

BILAGA D

2008-11-30

Ljusnarsbergsfältet, huvudstudie

Riskbedömning – bakgrundsinformation**Innehållsförteckning**

1. Aktuella/styrande föroreningar	2
2. Ämnesinformation	5
3. Riktvärden för skydd av människors hälsa	7
4. Intag av fisk	8
5. Bevattning av grönsaker	8
6. Referenser	8

1. Aktuella/styrande föroreningar

En förenklad riskbedömning genom jämförelse mellan de uppmätta 95:e-percentilerna i jord/varp (baserat på 123 prov) och Naturvårdsverkets generella riktvärden för mindre känslig markanvändning (MKM) (Naturvårdsverket, 1996a) visar att fyra metaller överskrider riktvärdena – kadmium, koppar, bly och zink.

På tio varpprov har en mer heltäckande analys av grundämnen genomförts (ALS Analyticas paket MG-1). Denna har omfattat 11 metaller som inte analyserats i övriga metallanalyser (t ex barium, beryllium, molybden och volfram). Genom en jämförelse av median- och medelvärdena för dessa tio varpprov går det att få en indikation på om halterna är relativt jämnt fördelade eller om det finns stora haltskillnader mellan de olika proven. En jämn fördelning indikerar att halterna inte har påverkats av gruvverksamheten, utan motsvarar bakgrundshalter i området, medan stora haltskillnader indikerar lokal påverkan av verksamheten som pågått på området. I dessa prov visar ingen annan metall förutom kadmium, koppar, bly och zink en skillnad mellan medel- och medianvärdena på mer än 1,5 gånger.

Även i analyser av grund- och ytvatten sticker dessa fyra metaller ut från övriga analyserade ämnen. Två prov från två av de mest förorenade grundvattenrören (070004 och 070013) har analyserats med avseende på ett mycket stort antal metaller. De uppmätta halterna jämförs med "Ecological Screening Values" (ESV) för att göra en översiktlig bedömning av riskerna. Dessa värden avser ytvatten och kronisk exponering. ESV motsvarar det lägsta värdet av antingen amerikanska "Region IV Ambient Water Quality (AWQ) values" (EPA, 1995), EPA "Ecotox threshold" (EPA, 1996) eller det lägsta kanadensiska värdet för kronisk exponering som CCME anger (CCME, 1998). Jämförelsen redovisas i *Tabell 1*.

Tabell 1. Jämförelse mellan "Ecological Screening Values" (ESV) och uppmätta halter av ett antal grundämnen i två av de mest förorenade grundvattenrören vid Ljusnarsbergfältet. Samtliga halter µg/l.

Ämne	ESV	070004 2007-10-15	070013 2007-10-15
Aluminium	87	44 000	16 000
Antimon	160	0,025	0,004
Arsenik	2,2	<0,05	0,2
Barium	3,9	20	15
Beryllium	0,53	18	3,5
Bly	1,32	16	60
Bor	750	75	40
Järn	1 000	29 000	600
Kadmium	0,66	21	14
Kalcium	116 000	160 000	52 000
Kalium	53 000	3 500	3 300
Kobolt	3	110	13
Koppar	6,54	11 000	3 100
Krom	117,32	0,35	0,4
Kvicksilver	0,012	<0,01	<0,01
Litium	14	120	50
Magnesium	82 000	62 000	13 000
Mangan	80	3 700	630
Molybden	240	0,055	0,03
Natrium	680 000	8 500	8 500
Nickel	87,71	20	3,5
Selen	5	<10	<5
Silver	0,012	0,04	0,07
Strontium	1 500	130	40
Tallium	4	0,2	0,2
Tenn	73	0,2	0,3
Uran	2,6	10	1,9
Vanadin	19	0,4	0,05
Zink	58,91	15 000	8 500
Zirkonium	17	0,3	0,06
	>1000 gånger över ESV		
	100-1000 gånger över ESV		
	10-100 gånger över ESV		
	1-10 gånger över ESV		
	Under ESV		

pm01s 2006-11-20

Det är viktigt att notera att ESV som presenteras ovan gäller för kroniska effekter på organismer som lever i ytvatten, men här jämförs med halter i grundvatten. Jämförelsen görs endast för att avgöra om någon mer parameter än koppar, zink, bly och kadmium skulle kunna utgöra ett problem, och används alltså inte som en bedömning av risker förknippade med grundvattnet.

De ämnen som visar de högsta halterna i förhållande till ESV är koppar, zink och aluminium. Även bly och kadmium förekommer i höga halter i jämförelse med ESV, med halter som är mer än 10 gånger högre än ESV i båda de grundvattenprov som redovisas i *Tabell 1* ovan.

Aluminium

För aluminium finns kanadensiska kvalitetskriterier för ytvatten (CCME, 2006). Kriteriet ligger på 100 µg/l, så länge pH ligger över 6,5. Om pH-värdet är lägre än 6,5 är kriteriet 5 µg/l. I de 77 pH-analyser som gjorts på prov från Garhytteån under perioden 1998-2007 av Arbogaåns vattenvårdsförbund och inom ramen för denna huvudstudie visar endast ett prov ett pH-värde under 6,5, och medelvärdet ligger på 7. Alltså bör kriteriet 100 µg/l användas.

De analyser som utförts med avseende på aluminium i Garhytteån i denna huvudstudie visar i sju fall av nio på halter under kriteriet (100 µg/l). I två av de tre proven från provpunkt 072010 är halterna klart över kriteriet (607 respektive 708 mg/l). Denna provpunkt ligger i "torrfåran" nedströms Krokfors kraftverksdamm, en del av ån med mycket lågt flöde på grund av att större delen av vattnet leds i en tub bredvid ån. Flera parametrar uppvisar kraftigt avvikande halter i denna punkt. Om man bortser från punkt 072010 är halterna uppströms och nedströms Kopparberg på samma nivå. Medelvärdet är 67 µg/l i punkterna 072007-072008 (uppströms Ljusnarsbergfältet) och 63 µg/l i punkterna 072009 och 072011 (nedströms Ljusnarsbergfältet). Underlaget är litet, men indikerar att det inte sker någon betydande ökning av aluminiumhalten i Garhytteån vid Kopparberg, den kortare sträckan längs tuben undantagen.

Aluminium har även analyserats av Arbogaåns vattenvårdsförbund vid 18 tillfällen under perioden 1998-2002, i två punkter uppströms och en punkt nedströms Kopparberg. Medelvärdet uppströms Kopparberg visar en halt på 107 mg/l, och nedströms 138 mg/l. Dessa mätningar indikerar alltså halter över det kanadensiska kriteriet, och en viss ökning av aluminiumhalten i Garhytteån vid Kopparberg.

Sammantaget bedöms tillskottet av aluminium till Garhytteån från Ljusnarsbergfältet vara relativt måttligt. Det är inte uteslutet att aluminium kan ge

negativa effekter på det akvatiska livet i Garhytteån, men bidraget från Ljusnarsbergsfältet bedöms vara litet. Aluminium har därför inte beaktats ytterligare vid riskbedömningen.

Urval av parametrar till riskbedömning

Utifrån ovanstående resonemang, bedöms aktuella/styrande föroreningar i både jord, grundvatten och ytvatten vara:

- Koppar (Cu)
- Bly (Pb)
- Zink (Zn)
- Kadmium (Cd)

2. Ämnesinformation

Koppar (Cu)

Koppar har "hög farlighet" enligt Naturvårdsverkets bedömning av föroreningars farlighet (Naturvårdsverket, 1999).

Koppar är ett metalliskt grundämne och naturligt förekommande i vår miljö. Mänskligheten har använt koppar i över 6000 år. Spridning av koppar i miljön sker vid framställningen av metallen och vid användningen. Det största användningsområdet för koppar är elektrisk utrustning, t.ex. transformatorer, generatorer och elkablar. Koppar finns bland annat i bromsbelägg, kopparkoppar och kontaktledningar (Miljöbarometern, <http://www.miljobarometern.stockholm.se/main.asp?mp=MG&mo=2>).

I små mängder är koppar ett essentiellt ämne. Otillräcklig koppartillförsel kan orsaka bristsjukdomar hos både växter och djur, men höga halter är toxiska (Markinfo, <http://www.markinfo.slu.se/sve/kem/totkem/cu.html>). Allmänbefolkningen exponeras för koppar huvudsakligen via dricksvattnet, vilket kontamineras från vattenledningar och varmvattenberedare. Exponering för människan i ett förorenat område sker främst genom inandning av damm, intag av jord eller vatten. Lägre organismer är särskilt känsliga för koppar i högre halter och för människan är större mängder koppar och dess föreningar måttligt giftiga. Mycket höga halter kan orsaka huvudvärk, yrsel, diarré eller njur- och leverskador.

Bly (Pb)

Bly har "mycket hög farlighet" enligt Naturvårdsverkets bedömning av föroreningars farlighet (Naturvårdsverket, 1999).

Bly är ett grundämne, vilket under en mycket lång tid har använts i olika produkter och för en mängd olika ändamål. Bly är en global miljöförorening som förekommer allmänt i miljön och vår omgivning är ofta förorenad med bly. Exponering för människan av bly i ett förorenat område sker främst genom inandning av damm och intag av jord eller vatten.

De organiska blyföreningarna är fettlösliga och kan därför lättare orsaka skador på levande organismer. Bly kan redan vid låga doser ge skador på det centrala nervsystemet. Andra effekter som kan uppträda vid relativt låg exponering är hämmad blodbildning, nedsatt hörsel, njurpåverkan och minskad skelettillväxt hos barn. Även reproduktionsförmågan hos män kan skadas. De oorganiska blyföreningarna tas upp sämre än de organiska, och penetrerar blod-hjärn barriären sämre. Till skillnad från vuxna har barn ett tämligen stort upptag av oorganiska blyföreningar och en för oorganiskt bly permeabel blod-hjärn barriär. Oorganiskt bly ackumuleras i skelettet och har en biologisk halveringstid på flera år efter långvarig exponering. (IMM, <http://www.imm.ki.se/riskweb/bedomningar/bly.html>).

Intaget av bly beror till stor del på mat- och dryckesvanor. Vin innehåller jämförelsevis höga koncentrationer bly. Även vissa livsmedel som skaldjur och svamp innehåller höga koncentrationer. Hårdare kontroller av livsmedel och konserver har även gjort att det totala blyintaget hos människor har minskat (<http://ki.se/ki/jsp/polopoly.jsp?d=2506&a=5724&l=sv>).

Zink (Zn)

Zink har "måttlig farlighet" enligt Naturvårdsverkets bedömning av föroreningars farlighet (Naturvårdsverket, 1999).

Zink är ett grundämne i jordskorpan och är i små mängder essentiellt för växter, djur och människor. Exponering för människan i ett förorenat område sker främst genom inandning av damm, intag av jord eller vatten. Zink har generellt sett en låg toxisk effekt på däggdjur, men i mycket höga halter kan zink orsaka blodbrist och skador på bukspottkörteln. Zink kan i höga halter ha en giftverkan för såväl vattenlevande organismer som växter. (Länsstyrelsen Örebro län, http://www.t.lst.se/t/amnen/Miljoskydd/fororenade_omraden/miljo_halsoeffekter.htm).

Kadmium (Cd)

Kadmium har "mycket hög farlighet" enligt Naturvårdsverkets bedömning av föroreningars farlighet (Naturvårdsverket, 1999).

I naturen finns kadmium främst i zinkmalmer och mineraler och erhålls nästan alltid som en biprodukt vid zinkframställning. Kadmium är relativt rörligt i marken och rörligheten ökar om pH-värdet sjunker. Kadmium har en mycket lång uppehållstid i mark och ytliga sediment (Akademiska sjukhuset, <http://www.akademiska.se/upload/Arbetsmiljo/Kadmium.pdf>).

Det har skett en spridning av kadmium i den allmänna miljön på grund av den industriella användningen, men också som förorening i fosfatgödselmedel. Nedfallet av kadmium över Sverige har idag minskat, bland annat p.g.a. kraftigt minskade industriutsläpp i Sverige. Samtidigt har kadmiumhalterna i gödselmedel minskat. Trots det anses kadmiumhalterna öka i våra åkerjordar, främst i södra Sverige. Stor del beror på koleldning i våra grannländer. Det största användningsområdet för kadmium idag är batterier.

Livsmedel utgör huvudkällan för människors kadmiumintag. Kadmium kan ansamlas i kroppen och medföra försämrade njurfunktion, skelettskador och nedsatt fortplantningsförmåga (EG 466/2001). Enligt WHO:s organ IARC är kadmium ett sannolikt cancerogent ämne för människor (IMM, <http://ki.se/ki/jsp/polopoly.jsp?d=2506&a=5726&l=sv>) (Uppsala universitet, <http://www.occmmed.uu.se/metal/cd1.html>).

3. Riktvärden för skydd av människors hälsa

Nedan beskrivs modellen för beräkning av riktvärden för skydd av människors hälsa. Formlerna och metodiken är hämtade från Naturvårdsverkets rapport 4639, "Development of generic guideline values" (Naturvårdsverket, 1996b).

Intag av jord

Beräkningarna baseras på modellen i CSOIL (van den Berg, 1995). Eftersom barn är känsligare än vuxna baseras beräkningarna på barn. För mark med känslig markanvändning (KM) antas ett barns dagliga intag av jord till 150 mg jord per dag och att intaget sker dagligen. Mängden baseras på studier av s k pica-barn, som äter mer jord än andra barn under en tid i livet. Vidare antas i bedömningarna att ett barn väger 15 kg och att en vuxen person väger 70 kg.

Referensvärdet för intag av jord, C_{is} , beräknas enligt formeln:

$$C_{is} = TRV \times 10^6 / R_{is}$$

TRV är det toxikologiska referensvärdet [mg/kg kroppsvikt, d], som sätts lika med TDI (tolerabelt dagligt intag) för icke-genotoxiska ämnen. För genotoxiska ämnen sätts TRV lika med det riskbaserade dagliga intaget.

R_{is} står för dagligt medelintag [mg jord/kg kroppsvikt,d]. R_{is} antas, liksom för känslig markanvändning, till 10 mg/kg,d (långtidsbaserat jordintag) för icke-genotoxiska ämnen och 1,5 mg/kg,d (integrerat livstidsintag) för genotoxiska ämnen.

Hudkontakt med förorenad jord

Beräkningarna baseras på modellerna i CSOIL (van den Berg, 1995) och MDEP (MDEP, 1994). Barn, liksom vuxna, antas exponeras av 0,51 mg jord/cm² kroppsytta. För mark med känslig markanvändning antas barn exponeras 80 dagar per år och för MKM 27 dagar per år.

Referensvärdet för hudkontakt, C_{du} , beräknas enligt formeln:

$$C_{du} = TRV \times 10^6 / (f_{du} \times R_{du})$$

f_{du} är den ämnesspecifika relativa adsorptionsfaktorn för upptag via hudkontakt. R_{du} står för daglig medelxponering [mg jord/kg kroppsvikt,d]. R_{du} antas, liksom för känslig markanvändning, till 20 mg/kg,d (långtidsbaserad exponering för barn) för icke-genotoxiska ämnen och 3 mg/kg,d (integrerat livstidsintag) för genotoxiska ämnen.

Inandning av damm

Beräkningarna baseras på modellerna i CSOIL (van den Berg, 1995). Koncentrationen av förorenat damm i luften beräknas i modellen till 41 µg/m³. Vidare antas att människor vistas 88 % inomhus och 12 % utomhus, samt att andelen damm som härstammar från den förorenade jorden är 80 % inomhus ifrån och 50 % utomhus ifrån.

För de ämnen där toxikologiska data på koncentration av ämnen i luft finns tillgängliga beräknas referensvärdet för inandning av damm, C_{id} genom:

$$C_{id} = RfC \times 10^6 / (f_{exp} \times C_{ad})$$

RfC är den toxikologiska referenskoncentrationen för icke genotoxiska ämnen och den riskbaserade koncentrationen för genotoxiska ämnen [mg/m³]

f_{exp} är andelen tid som spenderas på platsen, vilket här antas till 1 liksom vid känslig markanvändning.

C_{ad} är den årliga medelkoncentrationen i inandad luft [mg/m^3]

I de fall där inga toxikologiska data finns tillgängliga görs en bedömning enligt modellen i CSOIL (van den Berg, 1995). Här antas daglig exponering liksom för känslig markanvändning och referensvärdet för inandning av damm, C_{id} , beräknas enligt formeln:

$$C_{id} = TRV \times 10^6 / R_{id}$$

R_{id} är den dagliga medelinandningen av damm [mg jord/kg kroppsvikt, d], som antas liksom för känslig markanvändning till 0,016 $mg/kg,d$ (långtidsbaserat för barn) för icke genotoxiska ämnen och 0,01 $mg/kg,d$ (inandning integrerad över en livstid) för genotoxiska ämnen.

Inandning av ångor

Exponeringsvägen ”inandning av ångor” är bara intressant för flyktiga ämnen och är således inte aktuell för de ämnen som studeras vid Ljusnarsbergfältet.

Intag av grundvatten

I riskbedömningen för Ljusnarsberg görs en separat bedömning av risker med intag av grundvatten utifrån uppmätta halter i grundvattnet och i de brunnar där dricksvattenuttag görs.

Intag av fisk

För Ljusnarsbergfältet har en särskild bedömning med avseende på risker vid intag av fisk utförts, se avsnitt 4 nedan.

Integrering av de humantoxikologiska exponeringsvägarna

Referensvärdena för de olika exponeringsvägarna utgör koncentrationer för acceptabel risk för just den aktuella exponeringsvägen. Eftersom det vanligtvis finns flera exponeringsvägar beräknas ett integrerat humantoxikologiskt referens-/riktvärde för samtliga aktuella exponeringsvägar enligt följande:

$$C_{hälsa} = 1/(1/C_{is} + 1/C_{du} + 1/C_{id})$$

$C_{hälsa}$ utgör en koncentration i jord motsvarande en acceptabel risk för människors hälsa eller tolerabelt dagligt intag (TDI). Dricksvattenriktlinjer sätts ofta som andel av TDI. Om dricksvattenriktlinjer används i beräkningarna och $C_{hälsa}$ blir lägre än TDI så justeras $C_{hälsa}$ upp till 100 % av TDI.

Eftersom människor även exponeras för ämnen som inte härstammar från det förorenade området, sk bakgrundsexponering, görs en sänkning av $C_{\text{hälsa}}$ för ämnena bly och kadmium. Justeringen av $C_{\text{hälsa}}$ sker på så sätt att summan av bakgrundsexponeringen och $C_{\text{hälsa}}$ inte överstiger TDI.

4. Intag av fisk

Beräkning av referenshalter i ytvatten för intag av fisk (och kräftor)

Beräkning av den halt förorening i ytvatten som kan medföra risk för människor vid ett visst intag av fisk (och kräftor) har gjorts enligt ekvationen nedan.

$$C = \frac{TRV}{R_{if} \cdot f_f \cdot BCF_{fisk}}$$

där

TRV är det toxikologiska referensvärdet (d.v.s. TDI för icke genotoxiska ämnen, se tabell 2 nedan).

$f_f = 10\%$ vilket är antagen andel av det totala intaget av fisk som utgörs av fisk från Garhytteån och Norrsjön.

BCF_{fisk} är biokoncentrationsfaktor för fisk (se tabell 2 nedan)

R_{if} är dagligt intag av fisk per kg kroppsvikt där

$$R_{if, long} = \max av \left[\frac{CF_{barn} \cdot t_{if, barn}}{365 \cdot m_{barn}} \right] \text{ och } \left[\frac{CF_{vuxen} \cdot t_{if, vuxen}}{365 \cdot m_{vuxen}} \right]$$

där

$CF_{barn/vuxen}$ är konsumtion av fisk per dag (antas vara 36 gr/d för vuxna och 18 gr/d för barn)

$t_{barn/vuxen}$ är exponeringstid (satt till 365 dagar per år)

$m_{barn/vuxen}$ är kroppsvikt (antas vara 15 kg för barn och 70 kg för vuxen)

vilket ger att $R_{if, long}$ är 0,0012 kg/kg,d

Antaganden motsvarar Naturvårdsverket 1996b, tabell A4.1. Kräfter kan förekomma/förekommer i recipienterna. Det finns inte någon systematisk skillnad vad gäller upptag av metaller för fisk och invertebrater. Biokoncentrationsfaktorer (BCF) kan skilja mellan akvatiska djur och varierar med flera storleksordningar mellan olika fiskarter, ofta beroende av deras proteininnehåll. Intaget av kräfter torde vidare vara betydligt mer begränsat än intag av fisk.

Olika biokoncentrationsfaktorer för fisk (BCF) återfinns i olika litteraturkällor och beroende av vilka som tillämpas erhålls en variation i beräknade referenshalter. Här används BCF-värden från Norge och Sverige. Resultatet av beräkningarna presenteras i *Tabell 2* nedan.

Tabell 2. Beräknade referenshalter i ytvatten (C_{Norsk} och C_{NV}) samt de värden för TDI och BCF_{fisk} som använts i beräkningarna, liksom jämförelse med uppmätta medelhalter i Garhytteån (medelvärde från punkterna 3, 072011, 4 och 5, nedströms utströmningen från Ljusnarsbergfältet (med extremvärden bortplockade, se avsnitt 6.3.2 i huvudrapporten).

Parameter	TDI *	BCF_{fisk} Norsk **	BCF_{fisk} NV ***	C_{Norsk}	C_{NV}	Medel 3/072011/ 4/5
	(mg/kg,d)	(mg/kg fv/mg/l)	(mg/kg fv/mg/l)	(µg/l)	(µg/l)	(µg/l)
Pb	0,0035	650	300	45	100	1,1
Cd	0,001	3000	200	3	40	0,099
Cu	0,5	9300	200	450	20 000	3,8
Zn	1	500	1 000	16 500	8 000	34

*Naturvårdsverket, 1996b.

**Statens forurensningstilsyn, 1999

***IAEA, 2001

Jämförelsen med uppmätta halter ovan visar att medelhalterna i Garhytteån ligger under referenshalten för fiskintag i samtliga fall.

Sammantaget bedöms risken att äta fisk från Garhytteån som liten.

Beräkning av mängd fisk som kan ätas utan risk

För att erhålla ett mer greppbart mått på risken med att äta fisk från Garhytteån har en beräkning utförts som visar hur mycket fisk från Garhytteån barn respektive vuxna kan äta utan att överskrida det tolerabla dagliga intaget (TDI). Beräkningen har utgått från modellen för beräkning av referenskoncentration för ytvatten för intag av fisk som beskrivs ovan. Mängden fisk (m_{fisk}) som kan ätas per år har beräknats enligt nedanstående formel:

$$m_{fisk} = 365 \cdot m_{barn/vuxen} \cdot \frac{TRV}{C \cdot BCF_{fisk}}$$

där

$m_{barn/vuxen}$ är vikten hos barn respektive vuxna (15 kg respektive 70 kg)

TRV är det toxikologiska referensvärdet (d.v.s. TDI för icke genotoxiska ämnen, se tabell 2 ovan).

C är koncentrationen i vattnet, här används medelhalterna från tabell 2 ovan.

BCF_{fisk} är biokoncentrationsfaktor för fisk (se tabell 2 ovan)

Utifrån beräkningarna enligt ovanstående formel framkommer att det blir kadmiumhalten i fisken som begränsar intaget av fisk när man använder de strängare norska BCF-värdena. Ett barn som väger 15 kg kan äta 18 kg fisk per år och en vuxen 86 kg fisk per år från Garhytteån. Sannolikheten att någon skulle konsumera sådana mängder fisk från Garhytteån bedöms som försumbar.

5. Bevattning av grönsaker

Stora delar av Kopparberg utgör verksamhetsområde för VA. Fastigheter inom verksamhetsområdet har kommunal vattenförsörjning. Några privata brunnar för dricksvattenförsörjning eller bevattning har inte påträffats nedströms Ljusnarsbergsfältet. Det kan dock inte uteslutas att det finns/kommer att finnas brunnar som används för bevattning, t ex av grönsaker. För att avgöra om detta innebär någon risk har en bedömning gjorts av hur mycket grönsaker man kan äta utan att överskrida det tolerabla dagliga intaget, om man använder förorenat grundvatten från Ljusnarsbergsfältet för bevattning.

Som grund för denna beräkning har en modell från Nya Zeeland använts (Ministry of Environment, 1999). I den modellen görs följande antaganden:

- Grönsakerna antas innehålla 80 vikt-% vatten
- Koncentrationen i vattnet i grönsakerna antas vara samma som i bevattningsvattnet
- Ingen utspädning sker med regnvatten
- Ingen bioackumulering av föroreningar sker i grönsakerna

Utifrån dessa antaganden går det med hjälp av TDI-värden och uppmätta halter i grundvatten att beräkna hur mycket grönsaker som bevattnats med förorenat grundvatten som barn respektive vuxna kan äta utan att TDI överskrids. Beräkningen har gjorts enligt följande:

$$m_{\text{grönsaker}} = 365 \cdot m_{\text{barn/vuxen}} \cdot \frac{TRV}{C \cdot 0,8}$$

där

$m_{\text{barn/vuxen}}$ är vikten hos barn respektive vuxna (15 kg respektive 70 kg)

TRV är det toxikologiska referensvärdet (d.v.s. TDI för icke genotoxiska ämnen, se tabell 2 ovan).

C är koncentrationen i bevattningsvattnet, här används de högst uppmätta halterna i grundvattnet.

Beräkningarna visar att det är kadmium som blir begränsande för grönsaksintaget. Barn kan äta 30 kg och vuxna drygt 140 kg grönsaker som bevattnats med förorenat grundvatten från Ljusnarsbergfältet utan att TDI överskrids. Sannolikheten att någon skulle odla så mycket grönsaker i egen odling i Kopparbergs tätort bedöms som försumbar.

6. Referenser

Alloway, B. J. and Ayres, D. Z., 1997. Chemical principles of Environmental Pollution, 2 nd Ed. Ch 5. Blackie Academic&Professional, London.

van den Berg, 1995: Bootstelling van de mens aan boodeverontreiniging. Rapportnr 725201006. Modified version of original report from 1991. RIVM (National Institute of Public Health and Environmental Protection), Netherlands.

Calabrese et al., 1997. A Concern for Acute Toxicity in Children. Environmental Health Perspectives. Vol 105, No 12

CCME, 2006. Canadian Environmental Quality Guidelines for protection of Aquatic life. Summary Table, Update December 2006.

Edling, H., 1986. Biologiska undersökningar i Bersboområdet. En litteraturstudie. Linköpings universitet, Avd för biologi.

EG 466/2001. Kommissionens förordning av den 8 mars 2001 om fastställande av högsta tillåtna halt för vissa främmande ämnen i livsmedel. Europeiska gemenskapernas officiella tidning 16.3.2001, L 77/1-L 77/13.

EG 221/2002. Kommissionens förordning av den 6 februari 2002 om ändring av förordning (EG) nr 466/2001 om fastställande av högsta tillåtna halt för vissa främmande ämnen i livsmedel. Europeiska gemenskapernas officiella tidning 7.2.2002, L 37/4.

IAEA, 2001. Generic model for use in assessing the impact of discharges of radioactive substances to the environment. International Atomic Energy Agency, Vienna, 2001.

MDEP, 1994: Background documentation for the development of MCP numerical standards. Massachusetts Department of Environmental Protection, USA.

Ministry of the Environment, 1999 – Guidelines for Assessing and Managing Petroleum Hydrocarbon Contaminated Sites in New Zealand, Appendix 5A – Irrigation water criteria.

Naturvårdsverket, 1996a. Generella riktvärden för förorenad mark. Rapport 4638

Naturvårdsverket, 1996b. Development of generic guideline values. Rapport 4639

Sax, N. I., Lewis, R. J. Sr, 1989. Dangerous properties of industrial materials, 7th edition,

SCB, 1995: Statistisk årsbok, Statistiska centralbyrån, Stockholm

Statens forurensningstillsyn, 1999. Veiledning om risikovurdering av forurenset grunn. Aquateam- norsk vannteknologisk senter A/S Dato: 11.05. 1999. Rapport nr 98-086

US EPA, 1999. Environmental Restoration Division Manual. ERD-AG-003 P.7.1 04/06/99.

Webbsidor:

Akademiska sjukhuset,
<http://www.akademiska.se/upload/Arbetsmiljo/Kadmium.pdf>

IMM, <http://ki.se/ki/jsp/polopoly.jsp?d=2506&a=5726&l=sv>

Uppsala universitet, <http://www.occmmed.uu.se/metal/cd1.html>

(Markinfo, <http://www.markinfo.slu.se/sve/kem /totkem /cu.html>)

<http://www.miljobarometern.stockholm.se/main.asp?mp=MG&mo=2>).

<http://ki.se/ki/jsp/polopoly.jsp?d=2506&a=5724&l=sv>

Risk Assessment Information System (RAIS):
<http://risk.lsd.ornl.gov/tox/profiles/cadmium.shtml#t31>

Länsstyrelsen Örebro län: http://www.t.lst.se/t/amnen/Miljoskydd/forenadede/omraden/miljo_halsoeffekter.htm