



Bilaga 3 – Bakgrundsdocument för beräkning av platsspecifika riktvärden vid exploatering inom Sala tätort



Sala Kommun

Slutrapport

Hifabs uppdragsnummer: 318501

Upprättad: 2011-03-29

Reviderad: 2011-05-17

Uppdragsnamn Sala gruvavfall	Uppdragsansvarig Annika Åberg	Uppdragsnummer 318501
Beställare Sala kommun	Kontaktperson hos beställare Maria Rosenblad	Startdatum 2011-03-03
Uppdragsansvarig: Annika Åberg	Godkänd av uppdragsansvarig 	
Handläggare: Annika Åberg	Godkänd av handläggare:	
Kvalitetsgranskning: Pär Elander	Godkänd av kvalitetsansvarig: 	
<p>Sammanfattande slutsatser:</p> <p>Sala kommun har gett Hifab AB i uppdrag att göra en översyn av tidigare framtagna platsspecifika riktvärden. Översynen har resulterat i en uppdatering (daterad 2011-03-29) av dokumenten från 2008 för att ge en komplett beskrivning av de revideringar som har gjorts. De reviderade platsspecifika riktvärdena har tagits fram genom nya beräkningar med Naturvårdsverkets riktvärdesmodell, medan 2008 års riktvärden var beräknade med modellens remissversion.</p> <p>För att underlätta för exploatering och byggande i Sala har ett standardiserat tillvägagångssätt tagits fram på grund av den utbredda metallföroreningsproblematiken. Verkyget utgår från sex olika scenarier:</p> <ul style="list-style-type: none"> - Scenario 1 Bostäder - Scenario 2 Industrimark - Scenario 3 Lekpark och idrottsanläggning - Scenario 4 Rekreativsområde (park och natur) - Scenario 5 Skola eller förskola (där barn vistas) - Scenario 6 Odling och kolonilotter <p>För varje scenario har en arbetsgång/strategi för undersökning samt platsspecifika riktvärden utarbetats. Beskrivningar av strategier samt vilka typer av verksamheter som omfattas av respektive scenario återfinns i huvuddokumentet. Detta dokument utgör en bilaga till huvuddokumentet och har tagits fram för att utförligt redovisa beräkningen av föreslagna platsspecifika riktvärden.</p>		

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte Hifab AB i förväg skriftligen godkänt annat.

Hifab AB

Tel vxl: 0771-546 66 60

Organisationsnr/F-skatt: 556125-7881 Fastställd 2010-03-28 RJ

Repslagaregatan 19

Säte: Stockholm

582 22

Momsreg.nr SE556125788101

Linköping

Ingår i HifabGruppen AB (publ)

Innehållsförteckning

1	BAKGRUND	1
2	SYFTE	1
3	AVGRÄNSNINGAR	1
4	HÄLSORISKBASERADE RIKTVÄRDEN	4
4.1	MODELLBESKRIVNING	4
4.1.1	<i>Naturvårdsverkets modell</i>	4
4.1.2	<i>Modell för beräkning av riktvärde för inandning av ångor</i>	5
4.1.3	<i>Sammanfattande bild över beräkningsgången</i>	6
4.2	EXPONERINGSANALYS	7
4.2.1	<i>Skyddsobjekt</i>	7
4.2.2	<i>Exponeringsvägar</i>	7
4.2.3	<i>Antagna platsspecifika exponeringstider</i>	9
4.2.4	<i>Platsspecifika justeringar av parametrar</i>	11
4.3	EFFEKTANALYS - REDOVISNING AV BERÄKNING OCH RIKTVÄRDEN	13
4.3.1	<i>Intag av jord</i>	14
4.3.2	<i>Inandning av ångor</i>	15
4.3.3	<i>Intag av växter</i>	15
4.3.4	<i>Sammanvägda hälsoriskbaserade riktvärden</i>	16
5	MILJÖRISKBASERADE RIKTVÄRDEN	18
5.1	MODELLBESKRIVNING	18
5.2	INDATA FÖR PLATSSPECIFIK BERÄKNING.....	18
5.3	REDOVISNING AV RIKTVÄRDEN	19
6	REFERENSER	19

1 Bakgrund

Sala kommun har gett Hifab AB i uppdrag att göra en översyn av tidigare framtagna platsspecifika riktvärden (Envipro Miljöteknik 2008). Översynen har resulterat i en uppdatering (daterad 2011-03-29) av dokumenten från 2008 för att ge en komplett beskrivning av de revideringar som har gjorts. De reviderade platsspecifika riktvärdena har tagits fram genom nya beräkningar med Naturvårdsverkets riktvärdesmodell (Naturvårdsverket, 2009) medan 2008 års riktvärden var beräknade med modellens remissversion. Revideringen har främst avsett att justera riktvärdena för exponering från andra källor då remissversionen inte innehöll denna funktion.

Avsikten med detta dokument var att ta fram ett stöd samt ge möjlighet till ett standardiserat förfarande vid en bedömning av den eventuella förorening som kan finnas inom ett specifikt område. Bedömningen skall även kunna ta hänsyn till framtida markanvändning.

För att underlätta för exploatering och byggande i Sala har ett standardiserat tillvägagångssätt tagits fram på grund av den utbredda metallföroreningsproblematiken. Verktyget utgår från sex olika scenarier:

- Scenario 1 Bostäder
- Scenario 2 Industrimark
- Scenario 3 Lekpark och idrottsanläggning
- Scenario 4 Rekreativsområde (park och natur)
- Scenario 5 Skola eller förskola (där barn vistas)
- Scenario 6 Odling och kolonilotter

För varje scenario har en arbetsgång/strategi för undersökning samt platsspecifika riktvärden utarbetats. Beskrivningar av strategier samt vilka typer av verksamheter som omfattas av respektive scenario återfinns i huvuddokumentet. Detta dokument utgör en bilaga till huvuddokumentet och har tagits fram för att utförligt redovisa beräkningen av föreslagna platsspecifika riktvärden.

Ursprungsdokumentet har utarbetats av Henrik Eriksson med stöd av Erik Carlsson och Anders Bank, Hifab AB/Envipro Miljöteknik. Föreliggande revidering har utförts av Annika Åberg och kvalitetsgranskare har varit Pär Erlander, Hifab AB.

2 Syfte

Syftet med detta dokument är att redovisa beräkningsgången samt de antaganden som ligger till grund för föreslagna platsspecifika riktvärden. Genom att ge en utförlig redovisning underlättas eventuella framtida revideringar.

Översynen av de platsspecifika riktvärdena har främst omfattat en uppdatering där justering mot andra exponeringskällor har tagits hänsyn till. I versionen från 2008 hade denna justering ej utförts.

3 Avgränsningar

Beräkning av platsspecifika riktvärden har endast utförts för ovan angivna scenarier. Riktvärdena är således inte tillämpbara för andra typer av markanvändning. Vidare har förhållanden och egenskaper som är specifika för Sala samhälle (dvs. endast tätorten och inte

landsbygden runt omkring) och gruvavfallet vid Sala silvergruva. Materialet är således inte tillämpligt på andra platser eller andra föroreningar.

Genomförda utredningar har identifierat ett antal olika material med koppling till gruvverksamheten:

- Varp
- Slaggvarp
- Aftersand
- Rostad produkt
- Kol
- Kontaminerad ytjord

För kol samt delvis för kontaminerad ytjord finns inte samma dataunderlag som för övriga material. Detta får konsekvenser framförallt vad gäller risker vid intag genom munnen eftersom det inte finns underlag för att ta hänsyn till den andel av respektive metalls totalhalt som är tillgänglig för upptag i mag-tarm-kanalen. Resultatet blir att riktvärdet beräknas med utgångspunkt från att all metall är tillgänglig för upptag. Detta innebär att riktvärdet underskattas (dvs. blir lägre än om hänsyn till tillgängligheten kunde tas). Beräkningen av riktvärden för kol är utförd med riktvärdesmodellens defaultvärden för jordmatrisen.

Förutom detta så har undersökningar visat att sedimenten i Pråmån samt de muddermassor som finns upplagrade längs ån är förorenade. I föreliggande utredning innefattas inte dessa material. Således är framtagna riktvärden inte tillämpliga för Pråmån och marken i anslutning till densamma (inom 25 m). Om det i framtiden skulle bli aktuellt med någon form av exploatering i Pråmån eller i nära anslutning till bör en speciell utredning utföras.

Ett specialfall som föreliggande dokument inte behandlar är skyddsvärda naturområden, som till exempel Natura2000. De riktvärden som föreslås för markmiljön har inte tagit hänsyn till speciellt skyddsvärda naturområden. Om byggande eller exploatering blir aktuellt i ett naturskyddat område måste separata rutiner tas fram i varje specifikt fall.

Beräkningarna omfattar heller inte fastigheter med privata dricksvattentäkter. Dvs. endast fastigheter som är anslutna till kommunalt vatten omfattas av föreslagna riktvärden. I det aktuella fallet bedöms det inte vara lämpligt att ta fram riktvärden för jord som även inkluderar intag av dricksvatten. Riktvärden som tar hänsyn till dricksvatten blir ofta låga (denna exponering är styrande för många metaller). Detta kan leda till ett felaktigt beslutsunderlag för om en fastighet ska åtgärdas eller inte. Om åtgärder genomförs på en fastighet med syfte att minska risken för negativa konsekvenser vad gäller dricksvattnet är det inte säkert att detta får önskad effekt. Detta då stora delar av Sala är utfyllt med gruvavfall eller kontaminerat med nedfall från luften. Spridning från andra fastigheter som inte åtgärdats kan därmed göra så att brunnen på en åtgärdad fastighet fortsatt skulle kunna motta vatten med förhöjda metallhalter.

Beräkningarna utgår framförallt från de undersökningar som utförts vid Sala silvergruva och Pråmån (Envipro Miljöteknik, 2007). Den riskbedömning som utförts har visat på att vissa element kan innebära en risk för människors hälsa och/eller miljön. Vad gäller hälsorisker har riktvärden tagits fram för följande element där en möjlig risk föreligger:

- Arsenik

- Kadmium
- Kvicksilver
- Bly

Vad gäller risker för markmiljön visar riskbedömningen på att följande element kan utgöra en risk:

- Antimon
- Arsenik
- Barium
- Kadmium
- Koppar
- Krom
- Kvicksilver
- Bly
- Zink

Den föreslagna undersökningsstrategin baseras på undersökningar av ytliga jordlager (spaddjup ned till 50 cm). Anledningen till detta är att ytliga jordlagren är de som utgör den största risk för människors hälsa. Riktvärdena har således anpassats till detta. Skulle djupare förorenade jordlager påträffas är riktvärdena för ytjord inte tillämpbara. Inga riktvärden har tagits fram för djupare jordlager.

Organiska föreningar har inte beaktats för något material. Att det skulle förekomma organiska föreningar bedöms som mindre sannolikt för samtliga material undantaget kol. Då kvicksilver påvisats i förhöjda halter kan det även innebära en risk att metylkvicksilver kan förekomma i förhöjda halter. Metylkvicksilver har dock inte ingått i tidigare utredningar och därför finns inget underlag för att ta fram platsspecifika riktvärden.

Beräkningarna av riktvärden har inte tagit hänsyn till spridningen och de risker som kan vara förknippade med den, till exempel att förhöjda metallhalter uppkommer i en recipient. Att göra sådana beräkningar kräver bland annat kunskap om det förorenade områdets storlek, hydraulisk konduktivitet och grundvattengradienter. För det miljöriskbaserade riktvärdet innebär detta att hänsyn endast tagits till markmiljön, och inte ytvattenmiljön eller grundvatten som naturresurs. För ytterligare beskrivning hänvisas till kapitel Miljöriskbaserade riktvärden. Om miljön på platsen skyddas, skyddas sannolikt också miljön i ett närliggande vattendrag.

Beräkningarna har heller inte tagit hänsyn till eventuella samverkans effekter mellan föroreningarna. Samverkans effekter innebär att giftigheten hos ett ämne kan påverkas av förekomsten av andra ämnen. Förhållandevis lite data kring samverkans effekter finns i litteraturen. Det har heller inte gjorts några specifika tester med material eller organismer från Sala för att kunna göra platsspecifika justeringar.

4 Hälsoriskbaserade riktvärden

I kommande avsnitt redovisas översiktligt den modell som använts vid beräkningen av riktvärden samt vilka antaganden som gjorts vad gäller exponeringssituation och indata för beräkning. För varje exponeringsväg redovisas riktvärden för varje element.

4.1 Modellbeskrivning

4.1.1 Naturvårdsverkets modell

Den modell som i huvudsak använts vid beräkning av platsspecifika riktvärden är den som tagits fram av Naturvårdsverket (2009). Vid tiden för framtagandet av strategin för Sala tätort fanns modellen endast i en remissversion. I föreliggande revidering har den slutliga modellversionen tillämpats. Revideringen av riktvärden har följt beräkningsgången som angavs i ursprungsdokumentet (Envipro Miljöteknik, 2008).

Vid bedömning av hälsoriskerna för människa från ett förorenat område används sambandet mellan dos-respons för människa. Dos-respons samband är utgångspunkten för s.k. tröskelvärden som anger vid vilka exponeringsnivåer som negativa effekter inte förväntas uppstå. Tröskelvärdena tas fram genom experiment eller epidemiologiska studier. För de flesta föreningar har säkerhetsfaktorer byggts in i tröskelvärdena, vilka tar hänsyn till osäkerheter i tillgängliga data. Tröskelvärdet anges t.ex. som ett tolerabelt dagligt intag (TDI) med enheten mg/kg kroppsvikt och dag eller referenskoncentrationer (RfC) i luft med enheten mg/m³. TDI står för det långsiktiga dagliga intag i människor som inte förväntas ge upphov till negativa effekter. Förr vissa föroreningar utsätts människan för en bakgrundsexponering som tecknar in delar av TDI. Detta innebär att tillkommande exponering från förorenade områden inte får stå för större andel än att den totala exponeringen (d.v.s. bakgrundsexponering+exponering från förorenade områden) inte överskrider TDI.

För genotoxiska, cancerogena ämnen (t.ex. arsenik) kan tröskelvärden inte definieras utan istället används risknivåer. Vid framtagandet antas att sannolikheten att drabbas för cancer är proportionell mot dosen. För förorenade områden används en lågrisknivå som satts till en dos motsvarande maximalt ett extra cancerfall på 100 000 personer exponerade under en livstid.

Vid beräkning av riktvärden för förorenade områden antas att människor kan exponeras på sex olika sätt, så kallade exponeringsvägar. I de senaste riktlinjerna från Naturvårdsverket (2009) används exponeringsvägarna:

- Intag av jord
- Hudkontakt
- Inandning av damm
- Inandning av ångor
- Intag av växter
- Intag av dricksvatten

För varje exponeringsväg har en speciell beräkningsgång (modell) tagits fram av Naturvårdsverket (2009). I modellerna tas bland annat hänsyn till den tid som en människa exponeras för föroreningarna, kroppsvikt och ålder, toxiciteten (tröskelvärden och risknivåer enligt beskrivningar ovan) samt biotillgängligheten hos olika ämnen.

I det aktuella fallet används Naturvårdsverkets modell för samtliga aktuella (dvs. intag av jord och intag av grönsaker) exponeringsvägar undantaget inandning av ångor. Argument för att

inte använda Naturvårdsverkets modell samt beskrivning av vald modell återfinns i kapitel Modell för beräkning av riktvärde för inandning av ångor.

Efter att ett riktvärde beräknats för varje exponeringsväg görs en sammanvägning till ett integrerat riktvärde. I aktuellt fall har det sammanvägda och integrerade riktvärdet justeras sedan med hänsyn till:

- **Akuttoxicitet.** Arsenik är så pass toxisk att den kan innebära akuta risker.
- **Bakgrundshalt.** Om riktvärdet hamnar under bakgrundshalten görs en justering för detta. Konkret innebär det att riktvärdet blir densamma som bakgrundshalten. För arsenik tillämpas en bakgrundshalt på 10 mg/kg som hämtats från Naturvårdsverket (2009).
- **Exponering från andra källor.** För att kompensera för att människor även exponeras för andra källor får bidraget från ett förorenat område endast teckna in en del av det tolerabla dagliga intaget (TDI) för icke genotoxiska ämnen (Naturvårdsverket, 2009). För genotoxiska cancerogena ämnen (t.ex. arsenik) gör modellen ingen justering för exponering från andra källor.

I Sala är det känt att bakgrundshalterna av flera metaller som en följd av gruvverksamheten är förhöjda. Trots detta har en undersökning inte påvisat förhöjda halter av bly i blod hos barn i Sala jämfört med grannkommunen Heby.

4.1.2 Modell för beräkning av riktvärde för inandning av ångor

Den modell för beräkning av riktvärden för inandning av ångor (relevant för kvicksilver) som anges av Naturvårdsverket (2009) bedöms inte som tillämpbar i det aktuella fallet. Detta beror främst på att det krävs kännedom om ett antal parametrar som i dagsläget inte kan uppskattas för att relevanta riktvärden ska kunna beräknas. Det gäller bland annat husets inre volym, area för husgrunden, djupet till föroreningen samt luftomsättningen. Det bedöms som allt för osäkert att göra antaganden och uppskattningar för framtida byggnader.

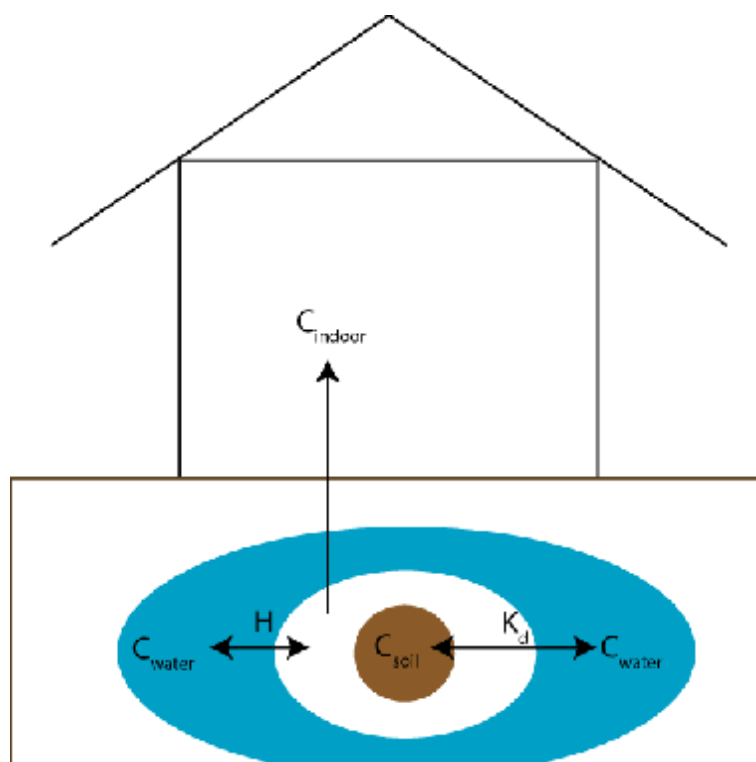
Av denna anledning har det valts att använda en modell som hämtats från Nordamerika (ITRC, 2007), se schematisk bild i Figur 1. Modellen utgår från empiriska framtagna (dvs. mätningar av halterna i grundvatten under huset och i inomhusluften) så kallade ”attenuation factors”, betecknade a , där a definieras enligt följande:

$$a = \frac{C_{\text{indoor}}}{C_{\text{water}} \times H}$$

Där C_{indoor} är halten i inomhusluft ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) och C_{water} är halten i grundvatten ($\mu\text{g}/\text{l}$). H är Henrys konstant (enhetslös), vilken är ämnesspecifik. Genom att använda platsspecifika K_D -värden (l/kg) för respektive material kan en halt i jord (betecknad C_{soil} med enhet mg/kg) beräknas enligt:

$$C_{\text{soil}} = C_{\text{water}} \times \frac{K_D}{1000} = \frac{C_{\text{indoor}}}{H \times a \times 1000} \times \frac{K_D}{1000}$$

Vid beräkningen antas således jämvikt mellan jord och grundvatten samt grundvatten och porgas (Figur 1).



Figur 1 Schematisk beskrivning av modell för beräkning av riktvärden för inandning av ångor.

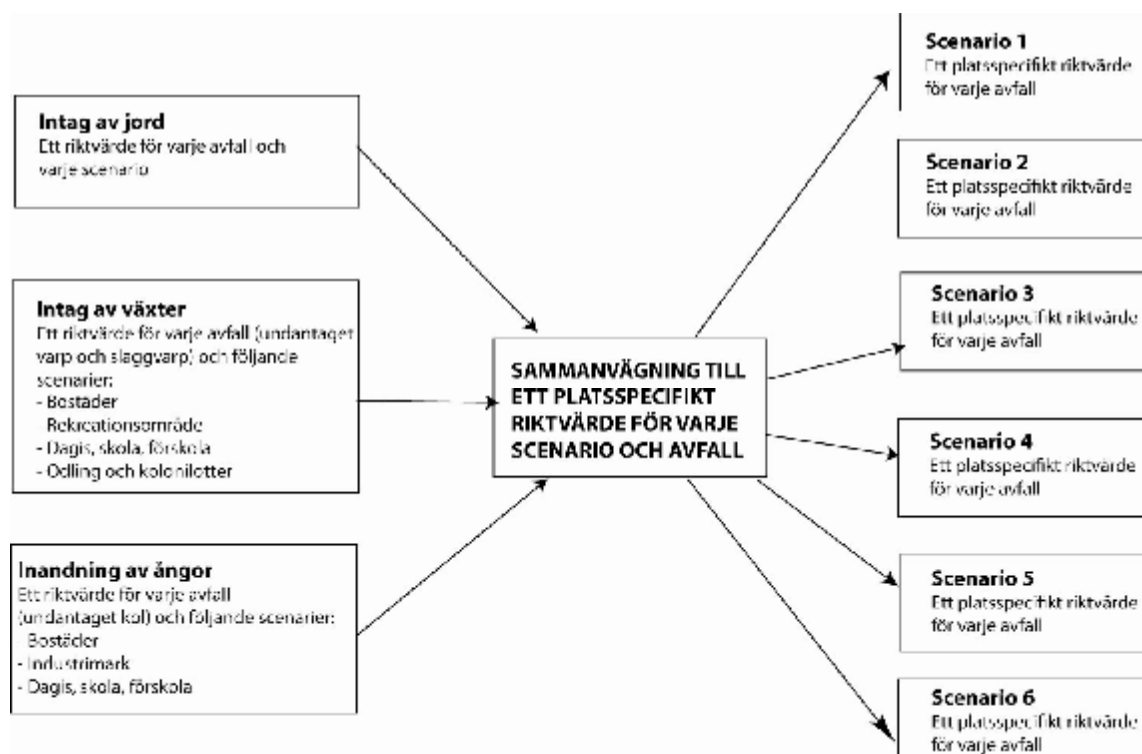
Obekanta i beräkningen är således C_{indoor} , H , α och K_D . I Tabell 1 ges en sammanställning över de indata som används vid beräkningen. Platsspecifika K_D redovisas i Tabell 9. Som riktvärde för kvicksilverhalten i luft används samma lågriskvärde som anges i Naturvårdsverket (2009). Värdet kommer ursprungligen från WHO (2003). För arbetande har riktvärdet för boende multiplicerats med tre, vilket har sin grund i att heltidsarbete normalt utgör en tredjedel av vistelsetiden jämfört med boende. Henrys konstant har beräknats med hjälp av US EPA (2006). Värdet som anges avser elementärt kvicksilver vid 5 °C (årsmedeltemperaturen i Sala enligt SMHI, 1991). Att använda ett värde på H som avser elementärt kvicksilver bedöms vara ett konservativt antagande. Detta eftersom sekventiella lakningar visar att kvicksilver till största del föreligger i sulfidform i de aktuella avfallen (Envipro Miljöteknik, 2007). Som värde på α används 0,001, vilket enligt ITRC (2007) är ett konservativt värde för bostadshus.

Tabell 1 Sammanställning av data för beräkning av riktvärde för exponeringen inandning av ångor.

Variabel	Värde	Enhet	Referens
C_{indoor} boende	0,2	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	Naturvårdsverket, 2007; WHO, 2003
C_{indoor} arbete	0,6	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	
H	0,078	-	US EPA, 2006
α	0,001	-	ITRC, 2007

4.1.3 Sammanfattande bild över beräkningsgången

En sammanfattning av hur riktvärdena tas fram för Sala tätort återges i Figur 2.



Figur 2 Schematisk redovisning för framtagande av platsspecifika riktvärden för Sala tätort.

4.2 Exponeringsanalys

I en exponeringsanalys beskrivs vilka skyddsobjekt som finns i området, samt hur skyddsobjekten kan exponeras för föroreningarna (exponeringsvägar). I avsnittet redovisas även de indata som använts vid beräkningarna.

4.2.1 Skyddsobjekt

I Tabell 2 sammanfattas de skyddsobjekt som bedöms kunna exponeras för föroreningarna inom respektive scenario. Skyddsobjekten har delats in i tre kategorier, **boende**, **arbetande** och **besökande**. För varje scenario har det sedan bedömts vilka skyddsobjekt som är relevanta. I sammanställningen redovisas även om barn, vuxna eller båda bedöms kunna exponeras. Om barn bedöms förekomma eller inte är av stor betydelse för beräkningarna. Enligt Naturvårdsverkets definition är barn mellan 0 och 6 år gamla.

Tabell 2 Redovisning av skyddsobjekt för respektive scenario. B= barn och V= vuxna.

Skyddsobjekt	Bostäder	Industrimark	Lekpark	Rekreativområde	Skola, förskola	Odling och kolonilotter
Boende	B/V		B/V			
Arbetande		V			B/V	
Besökande			B/V	B/V		B/V

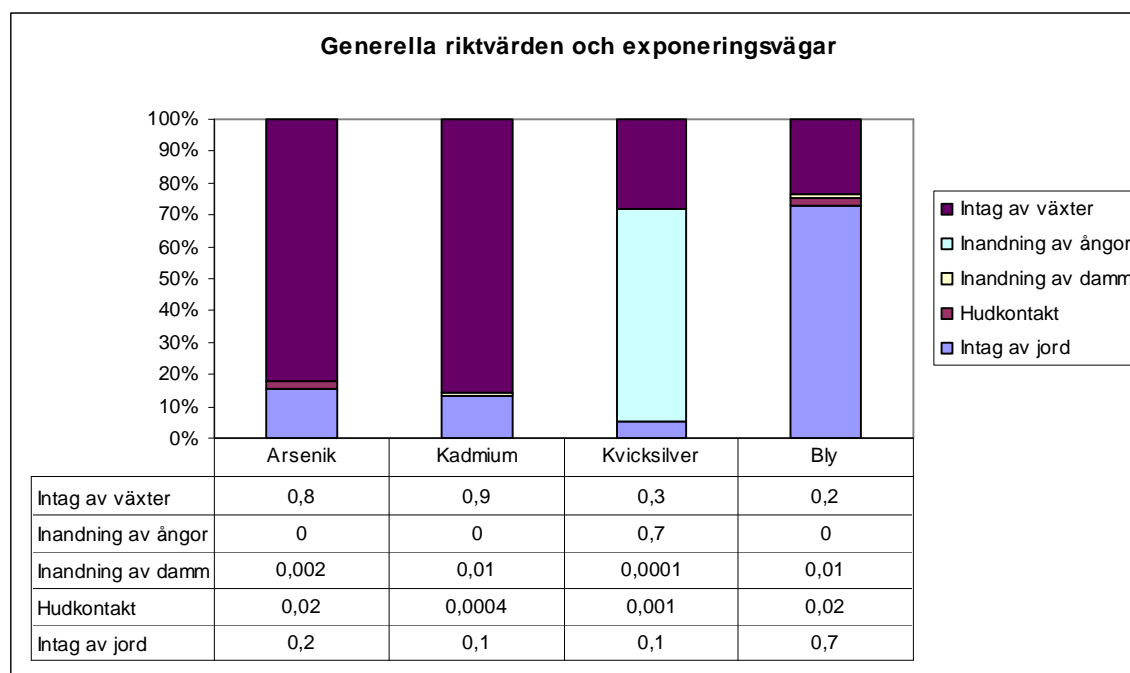
4.2.2 Exponeringsvägar

Som nämnts i avsnitten ovan antas i Naturvårdsverkets modell att människor kan exponeras på sex olika sätt för föroreningar. För Sala tätort bedöms först och främst att intag av dricksvatten kan uteslutas. Argumenten bakom detta beslut återfinns i kapitel 3. Skulle så inte vara fallet kan föreslagna riktvärden behöva revideras.

Tidigare genomförd riskbedömning för Sala silvergruvas område visar att det är framförallt tre av dessa kvarvarande exponeringsvägar som kan innebära en risk för människors hälsa,

nämmligen intag av jord, inandning av ångor (endast Hg) och intag av växter. För hudkontakt är det endast i något enstaka prov som halter över det beräknade riktvärdet återfinns. Vad gäller inandning av damm har inga halter i jord över framräknade riktvärden analyserats.

Allmänt kan det också noteras att just för dessa fyra element (arsenik, kadmium, kvicksilver och bly) har exponeringen via huden och inandning av damm mycket liten påverkan på det sammanvägda generella riktvärdet för hälsa. Detta ses i Figur 3 där respektive exponeringsvägs inverkan på det generella riktvärdet illustreras.



Figur 3 Redovisning av inverkan från respektive exponeringsväg (borttaget intag av dricksvatten enligt argument i kapitel 3) på det generella riktvärdet (hälsa). I datatabellen redovisas hur stor andel (enhetslös) står för vad gäller det sammanvägda generella riktvärdet. Avrundade värden redovisas i datatabellen.

Det kan också tilläggas att modellen för att beräkna riktvärden för hudkontakt och inandning av damm kräver antaganden om bland annat ytexponering (mängd förorening per ytenhet hud), exponerad hudyta, halt förorenade partiklar, andel av partiklar från förorenad jord i inomhusluft. Flera av dessa parametrar bedöms vara svåra att uppskatta, både generellt och specifikt för Sala samhälle.

Att inandning av damm exkluderats innebär inte att dammproblematiken inte existerar. Damning av partiklar kan fortsatt ske, till exempel på industriområden där ytorna inte är hårdgjorda och där det förekommer tyngre trafik (jämför Sala bly). Rent haltmässigt har dock beräkningar visat att halterna som finns i ytjord inom till exempel Sala bly inte utgör en risk för människors hälsa vid inandning. Damningen kan däremot vara en olägenhet ur andra synvinklar, till exempel spridning, nedsmutsning etc.

Med anledning av ovanstående bedöms att även exponering via hudkontakt samt inandning av damm kan uteslutas ur beräkningen. Kvar blir således intag av jord, inandning av ångor (endast relevant för Hg) samt intag av grönsaker, vilka utgör de exponeringsvägar som har absolut störst inverkan på riktvärdena. I

Tabell 3 sammanfattas de exponeringsvägar som bedöms vara relevanta för skyddsobjekten inom varje scenario.

Tabell 3 Redovisning av exponeringsvägar för respektive scenario.

Exponeringsväg	Bostäder	Industrimark	Lekpark	Rekreatiomsområde	Skola, förskola	Odling och kolonilotter
Intag av jord	X	X	X	X	X	X
Inandning av ångor	X	X			X	
Intag av växter	X			X	X	X

Vid framtida exploatering och byggande kan flera olika typer av material/avfall med kopplingar till Sala silvergruva påträffas. Materialen har olika kemiska egenskaper och därför tas riktvärden fram för varje avfallstyp. I Tabell 4 ges en sammanfattning av de exponeringsvägar som bedöms vara relevanta för respektive material. Den enda exponering som inte bedöms vara relevant är intag av växter för varp och slaggvarp. Det bedöms inte som rimligt att odling skulle kunna ske i dessa material, främst med tanke på avfallens fraktion (sten, block). Även direktintag via munnen kan diskuteras för dessa material. Med tanke på att det även kan förekomma mindre skärvor och partiklar har dock den exponeringsvägen ändå medtagits i beräkningsfallen.

Tabell 4 Redovisning av exponeringsvägar för respektive material.

Exponeringsväg	Varp	Slaggvarp	Aftersand	Rostad produkt	Kol	Kontaminerad yttjord
Intag av jord	X	X	X	X	X	X
Inandning av ångor	X	X	X	X	X	X
Intag av växter			X	X	X	X

4.2.3 Antagna platsspecifika exponeringstider

En kritisk parameter som kan ha stor inverkan på de platsspecifika riktvärdena är den antagna exponeringstiden. Ingen undersökning, för att utreda exponeringstiderna har dock utförts specifikt för Sala. Antagna exponeringstider bygger företrädesvis på riktlinjer från Naturvårdsverket (2009) samt antaganden för varje scenario. I Tabell 5 ges en sammanfattning av de antagna exponeringstiderna på årsbasis. Inandning av ångor har exkluderats från sammanställningen eftersom exponeringstiden inte ingår som en parameter i den modell som används.

Tabell 5 Redovisning av antagna exponeringstider för respektive exponeringsväg och scenario. Antagna tider anges först för barn och därefter för vuxna (barn/vuxna). Inandning av ångor finns inte med i sammanställningen eftersom exponeringstiden inte ingår i den modell som används.

Exponeringsväg	Bostäder	Industrimark	Lekpark	Rekreatiomsområde	Skola, förskola	Odling och kolonilotter
[dagar/år]						
Intag av jord	365/365	0/200	100/50	50/50	200/200	100/100
Intag av växter	365/365			365/365	365/365	365/365

Generellt kan det sägas om exponeringstiderna för intag av jord att de utgår från att exponering för jorden sker vid alla vistelsetillfällen. Till exempel för bostäder innebär det att det antas att exponering för den förorenade jorden sker under årets samtliga dagar. Antagen exponeringstid för bostäder motsvarar det som antas för Naturvårdsverkets KM-värde (Känslig markanvändning). För just intag av jord kan det anses tveksamt att exponering kan ske under hela året, till exempel under vintern då det finns snö. Då detta är en generell beräkning för ett helt samhälle har det dock valts att vara på den säkra sidan. För industrimark antas att endast vuxna vistas på platsen och att exponering sker motsvarande Naturvårdsverkets MKM (Mindre Känslig Markanvändning). Exponeringstiden som antas för

MKM bedöms även vara tillämplig för skola, med skillnaden att barn även räknas in här. För lekpark, rekreation och odling antas exponering ske, i genomsnitt över året, en (rekreation och vuxna för lekpark) respektive två (lekpark och odling) gånger per vecka.

Vad gäller intag av växter har exponeringstiden satts till 365 dagar/år för samtliga scenarier. Detta beror på att den senaste beräkningsmodellen från Naturvårdsverket inte ger möjlighet till justering av exponeringstiden för detta scenario. I handledningen till beräkningsverktyget anges inte heller exponeringstiden som en platsspecifik parameter. Platsspecifika justeringar för intag av växter görs istället för andra parametrar (se kapitel Platsspecifika justeringar av parametrar).

För ämnen med tröskelvärden är det den mest exponerade populationen som styr nivån på riktvärdena. I Naturvårdsverkets modell ingår normalt två exponerade populationer; barn samt vuxna. Ofta utsätts barn för en större exponeringsrisk än vuxna då exponeringsdosen per kg kroppsvikt blir högre. Detta innebär att barns exponering ofta styr riktvärdena för dessa ämnen. För arsenik som har en cancerframkallande inverkan räknas exponeringsdoserna ut som livstidsmedelvärden, vilket innebär att man tar hänsyn till exponering som sker både under barndomen och under den vuxnes levnadsår (d.v.s exponering som barn och vuxen antas gälla samma individ under dennes livstid). Gränsen mellan barn och vuxen går vid 6 år enligt Naturvårdsverkets metod, vilket är kopplat till att småbarn får i sig föroreningar i högre utsträckning än äldre barn samt vuxna. I populationen för vuxna räknas åldrarna mellan 7 och 80 år.

Tabell 6 redovisar antaganden kring antalet exponeringsår för barn samt vuxna i de olika scenarierna. Tabellen innehåller något modifierade uppgifter jämfört med ursprungsdokumentet för att förtydliga antalet exponeringsår som använts i beräkningarna. I en kontrollberäkning med uppgifter från motsvarande tabell i ursprungsdokumentet visade det sig att uppgifterna inte kunde tolkas så att de tidigare framräknade uppgifterna kunde återges, vilket föranledde ett förtydligande kring hur värdena valts inför denna revidering.

Tabell 6 Redovisning av hur stor del av livslängden människor vistas inom respektive scenario. Livslängden antas till 80 år enligt Naturvårdsverkets metodik (2009).

	Bostäder	Industrimark	Lekpark	Rekreatiomsområde	Skola, förskola	Odling och kolonilotter
Exponeringsår, barn	6	-	6	6	6	6
Exponeringsår, vuxen	74	59	12	74	59	74
Total exponeringstid i % av livslängd	100%	73%	23%	100%	75%	100%

Värdena för Bostäder, Rekreatiomsområde och Odling/kolonilotter motsvarar antaganden som görs inom scenariot för känslig markanvändning (KM) enligt Naturvårdsverkets metodik. Antagandena innebär att en person kan vistas hela sitt liv (upp till 80 år) i scenariot. Värdena för Industrimark motsvarar antaganden som görs inom Naturvårdsverkets scenario för mindre känslig markanvändning (MKM), vilket motsvarar en antagen yrkesverksam tid för vuxna. För Lekpark antas exponering ske under ett barns tidiga år (0-6 år) samt under en viss period som vuxen. Den totala exponeringstiden i scenariot är 18 år vilket förmodligen är ett konservativt antagande. I Skola/förskola sker exponering under barnets första år, medan vuxenpopulationen har en längre exponeringstid (motsvarande ca 9 år i grundskola och en period som yrkesverksam i samma skola). Den totala exponeringstiden i scenariot är 65 år, vilket i princip motsvarar ett MKM-scenario, och bedöms som en konservativ skattning av exponeringsperiodens längd.

4.2.4 Platsspecifika justeringar av parametrar

Förutom exponeringstiden har platsspecifika data använts vad gäller den orala biotillgängligheten, K_D , växtupptagsfaktorer samt andelen växter som härrör från det förorenade området. En sammanställning över antagna värden redovisas i Tabell 7-12.

Tabell 7. Sammanställning över värden på oral biotillgänglighet. För varp, slaggvarp, aftersand och rostad produkt används data från Envipro Miljöteknik (2007). För kontaminerad yttjord har en uppskattning gjorts baserat på data från Qvarfort *et al.* (1992).

Element	Oral biotillgänglighet [%]				
	Varp	Slaggvarp	Aftersand	Kontaminerad yttjord	Rostad produkt
As	20	40	20	-	25
Cd	15	10	95	65	95
Hg	0,1	2	1	-	1
Pb	15	20	95	75	90

- värden saknas

Vad gäller den orala biotillgängligheten för varp, slaggvarp, aftersand och rostad material har en bedömning baserat på sekventiella lakförsök från Envipro Miljöteknik (2007), se Tabell 7.

Den orala biotillgängligheten påverkar riktvärdet för intag av jord. För kontaminerad yttjord bedömdes inget prov från Envipro Miljöteknik vara representativt. Istället används data från Qvarfort *et al.* (1992). I den undersökningen extraherades yttjord med ammoniumacetat med syfte att utreda tillgängligheten för upptag i växter. Extraktion med ammoniumacetat ingår i den sekventiella lakning som gjorts av Envipro Miljöteknik (2007). Grovt kan sägas att det motsvarar laksteg 2 och 3 (laksteg 1-3 anses vara tillgängligt för oralt upptag i människa). Genom att använda data från Qvarfort *et al.* (1992) fås en uppfattning om tillgängligheten i yttjorden även för människor.

I Qvarfort *et al.* (1992) redovisas resultat från extraktion av tre olika prover för kadmium och bly (arsenik och kvicksilver analyserades inte). I ett prov för vardera kadmium och bly låg den utlakade halten betydligt högre än totalhalten (redovisas inte i tabellen nedan). För fortsatta beräkningar har det valts att använda det högsta värdet på den orala biotillgängligheten (konservativt val). Arsenik och kvicksilver analyserades inte i Qvarfort *et al.* (1992). För fortsatta beräkningar antas den orala biotillgängligheten vara 100 % (enligt Naturvårdsverket, 2009).

En ytterliggare parameter som påverkar riktvärdet för intag av jord är mängden jord som en människa får i sig. Ingen specifik undersökning av detta har utförts i Sala. För denna parameter används generella värden från Naturvårdsverket (2009). Antagna värden återfinns i Tabell 8.

Tabell 8 Antagna värden för genomsnittligt intag av jord. Värdena hämtade från Naturvårdsverket (2009).

Genomsnittligt dagligt intag av jord	Bostäder	Industrimark	Lekpark	Rekreationsområde	Skola, förskola	Odling och kolonilotter
[mg/dag]						
Barn	120	-	120	80	120	120
Vuxna	50	20	20	20	20	50

K_D -värden för respektive material har beräknats med hjälp av data från Envipro Miljöteknik (2007), se Tabell 9. Beräkning har gjorts dels med data från skakförsök och dels utifrån grundvattenanalyser och fastfasanalyser på representativa prover. För slaggvarp bedömdes inget representativt prov på både grundvatten och fastfas finnas. För övriga material kunde

beräkning ske på båda sätten. Resultaten jämfördes och det lägsta K_D -värdet valdes, för att beräkningar ska bli konservativa. Generellt kan det sägas att K_D -värden från materialen i Sala är klart högre jämfört med vad som antas vid beräkning av Naturvårdsverkets generella riktvärden. Detta bedöms som fullt rimligt med tanke på att en så pass stor del av metallerna föreligger bundet i svårlakade faser (se resultat från sekventiella lakningar i Envipro Miljöteknik, 2007).

Tabell 9 Sammanställning över beräknade K_D -värden för material från Sala. Som jämförelse redovisas även de värden som antas vid beräkning av generella riktvärden för förorenad mark.

Element	Kd [l/kg]					Jämförelse Naturvårdsverket (2007)
	Varp	Slaggvarp	Aftersand	Kontaminerad ytjord	Rostad produkt	
As	4000	91000	15000	10700	69000	300
Cd	1900	5300	400	1700	1900	200
Hg	34000	30500	167000	12000	3300	300
Pb	29000	3000	25000	7200	167000	1800

Platsspecifika växtupptagsfaktorer har beräknats för bly och kadmium med hjälp av data från Qvarfort *et al.* (1992) för kontaminerad ytjord. I Qvarfort *et al.* (1992) undersöktes halter i frukt och grönsaker samt jord från 17 olika trädgårdar och kolonilotter. Baserat på denna undersökning har växtupptagsfaktorer för bly och kadmium kunnat beräknas (arsenik och kvicksilver analyserades inte). I Naturvårdsverket (2009) beräknas en upptagsfaktor för rottdelar (BCF_{root}) och en för ovanjordsdelar (BCF_{stem}). Vid beräkning har det valts att låta grönsaker som morötter, rödbetor och kålrot representera rottdelar medan sallad, vinbär, spenat etc. representerar ovanjordsdelar. För varje prov har ett värde på upptagsfaktorn beräknats. För att göra ett konservativt val används det största värdet vid fortsatta beräkningar. Beräknade växtupptagsfaktorer presenteras i Tabell 10 tillsammans med de upptagsfaktorer som används vid beräkning av Naturvårdsverkets generella riktvärden.

För övriga material relevanta material (aftersand och rostad produkt) samt arsenik och kvicksilver i kontaminerad ytjord finns inga analyser av växter och jord från Sala. För att kunna göra en platsspecifik bedömning av detta har det valts att göra en uppskattning med hjälp av K_D -värden. Tillgängligheten av föroreningarna för upptag i växter bör i någon mening speglas av föroreningens löslighet i vatten. Detta eftersom mobiliseringen av det aktuella elementet till porvattnet bedöms ske i en oxiderande, endast delvis mättad miljö, där andelen organiskt material/matjord är begränsande då det är bedömt att växtupptaget av tillgänglig andel skall ske *in situ* i det aktuella avfallet. I det aktuella fallet finns framtagna platsspecifika K_D -värden, vilka valts på ett konservativt sätt (se ovan). Uppskattningen utförs genom att multiplicera upptagsfaktorerna som anges i Naturvårdsverket (2009) med förhållandet mellan det K_D som antas gälla generellt för förorenad jord och K_D för aktuellt ämne i aktuellt material i Sala. Uppskattade växtupptagsfaktorer redovisas i Tabell 11.

Tabell 10 Sammanställning över beräknade växtupptagsfaktorer (BCF_{stem} = ovanjordsdelar och BCF_{root} = rottdelar) för kontaminerad ytjord. Som jämförelse redovisas även de värden som antas för beräkning av generella riktvärden (Naturvårdsverket, 2009).

Element	BCF_{stem}	BCF_{root}	Jämförelse	Jämförelse
			Naturvårdsverket (2007) BCF_{stem}	Naturvårdsverket (2007) BCF_{root}
[-]				
Cd	0,08	0,19	0,25	0,16
Pb	0,0012	0,0015	0,018	0,005

Generellt kan sägas att växtupptagsfaktorerna för de olika materialen i Sala är lägre än vad som antas i vid beräkning av generella riktvärden. Detta bedöms dock som rimligt med tanke

på att metallerna i stor utsträckning sitter hårt bundna, till exempel i sulfidform eller i kristallina järnoxider (sekventiella lakningar i Envipro Miljöteknik, 2007). Uppskattningen med K_D -värden ger värden på växtupptagsfaktorer i samma storleksordning som beräkningen baserat på analyserade halter (Tabell 10). Detta gäller dock inte för BCF_{root} för kadmium där upptaget underskattas med en faktor 10.

Tabell 11 Sammanfattning av uppskattade växtupptagsfaktorer (BCF_{stem} = ovanjordsdelar och BCF_{root} = rottdelar). Som jämförelse redovisas även de värden som antas för beräkning av generella riktvärden (Naturvårdsverket, 2009).

Element	Aftersand		Kontaminerad yttjord		Rostad produkt		Jämförelse Naturvårdsverket (2007)	
	BCF_{stem}	BCF_{root}	BCF_{stem}	BCF_{root}	BCF_{stem}	BCF_{root}	BCF_{stem}	BCF_{root}
[-]								
As	0,0033	0,000058	0,0047	0,000084	0,00074	0,000013	0,17	0,003
Cd	0,12	0,078	0,029	0,019	0,025	0,016	0,25	0,16
Hg	0,00076999	0,000016	0,010	0,00021	0,039	0,00082	0,43	0,009
Pb	0,0013	0,00035	0,0045	0,0012	0,00019	0,000054	0,018	0,005

En ytterligare parameter som påverkar riktvärdet för inta av grönsaker är hur stor andel av konsumtionen som härrör från det förorenade området. Antagna värden redovisas i Tabell 12. För bostäder och kolonilotter antas att 10 % av växterna som konsumeras har odlats i förorenad mark. Detta antagande är samma som för Naturvårdsverkets KM-värde, vilket bland annat innefattar bostadsmark. Vad gäller rekreation och skola har ett lägre värde antagits. Detta antagande baseras på att växter som plockas i naturen (till exempel svamp och bär) och som odlas vid en skola utgör en klart mindre andel av totalkonsumtionen jämfört med en egen trädgårdsodling (som exempelvis kan innehålla morötter och potatis som konsumeras i större mängder). Tiden för att plocka svamp och bär i naturen är även begränsad till vissa perioder under året. Ingen specifik undersökning av hur stor andel konsumtionen av svamp och bär utgör av den totala växtkonsumtionen har utförts i Sala. Ett rimligt antagande bedöms dock vara 0,5 % (motsvarar cirka 0,5 kg/år för barn och cirka 0,7 kg/år för vuxna).

Övriga parametrar som ingår i respektive exponeringsmodell har satts till samma värde som i Naturvårdsverket (2009).

Tabell 12 Redovisning av antagna värden vad gäller andelen konsumerade växter som odlats i det förorenade området.

	Bostäder	Rekreationsområde	Skola, förskola	Odling och kolonilotter
[%]				
Andel konsumtion från området	10	0,5	0,5	10

4.3 Effektanalys - redovisning av beräkning och riktvärden

En effektanalys syftar till att ta fram ett underlag för att bedöma vid vilka halter eller doser negativa effekter kan uppstå. I det här fallet handlar det om risker för människor i Sala. Analysen görs genom att beräkna platsspecifika riktvärden baserat på ovan presenterat material. Riktvärdena redovisas för respektive scenario, material och element i kommande avsnitt. Integrerade (sammanvägda) och justerade riktvärden redovisas sist i kapitlet.

Utgångspunkten vid beräkningarna av hälsoeffekter är som tidigare nämnts TDI och RfC-värden för icke-cancerogena metaller. För arsenik tillämpas lågrisknivåer motsvarande 1 extra cancerfall på 100 000. De värden som används vid beräkningarna redovisas i Tabell 13. Samtliga värden har hämtats från Naturvårdsverket (2009).

Tabell 13 Redovisning av TDI- värden för icke cancerogena metaller samt lågrisknivåer för arsenik. För kvicksilver redovisas även RfC-värdet som användas för exponering via ångor.

Element	TDI [mg/kg, dag]	Lågrisknivå [mg/kg, dag]	RfC [mg/m3]
As		0,000006	
Cd	0,0002		
Hg	0,00023		0,0002
Pb	0,0035		

Då beräkningarna i Naturvårdsverkets modeller utgår från tolerabla doser utgör de framräknade riktvärdena en ofarlig nivå för människors hälsa.

4.3.1 Intag av jord

I Tabell 14 sammanfattas föreslagna riktvärden vad gäller intag av jord. Vad gäller varp och slaggvarp har ingen hänsyn tagits till materialens fraktion vid beräkningarna. Exempelvis är det rimligt att tänka sig att det är lättare att få i sig aftersand genom munnen jämfört med varp.

För kol samt delvis för kontaminerad ytjord har plats specifika justeringar inte kunnat göras i samma utsträckning som för övriga material. Detta resulterar i att riktvärdena generellt blir lägre. Vad gäller kol är det även tänkbart att den kan innehålla organiska föroreningar, vilka inte omfattas av föreliggande utredning.

Tabell 14 Redovisning av plats specifika riktvärden vad gäller intag av jord. Riktvärden anges för varje metall, scenario och material. – innebär att riktvärdet ej är begränsande. Riktvärdena avser ytjord ned till 50 cm djup.

Exponeringsväg	Bostäder	Industrimark	Lekpark	Rekreatiomsområde	Skola, förskola	Odling och kolonilotter
[mg/kg TS]						
Arsenik						
Varp	24	260	180	330	68	87
Slaggvarp	12	130	88	160	34	43
Aftersand	24	260	180	330	68	87
Rostad produkt	19	210	140	260	54	69
Kol	4,8	52	35	66	14	17
Kontaminerad ytjord	4,8	52	35	66	14	17
Kadmium						
Varp	170	8500	610	1800	300	610
Slaggvarp	250	13000	910	2700	460	910
Aftersand	26	1300	96	290	48	96
Rostad produkt	26	1300	96	290	48	96
Kol	25	1300	91	270	46	91
Kontaminerad ytjord	38	2000	140	420	70	140
Kvicksilver						
Varp	29000	-	100000	310000	52000	100000
Slaggvarp	1400	73000	52000	16000	2600	5200
Aftersand	2900	150000	10000	31000	5200	10000
Rostad produkt	2900	150000	10000	31000	5200	10000
Kol	29	1500	100	310	52	100
Kontaminerad ytjord	29	1500	100	310	52	100
Bly						
Varp	2900	150000	11000	32000	5300	11000
Slaggvarp	2200	110000	8000	24000	4000	8000
Aftersand	460	24000	1700	5000	840	1700
Rostad produkt	490	25000	1800	5300	890	1800
Kol	440	22000	1600	4800	800	1600
Kontaminerad ytjord	580	30000	2100	6400	1100	2100

4.3.2 Inandning av ångor

Inandning av ångor är som tidigare nämnts endast relevant för kvicksilver. Beräkningen bygger också på att exponeringen sker inomhus, vilket leder till att endast scenarion som inbegriper hus kan komma i fråga. En sammanställning över framtagna riktvärden återfinns i Tabell 15.

Tabell 15 Sammanställning av platsspecifika riktvärden för kvicksilver i mark (i mg/kg TS) vad gäller exponeringsvägen inandning av ångor. Riktvärdena avser ytjord ned till 50 cm djup.

Material	Bostäder	Industriområde	Skola, förskola
[Hg mg/kg TS]			
Varp	88	263	263
Slaggvarp	78	235	235
Aftersand	430	1289	1289
Rostad produkt	33	98	98
Kontaminerad ytjord	8	25	25

Modellen för beräkning av inandning av ångor är förhållandevis enkel. Den bygger dock på en empiriskt framtagen ”attenuation factor” som bedöms vara konservativ i det aktuella fallet.

4.3.3 Intag av växter

I Tabell 16 redovisas föreslagna platsspecifika riktvärden vad gäller intag av växter. Varp och slaggvarp har som tidigare nämnts exkluderats, beroende på att det antas att odling inte kan förekomma direkt i dessa avfallstyper.

För kol samt delvis för kontaminerad ytjord har platsspecifika justeringar inte kunnat göras i samma utsträckning som för övriga material. Detta resulterar i att riktvärdena generellt blir lägre. Vad gäller kol är det även tänkbart att den kan innehålla organiska föroreningar, vilka inte omfattas av föreliggande utredning.

Tabell 16 Redovisning av platsspecifika riktvärden vad gäller intag av växter. Riktvärden anges för varje metall, scenario och material. – innebär att riktvärdet ej är begränsande. Riktvärdena avser ytjord ned till 50 cm djup.

Exponeringsväg	Bostäder	Rekreatiomsområde	Skola, förskola	Odling och kolonilotter
[mg/kg TS]				
Arsenik				
Aftersand	46	920	1100	46
Rostad produkt	210	4100	4900	210
Kol	0,9	18	21	0,9
Kontaminerad ytjord	32	650	770	32
Kadmium				
Aftersand	8,1	160	160	8,1
Rostad produkt	39	780	780	39
Kol	3,9	78	78	3,9
Kontaminerad ytjord	33	660	660	33
Kvicksilver				
Aftersand	3000	59000	59000	3000
Rostad produkt	58	1200	1200	58
Kol	5,3	110	110	5,3
Kontaminerad ytjord	230	4600	4600	230
Bly				
Aftersand	19000	380000	380000	19000
Rostad produkt	130000	-	-	130000
Kol	1300	27000	27000	1300
Kontaminerad ytjord	5500	110000	110000	5500

Den modell som används för beräkning är förhållandevis teoretisk och flera osäkerheter föreligger med beräkningarna. Till exempel gäller det intaget av grönsaker, vilket kan variera. Storkonsumenter av egenodlat kan tänkas få i sig större doser än vad som antagits vid beräkningarna. Även metallernas tillgänglighet för upptag i växter kan variera beroende på den omgivande miljön (pH, syreförhållanden etc.). De data som används för beräkning av växtupptagsfaktorer är till största del framräknade från undersökningar från Sala silvergruva. En extrapolering till Sala tätort medför en osäkerhet i just växtupptagsfaktorerna, eftersom en något annorlunda omgivning i trädgården kan innebära ett förändrat upptag.

Noterbart vad gäller intag av grönsaker är också att beräkningarna gäller sköljda grönsaker. Ingen hänsyn har således tagits till grönsaker som konsumeras utan föregående sköljning, där exempelvis förorenade jordpartiklar skulle kunna finnas kvar. Kokning eller tillredning av grönsaker har heller inte beaktats. Då detta dokument behandlar metaller så bedöms effekten av kokning som liten.

4.3.4 Sammanvägda hälsoriskbaserade riktvärden

Det hälsoriskbaserade riktvärdet har sammanvägts enligt Naturvårdsverkets metodik (2009). I sammanvägningen tas hänsyn till att samtidig exponering kan ske via flera olika exponeringsvägar. De sammanvägda riktvärdena har även justerats för att ta hänsyn till

exponering från andra källor, bakgrundshalter i mark samt risken för akuttoxiska hälsoeffekter (endast aktuellt för arsenik).

I Tabell 17 redovisas de riktvärden (sammanvägda och justerade) som föreslås för Sala tätort. Återigen bör det poängteras att riktvärdena utgör en ofarlig nivå för människors hälsa.

Tabell 17 Sammanvägda och justerade riktvärden vad gäller hälsorisker för Sala tätort. Riktvärdena avser yttjord ned till 50 cm djup.

Exponeringsväg	Bostäder	Industrimark	Lekpark	Rekreatiomsområde	Skola, förskola	Odling och kolonilotter
[mg/kg TS]						
Arsenik						
Varp	24	100 ^b (260)	100 ^b	100 ^b	16	87
Slaggvarp	12	100 ^b (130)	88	100 ^b	13	43
Aftersand	16	100 ^b (260)	100 ^b	100 ^b	64	30
Rostad produkt	17	100 ^b (210)	100 ^b	100 ^b	53	52
Kol	10 ^a	52	35	14	10 ^a	10 ^a
Kontaminerad yttjord	10 ^a	52	35	60	13	11
Kadmium						
Varp	33	1700	120	370	61	120
Slaggvarp	50	2600	180	550	91	180
Aftersand	1,2	270	19	21	7,4	1,5
Rostad produkt	3,1	270	19	42	9	5,5
Kol	0,7	260	18	12	5,8	0,75
Kontaminerad yttjord	3,6	390	28	52	13	5,4
Kvicksilver						
Varp	18	53	20000	62000	52	20000
Slaggvarp	15	47	10400	3200	43	1040
Aftersand	67	260	2000	4060	203	460
Rostad produkt	4	20	2000	230	18	12
Kol	1	300	20	16	7	1
Kontaminerad yttjord	1	5	20	58	3	14
Bly						
Varp	580	30000	2100	6400	1100	2100
Slaggvarp	440	22000	1600	4800	800	1600
Aftersand	90	4700	340	1000	170	310
Rostad produkt	97	5000	350	1100	180	350
Kol	66	4500	320	810	160	150
Kontaminerad yttjord	110	6000	430	1200	210	310

^ajusterad med hänsyn till bakgrundshalt, ^bjusterad med hänsyn till akuttoxicitet vid enstaka stora intag hos barn

För arsenik i varp, slaggvarp och aftersand redovisas två värden i Tabell 17. Det första värdet (100 mg/kg TS) avser en haltnivå vid vilken ett barn som stoppar en större mängd jord i munnen kan reagera med illamående och kräkningar (s.k. akuttoxiska effekter). Det andra värdet (inom parentes) avser en haltnivå där livslång exponering genom intag av jord, hudexponering och inandning av damm sammantaget medför en ökad cancerrisk, statistiskt med ett fall per 100 000 exponerade individer. Det senare värdet blir dimensionerande för matriserna kol och kontaminerad yttjord.

För arsenik, kadmium och bly har sammanvägning och justering gjorts automatisk i riktvärdesmodellen. För kvicksilver har sammanvägning och justering gjorts manuellt enligt samma metodik som är inkluderad i riktvärdesmodellen (Naturvårdsverket, 2009).

Riktvärdena för arsenik har justerats uppåt ifall de hamnat under naturlig bakgrundshalt. Som naturlig bakgrundshalt har standardvärdet på 10 mg/kg använts (Naturvårdsverket, 2009). För arsenik görs även en justering för akuttoxicitet. För barn anges ett riktvärde på 100 mg As/kg vad gäller akuttoxicitet i Naturvårdsverket (2009). I de fall där riktvärdet hamnat över 100 mg/kg och barn förekommer i scenariot (alla utom industri) justeras således riktvärdet ned till 100 mg/kg. För vuxna ligger riktvärdet på 700 mg As/kg vad gäller akuttoxicitet i Naturvårdsverket (2009). Ingen justering för detta har dock behövts göras.

5 Miljöriskbaserade riktvärden

I följande avsnitt redovisas den modell samt de antaganden som ligger till grund för framtagandet av miljöriskbaserade riktvärden. De framtagna riktvärdena avser i detta fall endast risker för markmiljön (markfunktioner som till exempel biologisk nedbrytning). Skydd av grundvatten och ytvatten har inte beaktats.

5.1 Modellbeskrivning

Den metodik för framtagande av riktvärden för markmiljön som anges av Naturvårdsverket (2009) bygger på en sammanställning av tillgängliga data. Bland annat har data från RIVM (Nederländerna), CCME (Kanada) och US EPA (USA) använts. Efter att data sammanställts har riktvärden valts för Känslig (KM) respektive Mindre Känslig Markanvändning (MKM). För KM har det valts att sätta ett riktvärde som ger ett skydd av 75 % av arter eller processer i marken medan det för MKM valts ett skydd för 50 %.

I Naturvårdsverkets anvisningar finns även beräkningsmodeller för skydd av ytvatten (skydd för djur och växter) samt skydd av grundvatten (som naturresurs för framtida generationer). I det här fallet är det dock inte möjligt att ta hänsyn till dessa. Det beror på att det krävs kännedom om bland annat storleken på det förorenade området, hydraulisk gradient och markens hydrauliska konduktivitet.

5.2 Indata för platsspecifik beräkning

Det datamaterial som finns tillgängligt för Sala bedöms inte vara tillräckligt för att kunna göra någon platsspecifik justering av de generella riktvärdena vad gäller markmiljö. Data som skulle behövas är exempelvis en genomgång av vilka arter som finns inom området och dessa arters metalltolerans. Vidare krävs undersökningar som kopplar metallhalter i jord till effekter hos arterna.

Det som skulle kunna justeras i det här fallet är hur stor andel av arterna som ska skyddas. Till exempel om exploatering ska ske i eller nära ett skyddsvärt område (till exempel Natura 2000) så kan det vara motiverat med ett högre skydd. Inom industriområden där miljön kanske redan idag är störd kan å andra sidan ett lägre skydd accepteras. Då de riktvärden som tas fram i föreliggande utredning ska gälla generellt för Sala bedöms dock detta som svårt att göra. Om det i framtiden blir aktuellt med exploatering i områden där ett annat skydd kan vara motiverat/accepterat bör detta utredas speciellt. I praktiken har det dock endast betydelse om det är skydd av markmiljön som är styrande för riktvärdet. I Tabell 18 ges en sammanställning av det riktvärde (KM eller MKM) som valts för respektive scenario.

Tabell 18 Sammanställning av valt riktvärde (KM eller MKM) för respektive scenario. KM innebär att 75 % av arterna skyddas medan MKM innebär att 50 % av arterna skyddas.

	Bostäder	Industrimark	Lekpark	Rekreatiomsområde	Skola, förskola	Odling och kolonilotter
Markmiljö	KM	MKM	KM	KM	KM	KM

5.3 Redovisning av riktvärden

De riktvärden som föreslås för respektive scenario och element redovisas i Tabell 19. Riktvärdena motsvarar det som anges av Naturvårdsverket (2009) vad gäller KM respektive MKM. Det har som tidigare nämnts att ingen platsspecifik justering av riktvärdena varit möjlig att göra. Av den anledningen kan heller ingen åtskillnad göras för de olika materialen. Sannolikt skiljer sig biotillgängligheten mellan materialen. Utan omfattande undersökningar kan dock detta inte utredas.

Osäkerheterna bedöms som förhållandevis stora med riktvärdena vad gäller risker för markmiljön. I Naturvårdsverket (2009) anges att miljöriktvärdena motsvarar den bästa bedömning som kan göras med det befintliga underlaget. Riktvärdena är dock inte beräknade på samma vetenskapliga grund som de hälsoriskbaserade riktvärdena. Underlaget för bedömning varierar också för olika föroreningar. För vissa finns mycket data att tillgå medan det för andra är mera bristfälligt.

Tabell 19 Redovisning av riktvärden vad gäller risker för markmiljön i respektive scenario. Riktvärden kan tillämpas för samtliga material då det inte varit möjligt att göra någon platsspecifik justering.

Element	Bostäder	Industrimark	Lekpark	Rekreatiomsområde	Skola, förskola	Odling och kolonilotter
[mg/kg TS]						
Sb	20	40	20	20	20	20
As	20	40	20	20	20	20
Ba	200	300	200	200	200	200
Cd	4	20	4	4	4	4
Cu	80	200	80	80	80	80
Cr (tot)	80	150	150	150	150	150
Hg	5	10	5	5	5	5
Pb	200	400	200	200	200	200
Zn	250	500	250	250	250	250

6 Referenser

- Envipro Miljöteknik (2007) Fördjupade undersökningar vid Sala silvergruva Pråmån.
- Envipro Miljöteknik (2008) Strategi för bedömning av metallföroreningar i mark vid exploatering inom Sala tätort. Sala kommun. Envipro Miljöteknik 2008-09-26.
- ITRC (2007) Vapor intrusion pathway: a practical guideline. ITRC Technical and regulatory guidance. January 2007.
- Naturvårdsverket (2009) Riktvärden för förorenad mark. Modellbeskrivning och vägledning. Rapport 5976.
- Qvarfort U., Delblanc F., Jansson S. (1992) Tungmetaller i Sala. Slutrapport november 1992.
- SMHI (1991) Temperaturen och nederbörden i Sverige 1961-90. Referensnormaler. SMHI Meteorologi Nr 81, 1991.
- US EPA (2006) EPA On-line Tool for Site Assessment Calculation.
<http://www.epa.gov/athens/learn2model/part-two/onsite/esthenry.htm> Last updated: 2006-05-01.
- WHO (2003) Elemental mercury and inorganic mercury compounds. Concise international chemical assessment document 50, 2003.