i ytnära sedimentära bergarter i Skåne (Johansson 2012) Undersökningen är gjord på Lunds Universitet och materialet som kommer från Andrarum i Skåne.

I Andrarum finns alunskiffer som brändes för tillverkning av alun. Man använde alun till ytbehandling av papper och som garvämne. När det tillverkades lämnades resterna (rödfyr) ofta kvar och kunde spridas vidare i naturen. Rödfyren kan i många avseenden jämföras med sulfidhaltigt gruvavfall (Envipro Miljöteknik AB 2005). Man har kommit fram till att området har fri arsenik genom att undersöka bäckvattenväxter. Genom dessa kan man utläsa mängden arsenik som växterna tar upp, på samma sätt som mossan. Undersökningarna visade på förhöjda halter arsenik, men även på järnhydroxider i brunnsvatten (SGU 2005). Det indikerar på att järnet inte är stabilt i området och därmed att arseniken kan finnas löst i brunnsvattnet (SGU 2005). Vatten från alunskifferrika områden smakar däremot inte gott och har därmed undvikits som dricksvatten under lång tid (Selinus 2010). Alunskifferrika marker behöver inte visa på mer arsenik i marken, till exempel finns det inga förhöjda arseniknivåer vid alunskiffern i Jämtland och Västergötland, medan det finns i Skåne (Selinus 2010).

I följande figurer (13-15) kan man avläsa arsenik- och järnhalten i provtagningen från Andrarum. Anledningen till att arsenik jämförs med järn är som beskrivits tidigare att arseniken binds i regel till järn. Det binds till andra ämnen än järn likaså, men det är vanligast att det binds till järnhydroxider och järnoxider. Man ser att järnet är betydligt vanligare i marken än arsenik.

4 Diskussion

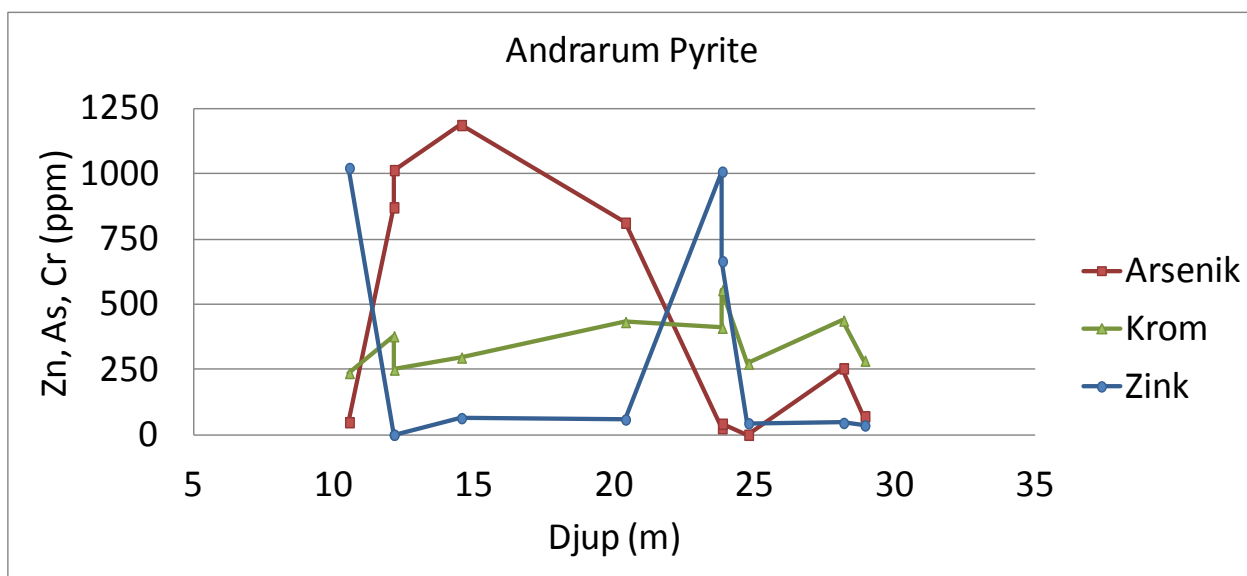
Att arsenik finns i så stora mängder och påverkar så många människor trots att man inte hör om det i vardagen är förvånande. Även att det mest kända fallet är från Bangladesh, medan Sverige har lika höga nivåer av arsenik, dock inte i dricksvattnet.

Att arsenik är farligt är det inget tal om, och att ju mindre arsenik det finns, desto bättre är det. Däremot skiljer oorganisk och organisk arsenik sig så mycket åt samt att det inte behöver vara dödligt så fort man kommer i kontakt med det.

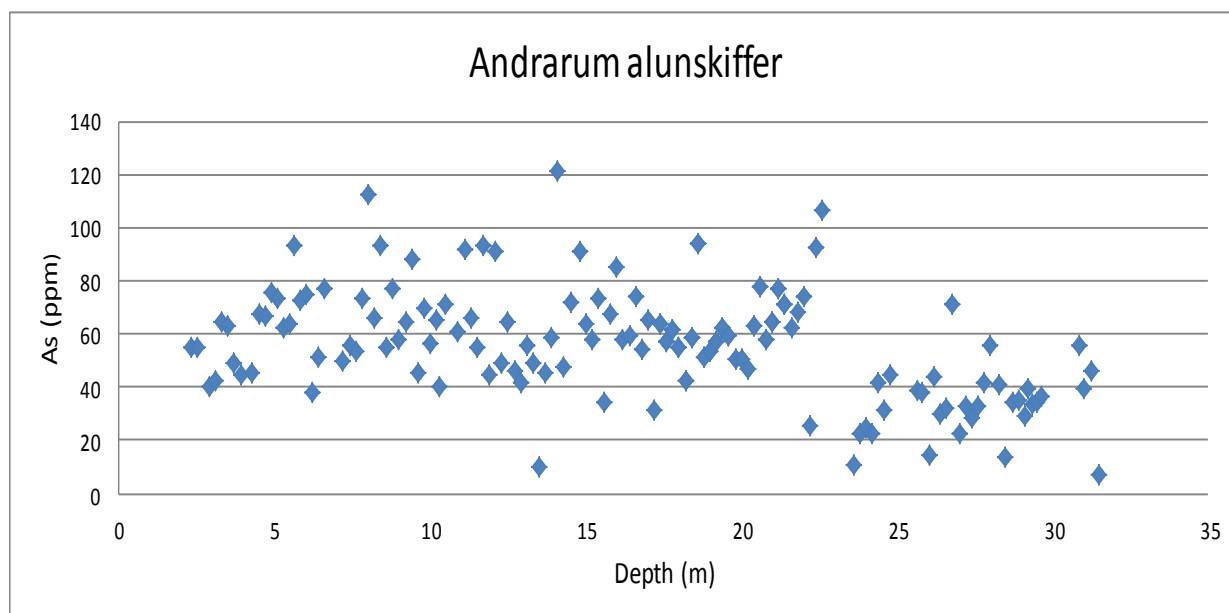
Halterna av arsenik i Sverige är relativt höga i många områden. Trots detta är det sällan man hör om arsenikförgiftning i Sverige i den omfattningen som till exempel förekommer i Indien och Bangladesh. Detta beror säkerligen på olika möjligheter att rena vattnet samt att sedimenten Bangladesh är unga och det skett ändringar i oxidationsförhållandena.

Rening kan ske så enkelt som borttagande av järn, till exempel i länder utan någon rening över huvudtaget kan det hjälpa oerhört att låta vattnet rinna genom lateritjord där järnet tar upp arseniken. Mer utbildning om rening skulle vara behövligt i många länder. För Sveriges del är det kommunala dricksvattnet nog kontrollerat, men det är 1,2 miljoner permanentboende i Sverige som har egen brunn. Arsenik kontrolleras i regel inte i brunnsvattnet om det inte föreligger särskilda skäl. Att detta vattnet kontrolleras är mycket viktigt för att se om vattnet är tjänligt. Det behövs information om det föreligger risker, men också om att arsenik kan förekomma nästan var som helst.

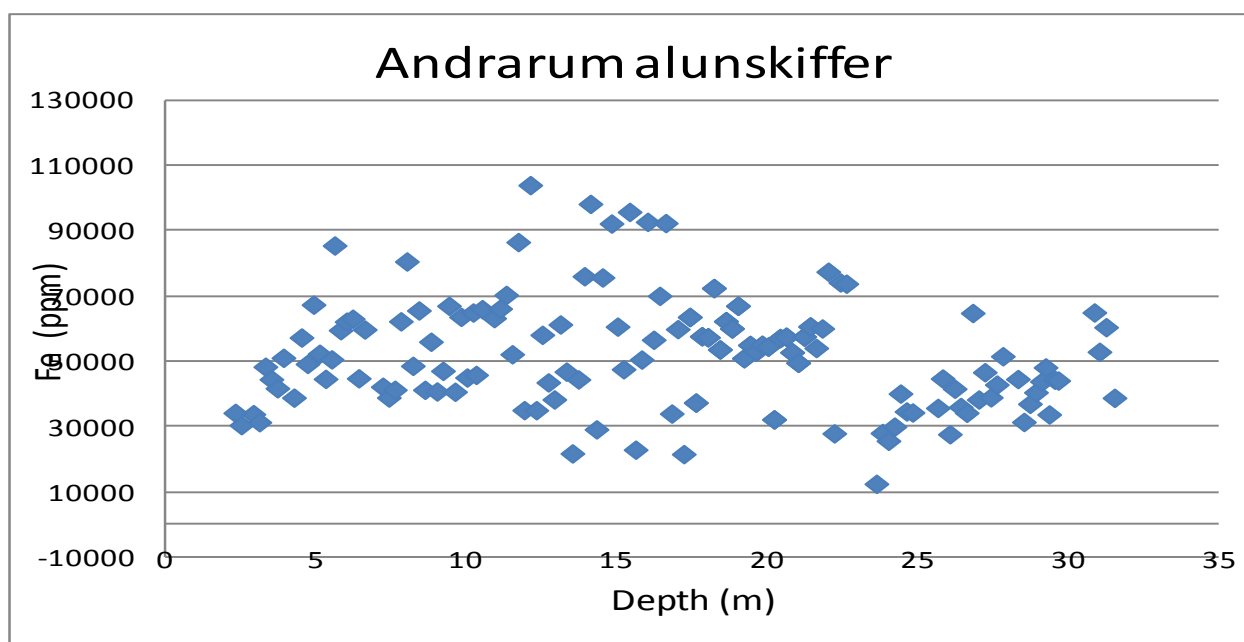
Något att fundera på är om provtagningarna är tillräckligt omfattande i Sverige. Arseniken analyserades i vatten från 297 brunnar. Arsenik kan förekomma som så kallade hot-spots, det vill säga att det finns betydligt förhöjda halter på lokala platser, vid exempelvis vissa malmer. I tabell 12 låg den svenska moränen i top med maxvärde, men det låg relativt lågt i medelvärde



Figur 13 . Zink, arsenik och krom på olika djup i Andrarums alunskiffer, (Johansson 2012).



Figur 14 . Arsenikhalten med avseende på djupet i alunskiffern från Andrarum. (Johansson 2012)



Figur 15 . Järnhalten med avseende på djupet i alunskiffern från Andrarum. (Johansson 2012)

för hela landet. Höga lokala nivåer ligger i regel vid industrier, och eventuellt vid gruvindustrier där det finns förhöjda halter i marken naturligt. Detta med höga lokala arseniknivåer gäller även för svensk åkermark.

De mindre omfattande proverna gäller även för hälsoeffekter till viss del. Man har kunnat fastställa det mesta med arsenikexponeringens hälsoeffekter genom att studera befolkningar som har stora mängder arsenik i dricksvattnet. Samtidigt skiljer det sig så mycket från individ till individ, beroende på kön, ålder och om man är rökare. Undersökningar med fåtal försökspersoner kan därför vara missvisande. Åldern påverkar starkt hur mycket arsenik som kan metyliseras, särskilt gäller detta för kvinnor i fertil ålder. Anledningen till detta är

troligtvis att människor har druckit arsenikhaltigt vatten i årtusenden och att kvinnor i den åldern behöver skyddas extra för att kunna föda fler barn. Därav har naturen skapat det på det sättet. Varför det inte finns liknande skydd för andra åldersgrupper är däremot oklart. Även det faktum att det kan vara essentiellt i små doser indikerar att kroppen är van vid arsenikintag och att människan helt enkelt har vant sig.

Olika populationer tål också arsenik olika bra, detta skulle också kunna indikera på att olika isolerade befolkningar har vant kroppen vid högre arseniknivåer så att evolutionen kunde fortsätta. I figur 3 och 4 ser man att befolkningen är mer benägen att omvandla arsenik i Europa än det var i Bangladesh. Detta tyder på att det är flera saker som spelar in, till exempel kost. Hur

skadlig arseniken är påverkas av ålder, kön och rökning. I figur 3, 4 och 5 kan man tydligt se att det skiljer sig mellan åldrar, kön och rökning. Rökare kan också få i sig arsenik genom själva cigaretterna, vilket förvärrar exponeringen.

Ifall barn var mer känsliga är de oense om, dock tror jag att man kan påstå att barn är mer känsliga i och med att de dricker mer och får i sig mer i förhållande till kroppsvikten än en vuxen person, samt att de troligtvis kommer att exponeras hela sitt liv om det börjar i barndomen. Det dröjer även lång tid innan latenstiden inträffat.

Det faktum att dricksvattennivåerna för arsenik tillåter fler cancerfall per invånare än andra liknande ämnen kan låta fruktansvärt. Men det är fortfarande så att 10 µg/liter ger få cancerfall, och det som har tagits upp som en rimlig nivå, 5 µg/l, skulle innebära extremt förhöjda kostnader för att rena vattnet. Frågan är om de sparade cancerfallen kan kompensera den mängden pengar som skulle kunna rädda många fler med mindre pengar. Detta är ingen lätt fråga att besvara, men i regel kan man nog hävda att det finns andra sätt att komma fler människor till gagn och rädda dem än att sänka till en rimlig nivå för arsenikhalten. Däremot anser jag att man ska vara medveten om att nivåer på 10 µg/l inte betyder att vattnet är helt säkert att dricka.

Kalkning och pH- höjande åtgärder blir allt vanligare i och med försurning av marken. Ofta kommer kalkningen att hjälpa andra problem och på så sätt kompensera för att arseniken blir mobil, men det är ändå värt att tänka på. Främst i vissa områden där det kan finnas mycket arsenik i marken, och kan man låta bli att höja pH där så är det oftast bättre. Man får väga för mot nackdelar och se vad som skulle vara bäst i det långa loppet.

Mängden tillgänglig arsenik i naturen har minskat i Sverige, och man kan även via mossprover visa på att den minskat i luften också. Minskningen har främst skett på frivillig väg, vilket är väldigt bra. Nu för tiden får arsenik endast användas om det är helt säkert för människa och natur. Det ändrar dock inte historien, idag finns mycket arsenik i omlopp. Träimpregnering och i produkter från industrin är de största exemplen. Vi har ännu inte mött vårt största problem, nämligen att deponera detta. Det kommer det att krävas stor kunskap och kapital, men det är genomförbart. Det står däremot klart att vi kommer att få stora problem snart.

Arseniken i Andrarum visar att det finns arsenik runt omkring oss i vardagen och att det påverkar. Vår för det finns mer arsenik i alunskiffern i Skåne, men att detta inte gäller för exempelvis Jämtland och Västergötland kan bero på att det är olika antropogena orsaker. Alunskiffern i Skåne kan ha deponerats på annat sätt, eller att det finns andra källor som tillsammans med de naturliga halterna ger ett högt arsenikinnehåll. Järnhalten spelar troligtvis stor roll. Det faktum att det finns fritt järn visar samtidigt på att det kan finnas fritt arsenik i grundvattnet, vilket ger skadeeffekter.

Mätdata från den egna undersökningen visade outi-

ners, det vill säga värden som avvek från den tänka mängden. Detta kan bero på felmätningar i mätningen, eller troligare att det beror på att arseniken finns samlad och är inte jämt utspridd. Detta gäller för nästan alla ämnen i naturen.

Anledningen till att arseniken verkar öka med djupet beror troligtvis på olika syrenivåer. Ju närmare markytan desto mer syre finns det. Järnhalten var relativt stabil med djupet, och vid syrefattiga förhållanden som tillkommer med djupet kommer arseniken gå i lösning. Då finns det mer arsenik. En annan trolig förklaring är att arseniken på visst djup även har tillkommit antropogent och lagts som deponi. Därmed finns det en förhöjd halt.

5 Tack

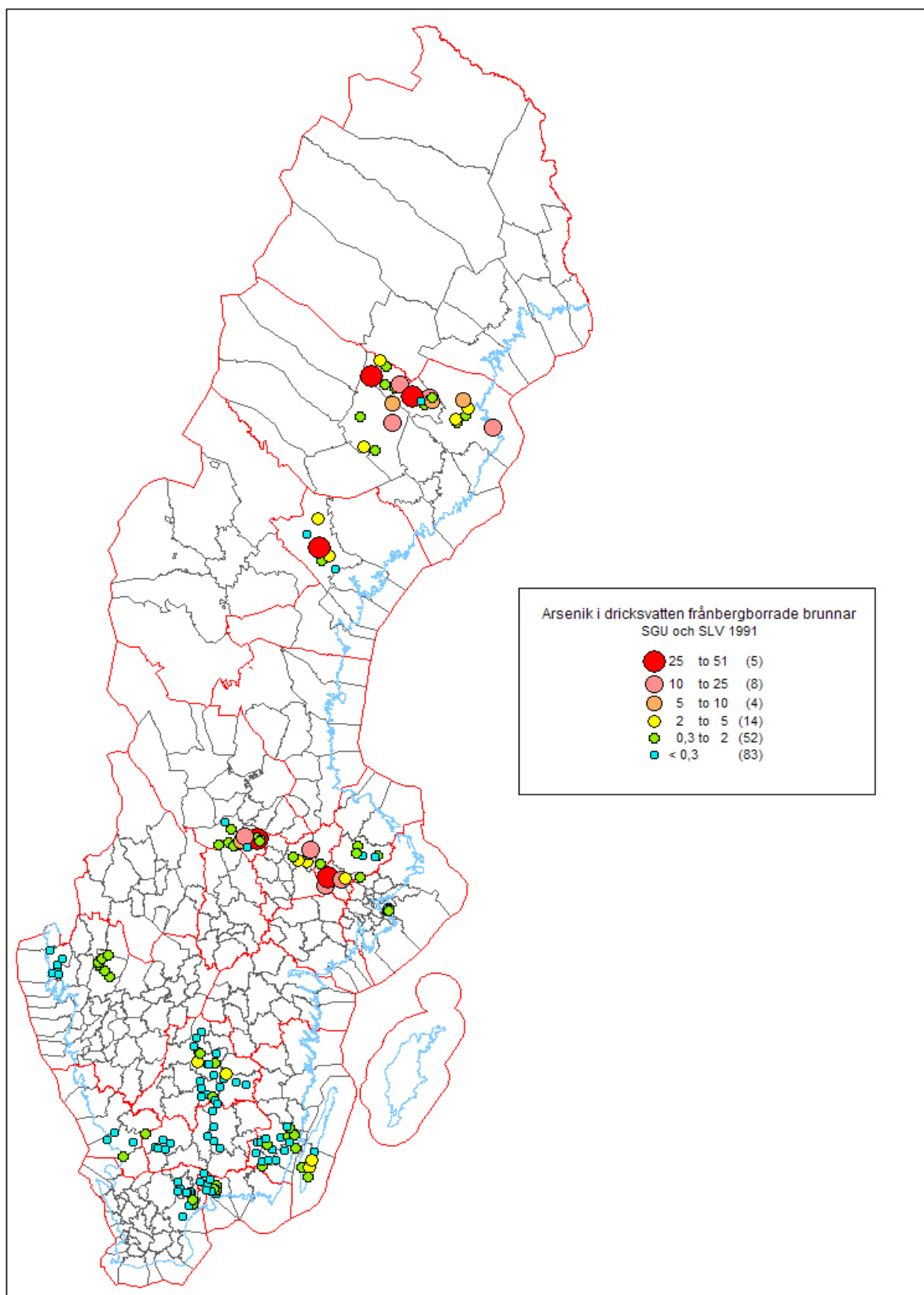
Jag skulle vilja tacka min handledare Leif Johansson vid Geologiska institutionen, Lunds universitet, för den hjälp som jag fått under detta kandidatarbete. Ett stort tack också till resterande personer vid Geologiska institutionen för tre underbara och lärorika år.

6 Referenser

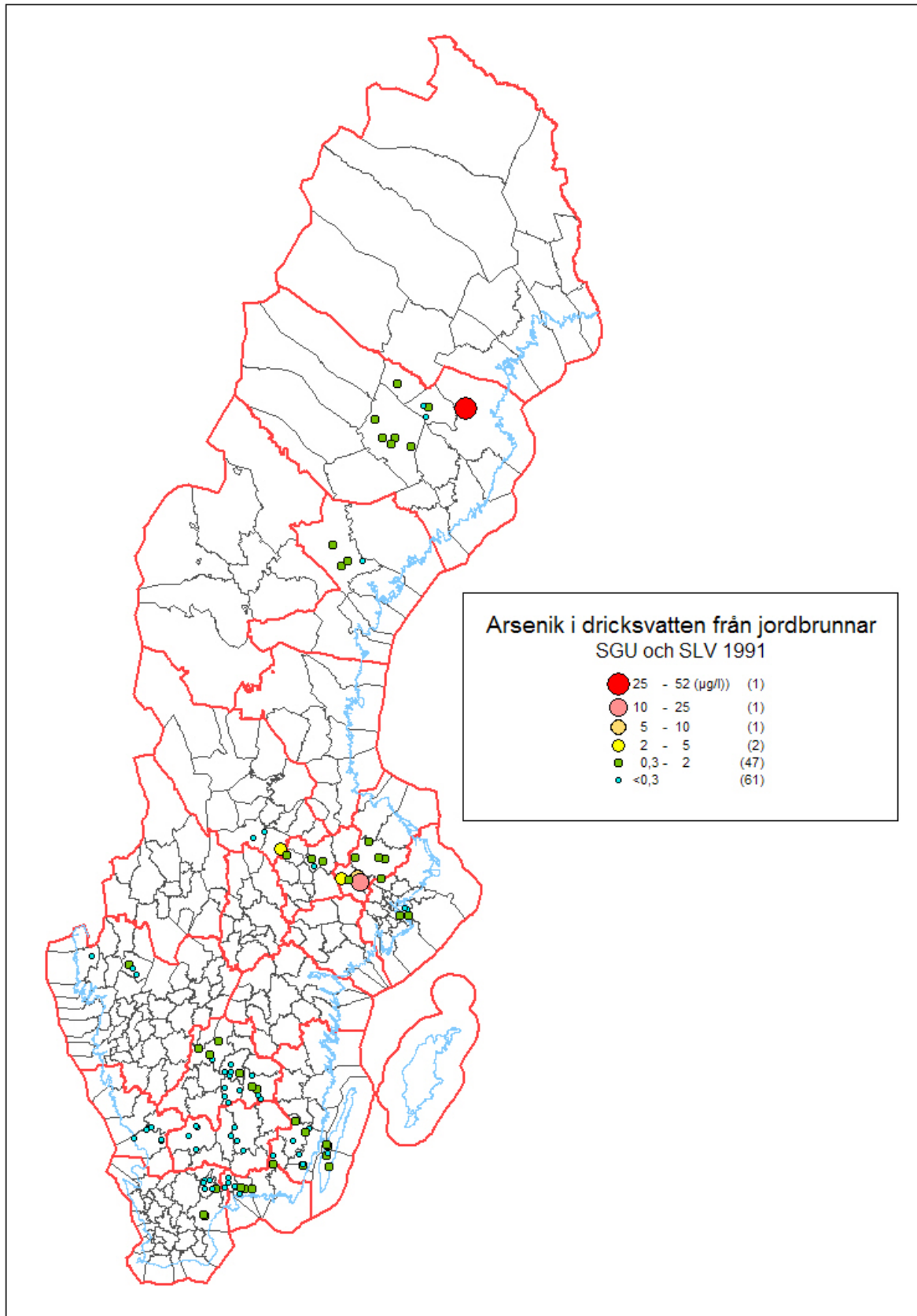
- Arbets- och miljömedicin (okänt år). Arsenik [Elektronisk]. Akademiska sjukhuset & Uppsala Universitet. 1 sida. Tillgänglig <http://www.ammupsala.se/default.asp?headId=6&pageId=345&subMenuOne=153> [2012-03-29].
- Danielsson, H. & Pihl Karlsson G., 2011. Metaller i mossor 2010 [Elektronisk]. IVL Svenska Miljöinstitutet AB. 70 sidor. Tillgänglig <http://www.ivl.se/download/18.50a499dd132037d524e80007844/B1994.pdf> [2012-03-30].
- Envipro Miljöteknik AB, 2005. ”Geokemiska undersökningar av rödfyr vid Knivinge, Linköping” [Elektronisk]. Envipro Miljöteknik AB. 69 sidor. Tillgänglig <http://www.lansstyrelsen.se/ostergotland/SiteCollectionDocuments/sv/miljo-och-klimat/verksamheter-med-miljopaverkan/forenadenomraden/RapportKnivinge051214.pdf> [2012-04-02].
- EPA, (okänt år). Arsenic in drinking water [Elektronisk]. United States Environmental Protection Agency. 1 sida. Tillgänglig <http://water.epa.gov/lawsregs/rulesregs/sdwa/arsenic/index.cfm> [2012-04-02].
- EPA, 2001. Fact Sheet: Drinking water standard for arsenic [Elektronisk]. EPA- United States Environmental Protection Agency, EPA 815- F- 00- 015. 1 sida. Tillgänglig http://water.epa.gov/lawsregs/rulesregs/sdwa/arsenic/regulations_factsheet.cfm [2012-04-02].
- EPA, 2007. Arsenic Treatment Technologies [Elektronisk]. United States Environmental Protection Agency EPA/600/S-07/007. 2 sidor. Tillgänglig <http://www.epa.gov/etv/pubs/600s07007.pdf> [2012-04-02].

- alth and Welfare, Canada. Abstract, 1 sida. Tillgänglig <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0041008X80903683> [2012-04-20]
- Rahman, I.M.M, Iwakabe, K., Kawasaki, J., 2008. Laterite- A Potential Alternative for Removal of Groundwater Arsenic [Elektronisk]. Volym 12. 8 sidor. Tillgänglig <http://www.bioline.org.br/pdf?ja08014> [2012-05-09]
- Rühling, Å. 2006. Nedfallet av tungmetaller i Sverige Mätningar år 2005 [Elektronisk]. Ekokonsult AB, undersökning gjord för Naturvårdsverket Sverige. 15 sidor. Tillgänglig http://www.naturvardsverket.se/upload/02_tillstand_et_i_miljon/Miljoovervakning/rapporter/luft/metaller_i_mossa_2005.pdf [2012-03-30]
- Selinus, O. (red) (2010). Medicinsk geologi. Student litteratur. 519 sidor.
- Selinus, O., Lax, K., 2005. Naturligt arsenik – risker i vår omvärld? Samband mellan arsenik i morän och grundvatten [Elektronisk]. Sveriges Geologiska Undersökning, FoU 2005-03-15. 9 sidor. Tillgänglig http://www.sgu.se/dokument/fou_intern/FoU-rapport_selinus-lax-2005_ny.pdf [2012-03-27]
- Socialstyrelsen, 2007. Avskiljning av arsenik från grundvatten. Test av olika filter tekniker avsedda för enskilda brunnar. [Elektronisk]. Socialstyrelsen, artikelnummer 2007-123-41. 45 sidor. Tillgänglig <http://www.socialstyrelsen.se/publikationer2007/2007-123-41> [2012-04-02]
- SMHI, uppdaterad 2011. Vind- varför blåser det? [Elektronisk]. Sveriges Meteorologiska och Hydrologiska Institut, sidansvarig Kundtjänst. 1 sida. Tillgänglig <http://www.smhi.se/kunskapsbanken/meteorologi/vind-varfor-blaser-det-1.362> [2012-05-01]
- Sohel, N., 2010. Epidemiological and spatial association between arsenic exposure via drinking water and morbidity and mortality [Elektronisk]. Bildreferens, Uppsala Universitet. 51 sidor. Tillgänglig <http://uu.diva-portal.org/smash/record.jsf?searchId=2&pid=diva2:306599> [2012-05-09]
- Sundström, B., Jorhem, L. 2010. Metaller i fisk i Sverige- sammanställning av analysdata 2001-2005 [Elektronisk]. Livsmedelsverket, rapport 14- 2010. 47 sidor. Tillgänglig http://www.slv.se/upload/dokument/rapporter/kemiska/2010_SLVRapport_14_Metaller_i_fisk.pdf [2012-05-09]
- Sveriges Geologiska Undersökning, (okänt år). Grundvattnets kemi i Sverige [Elektronisk]. Bildreferens, SGU. Ingen sidnumrering. Tillgänglig <http://www.sgu.se/sgu/sv/samhalle/grundvatten/grundvattenkemi.html> [2012-04-02]
- Sveriges geologiska undersökning (SGU) (2005) Mineralmarknaden, tema: arsenik [Elektronisk]. Publikation 2005:4. Uppsala, SGU. 50 sidor. Tillgänglig http://www.sgu.se/dokument/service_sgu_publ/perpubl_2005-4.pdf [2012-05-09]
- Sveriges Geologiska Undersökning, Statens Strålskyddsinstitut, 2008, Naturligt radioaktiva ämnen, arsenik och andra metaller i dricksvatten från enskilda brunnar. [Elektronisk]. SSI- rapport 2008:15. Sveriges Geologiska Undersökning, Statens Strålskyddsinstitut. 204 sidor. Tillgänglig <http://www.stralsakerhetsmyndigheten.se/Global/Publikationer/Rapport/Stralskydd/2008/ssi-rapp-2008-15.pdf> [2012-03-27]
- Vather, M., Lind, B. 1986. Concentrations of arsenic in urine of the general population in Sweden [Elektronisk]. Skriven för US National Library of Medicine National Institut of Health. Abstract, 1 sida. Tillgänglig <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/3810123> [2012-03-27]

Bilaga 1



Arsenik i bergsborrade brunnar, tagen från Naturvårdsverket (2005)



Arsenik i jordborrade brunnar, tagen från Naturvårdsverket (2005)

**Tidigare skrifter i serien
"Examensarbeten i Geologi vid Lunds
Universitet":**

266. Stenberg, Li, 2010: Geophysical and hydrogeological survey in a part of the Nhandugue River valley, Gorongosa National Park, Mozambique – Area 1 and 2. (45 hskp)
267. Andersen, Christine, 2010: Controls of seafloor depth on hydrothermal vent temperatures - prediction, observation & 2D finite element modeling. (45 hskp)
268. März, Nadine, 2010: When did the Kalahari craton form? Constraints from baddeleyite U-Pb geochronology and geo-chemistry of mafic intrusions in the Kaapvaal and Zimbabwe cratons. (45 hp)
269. Dyck, Brendan, 2010: Metamorphic rocks in a section across a Sveconorwegian eclogite-bearing deformation zone in Halland: characteristics and regional context. (15 hp)
270. McGimpsey, Ian, 2010: Petrology and litho-geochemistry of the host rocks to the Nautanen Cu-Au deposit, Gällivare area, northern Sweden. (45 hp)
271. Ulmius, Jan, 2010: Microspherules from the lowermost Ordovician in Scania, Sweden – affinity and taphonomy. (15 hp)
272. Andersson, Josefin, Hybertsen, Frida, 2010: Geologi i Helsingborgs kommun – en geoturistkarta med beskrivning. (15 hp)
273. Barth, Kilian, 2011: Late Weichselian glacial and geomorphological reconstruction of South-Western Scania, Sweden. (45 hp)
274. Mashramah, Yaser, 2011: Maturity of kerogen, petroleum generation and the application of fossils and organic matter for paleotemperature measurements. (45 hp)
275. Vang, Ina, 2011: Amphibolites, structures and metamorphism on Flekkerøy, south Norway. (45 hp)
276. Lindvall, Hanna, 2011: A multi-proxy study of a peat sequence on Nightingale Island, South Atlantic. (45 hp)
277. Bjerg, Benjamin, 2011: Metodik för att förhindra metanemissioner från avfallsdeponier, tillämpad vid Albäcksdeponin, Trelleborg. (30 hp)
278. Pettersson, Hanna, 2011: El Hicha – en studie av saltstäppsediment. (15 hskp)
279. Dyck, Brendan, 2011: A key fold structure within a Sveconorwegian eclogite-bearing deformation zone in Halland, south-western Sweden: geometry and tectonic implications. (45 hp)
280. Hansson, Anton, 2011: Torvstratigrafisk studie av en trädstamshorisont i Viss mosse, centrala Skåne kring 4 000 - 3 000 cal BP med avseende på klimat- och vattenståndsförändringar. (15 hp)
281. Åkesson, Christine, 2011: Vegetationsutvecklingen i nordvästra Europa under Eem och Weichsel, samt en fallstudie av en submorän, organisk avlagring i Bellinga stenbrott, Skåne. (15 hp)
282. Silveira, Eduardo M., 2011: First precise U-Pb ages of mafic dykes from the São Francisco Craton. (45 hp)
283. Holm, Johanna, 2011: Geofysisk utvärdering av grundvattenskydd mellan väg 11 och Vombs vattenverk. (15 hp)
284. Löfgren, Anneli, 2011: Undersökning av geofysiska metoders användbarhet vid kontroll av den omättade zonen i en infiltrationsdamm vid Vombverket. (15 hp)
285. Grenholm, Mikael, 2011: Petrology of Birimian granitoids in southern Ghana - petrography and petrogenesis. (15 hp)
286. Thorbergsson, Gunnlaugur, 2011: A sedimentological study on the formation of a hummocky moraine at Törnåkra in Småland, southern Sweden. (45 hp)
287. Lindskog, Anders, 2011: A Russian record of a Middle Ordovician meteorite shower: Extraterrestrial chromite in Volkhovian-Kundan (lower Darriwilian) strata at Lynna River, St. Petersburg region. (45 hp)
288. Gren, Johan, 2011: Dental histology of Cretaceous mosasaurs (Reptilia, Squamata): incremental growth lines in dentine and implications for tooth replacement. (45 hp)
289. Cederberg, Julia, 2011: U-Pb baddeleyit dateringar av basiska gångar längs Romeleåsen i Skåne och deras påverkan av plastisk deformation i Protoginzonen (15 hp)
290. Ning, Wenxing, 2011: Testing the hypothesis of a link between Earth's magnetic field and climate change: a case study from southern Sweden focusing on the 1st millennium BC. (45 hp)

291. Holm Östergaard, Sören, 2011: Hydrogeology and groundwater regime of the Stanford Aquifer, South Africa. (45 hp)
292. Tebi, Magnus Asiboh, 2011: Metamorphosed and partially molten hydrothermal alteration zones of the Akulleq glacier area, Paamiut gold province, South-West Greenland. (45 hp)
293. Lewerentz, Alexander, 2011: Experimental zircon alteration and baddeleyite formation in silica saturated systems: implications for dating hydrothermal events. (45 hp)
294. Flodhammar, Ingrid, 2011: Lövestads åsar: En isälvsavlagring bildad vid inlandsisens kant i Weichsels slutskede. (15 hp)
295. Liu, Tianzhuo, 2012: Exploring long-term trends in hypoxia (oxygen depletion) in Western Gotland Basin, the Baltic Sea. (45 hp)
296. Samer, Bou Daher, 2012: Lithofacies analysis and heterogeneity study of the subsurface Rhaetian–Pliensbachian sequence in SW Skåne and Denmark. (45 hp)
297. Riebe, My, 2012: Cosmic ray tracks in chondritic material with focus on silicate mineral inclusions in chromite. (45 hp)
298. Hjulström, Joakim, 2012: Återfyllning av borrhål i geoenergisystem: konventioner, metod och material. (15 hp)
299. Letellier, Mattias, 2012: A practical assessment of frequency electromagnetic inversion in a near surface geological environment. (15 hp)
300. Lindenbaum, Johan, 2012: Identification of sources of ammonium in groundwater using stable nitrogen and boron isotopes in Nam Du, Hanoi. (45 hp)
301. Andersson, Josefin, 2012: Karaktärisering av arsenikförorening i matjordsprofiler kring Klippans Läderfabrik. (45 hp)
302. Lumetzberger, Mikael, 2012: Hydrogeologisk kartläggning av infiltrationsvattentransport genom resistivitetsmätningar. (15 hp)
303. Martin, Ellinor, 2012: Fossil pigments and pigment organelles – colouration in deep time. (15 hp)
304. Rådman, Johan, 2012: Sällsynta jordartsmetaller i tungsand vid Haväng på Österlen. (15 hp)
305. Karlstedt, Filipa, 2012: Jämförande geokemisk studie med portabel XRF av obehandlade och sågade ytor, samt pulver av Karlshamnsdiabas. (15 hp)
306. Lundberg, Frans, 2012: Den senkambriska alunskiffern i Västergötland – utbredning, mäktigheter och facietyper. (15 hp)
307. Thulin Olander, Henric, 2012: Hydrogeologisk kartering av grundvattenmagasinet Ekenäs-Kvarndammen, Jönköpings län. (15 hp)
308. Demirer, Kursad, 2012: U-Pb baddeleyite ages from mafic dyke swarms in Dharwar craton, India – links to an ancient supercontinent. (45 hp)
309. Leskelä, Jari, 2012: Logging och återfyllning av borrhål – Praktiska försök och utveckling av täthetskontroll i fält. (15 hp)
310. Eriksson, Magnus, 2012: Stratigraphy, facies and depositional history of the Colonus Shale Trough, Skåne, southern Sweden. (45 hp)
311. Larsson, Amie, 2012: Kartläggning, beskrivning och analys av Kalmar läns regionalt viktiga vattenresurser. (15 hp)
312. Olsson, Håkan, 2012: Prediction of the degree of thermal breakdown of limestone: A case study of the Upper Ordovician Boda Limestone, Siljan district, central Sweden. (45 hp)
313. Kampmann, Tobias Christoph, 2012: U-Pb geochronology and paleomagnetism of the Westerberg sill, Kaapvaal Craton – support for a coherent Kaapvaal-Pilbara block (Vaalbara). (45 hp)
314. Eliasson, Isabelle Timms, 2012: Arsenik: förekomst, miljö och hälsoeffekter. (15 hp)



LUNDS UNIVERSITET

Geologiska institutionen
Lunds universitet
Sölvegatan 12, 223 62 Lund