



<i>Datum</i>	<i>Beteckning</i>
2007-11-09	0708-0510
<i>Ert datum</i>	<i>Er beteckning</i>
Carl-Mikael Svensson	235-4945-07
Naturvårdsverket	
10648 Stockholm	

Underlag till kriterier för återvinning av avfall i anläggningsändamål

STATENS GEOTEKNISKA INSTITUT

David Bendz, uppdragsledare
Paul Svensson

KEMAKTA

Mark Elert
Celia Jones

Innehållsförteckning

1	INTRODUKTION.....	4
1.1	UPPDRAG OCH SYFTE.....	4
1.2	BESKRIVNING AV KATEGORI 1: ALLMÄN ANVÄNDNING	5
1.2.1	Långsiktiga restriktioner för områdena är inte möjliga.....	5
1.2.2	Konstruktionerna är inte försedda med tätskikt	5
1.2.3	Flytt av avfall	5
1.2.4	Exponering av människor för föroreningar	5
1.2.5	Skyddsvärd recipient	6
1.2.6	Skydd för markmiljön	6
1.3	BESKRIVNING AV KATEGORI 2: ANVÄNDNING OVAN TÄTSKIKT PÅ DEPONIER,	6
1.3.1	Allmänt	6
1.3.2	Långsiktiga restriktioner för området är i viss mån möjligt.....	6
1.3.3	Flytt av avfall	7
1.3.4	Exponering av föroreningar för människor	7
1.3.5	Skyddsvärd recipient	7
1.3.6	Skydd för markmiljön	7
1.4	SAMMANFATTNING KATEGORI 1 OCH 2.	8
2	EXPONERINGSVÄGAR OCH SCENARIOS.....	9
2.1	KATEGORI 1.....	9
	<i>Ett generellt scenario för skydd av grundvatten och påverkan ytvatten illustreras i figur 1.....</i>	<i>9</i>
2.2	KATEGORI 2.....	10
	<i>Det generella scenariot för intag av grundvatten och påverkan på ytvatten illustreras i figur 2.....</i>	<i>10</i>
3	PROCEDUR BERÄKNING	12
4	BERÄKNING AV TOTALHALTSBASERADE KRITERIER FÖR HÄLSO- OCH MILJÖRISKER	14
4.1	INLEDNING	14
4.2	MODELLER FÖR DE OLIKA EXPONERINGSVÄGARNAS	15
4.3	DIREKT INTAG AV JORD	15
4.4	HUDKONTAKT	15
4.5	INANDNING AV DAMM	16
4.6	INANDNING AV ÅNGOR	16
4.7	INTAG AV VÄXTER	16
5	BERÄKNING AV LAKBARHETSBASERADE KRITERIER FÖR HÄLSO- OCH MILJÖRISKER	18
5.1	KATEGORI 1.....	18
5.2	KATEGORI 2.....	19
6	MODELLPARAMETRAR.....	20
7	EFFEKTKRITERIER	22
7.1	HÄLSORISK VID INTAG OCH INANDNING (KATEGORI 1 OCH 2)	22
7.1.1	Ämnen med tröskeffekter	22
7.1.2	Riskenivåer för ämnen utan tröskelnivå.....	22
7.2	KRITERIER FÖR SKYDD AV MARKMILJÖN	22
7.2.1	Bakgrundshalter.....	23
7.2.2	Förslag på kriterier för höga krav på skydd av markmiljön	23
7.3	KRITERIER FÖR SKYDD AV GRUNDVATTEN (KATEGORI 1).....	24
7.4	KRITERIER FÖR SKYDD AV YTVATTEN	25

7.5	KRITERIER FÖR SKYDD MOT HÄLSOSKADLIGA HALTER I LAKVATTEN.....	26
8	RESULTAT	28
8.1	KRITERIER BASERADE PÅ TOTALHALT	28
8.2	KRITERIER BASERADE PÅ LAKBARHET.....	28
9	REFERENSER	33
	BILAGA A BERÄKNING AV KONCENTRATION I EP1 OCH EP2	34
	BILAGA B HALTTILLSKOTT SOM MOTSVARAR HÖGT SKYDD AV MARKMILJÖN.....	40
	BILAGA C STYRANDE EXPONERINGSVÄGAR FÖR SKYDD MOT HÄLSORISKER OCH SKYDD AV MARKMILJÖ	44

1 Introduktion

1.1 Uppdrag och syfte

Naturvårdsverket har i regleringsbrevet för 2007 fått i uppdrag att ta fram kriterier för återvinning av avfall för anläggningsändamål. Uppdraget lyder:

”Det finns kriterier för återvinning av avfall i anläggningsarbeten i syfte att öka andelen avfall som återvinns utan risk för skadliga miljö- och hälsoeffekter”.

Naturvårdsverket har arbetat fram underlag som anger principerna för kriterierna för återvinning av avfall i anläggningsarbeten. I Naturvårdsverkets förslag till kriterier anges tre kategorier för återvinning av avfall, dessa är:

1. Allmän användning
2. Användning ovan tätskikt på deponier
3. Användning av avfall, vilket uppkommit inom den specifika industrin, inom större traditionella industriområden

I detta uppdrag ingick att ta fram underlag för kriterier för de första två kategorierna av återvinning av avfall.

I den allmänna tillämpningen gäller principerna om innehåll av utfasningsämnen och rörlighet av riskminskningsämnen fullt ut. Naturvårdsverket har 2007-07-01 gett Statens geotekniska institut (SGI) i uppdrag att ta fram förslag på:

1. maximala totalhalter samt maximal utlakning av ämnena Cu, Zn, Cr, Ni, As, Pb, Hg, Cd, klorid och sulfat baserat på spridningsberäkningar. Förslaget på maximala halter utgår från beskrivet scenario för den allmänna kategorin (kategori 1).
2. maximala totalhalter samt maximal utlakning av ämnena Cu, Zn, Cr, Ni, As, Pb, Hg, Cd, klorid och sulfat utifrån beskrivet scenario för kategorin användning ovan sluttäckning på deponin. De maximala halterna bör baseras på en riskvärdering utifrån de speciella förutsättningarna som gäller för deponiscenariot (kategori 2).

Enligt uppdragsspecifikationen gäller de förutsättningar som beskrivs i avsnitt 1.2-1.4. Utöver detta gäller enligt uppdragsspecifikationen att de beräkningar och modelleringar som görs skall vara enkla och det ska vara lätt att få inblick i de beräkningar och antaganden som görs. I möjligaste mån bör förenklingar göras i modelleringen. I de fall där det finns underlag i modellen för beräkning av generella riktvärden för förorenad mark bör dessa användas. Naturvårdsverket har gett projektet tillgång till den senaste versionen av modellen för beräkning av generella riktvärden för förorenad mark. Versionen är dock ännu inte fastställd vilket kan medföra ändringar i modellen.

Slutredovisning sker i form av föreliggande rapport som i första hand redovisar förslag på maximala halter och utlakning från avfall som används för konstruktionsändamål. Rapporten kan även kunna användas som modell för riskbedömning med något ändrade förutsättningar.

Arbetet har bedrivits med täta kontakter med Naturvårdsverket för avstämning kring tekniska frågor och värderingar.

1.2 Beskrivning av kategori 1: Allmän användning

1.2.1 Långsiktiga restriktioner för områdena är inte möjliga

Genom svårigheter att införa långsiktiga restriktioner för fastigheter kan det inte uteslutas att markanvändningen ändras.

1.2.2 Konstruktionerna är inte försedda med tätskikt

Konstruktioner av återvunnet avfall är i vissa fall utförda med hårdgjord yta men i andra fall är de utförda som öppna konstruktioner. I samband med återvinning av avfall för anläggningsändamål är det generellt inte rimligt att långsiktigt säkerställa den hårdgjorda ytans funktion. De konstruktioner som uppförs i kategorin allmän tillämpning bedöms därför utifrån förutsättningen att de inte är täckta med ett skikt som hindrar infiltration av regnvatten eller förhindrar damning. Det antas även att grundvatten eller ytvatten kan tränga in i konstruktionen. Detta kräver inte någon särskild bedömning eftersom effekten av ett eventuell tätskikt eller barriär inte tillgodoräknas, utan materialet antas vara helt exponerat och vatten tillåts infiltrera genom materialet.

1.2.3 Flytt av avfall

Många av de avfall som kan användas för anläggningsändamål avviker inte utseendemässigt från jungfruliga råvaror. Avfallen har också traditionellt använts i anläggningar där de kan sammanblandas med jungfruligt material. Det är ovanligt att återvinning av avfall skrivs in i fastighetsregistret på den aktuella fastigheten. Vid användning av avfall i allmän tillämpning är det därför rimligt att förutsätta att det återvunna avfallet kan flyttas från den ursprungliga platsen vid schaktarbeten. Det saknas ett system som säkerställer kvaliteten på flyttade schaktmassor. Detta innebär att eventuella risker med återvinning av avfall för den allmänna tillämpningen inte enbart kan baseras på förutsättningarna som gäller för den ursprungliga platsen.

1.2.4 Exponering av människor för föroreningar

För att beskriva hur människor som vistas på eller vid området där avfall återvunnits kan exponeras för föroreningar används samma exponeringsmodell som för beräkning av riktvärden för förorenad mark. I riktvärdesmodellen ingår sex exponeringsvägar, intag av avfall, hudkontakt, inandning av damm och ångor samt intag av påverkat dricksvatten och växter som påverkas via damning eller upptag via rötter. Omfattningen av exponeringen beräknas utgående från olika exponeringsparametrar. I den allmänna användningen av avfall i anläggningsändamål används liknande exponeringsparametrar som för känslig markanvändning i modellen för förorenad mark. En avvikelse finns dock för intag av grundvatten där kriterierna för den allmänna användningen baserar sig på den utlakning som kan påverka en brunn placerad i randen på konstruktionen där avfallet återvunnits.

1.2.5 Skyddsvärd recipient

Den skyddsvärda recipienten är både närmaste ytvatten och grundvatten. Påverkan på dessa recipienter beräknas från utlakning från avfallet. Tillskottet beräknas utifrån ett tänkt konservativt scenario där materialet används i en större anläggning. För grundvatten gäller att tillskottet av föroreningar inte ska medföra att dricksvattenkriterierna överskrids. Beräkningarna baseras på att 50% av dricksvattenkriteriet kan tas i anspråk. För ytvatten används de haltkriterier för ytvatten som använd för beräkning av riktvärden för förorenad mark. Haltkriterier för metaller i ytvatten har baserats på avvikelse från bakgrundshalter. Motivet till detta är att en markant förhöjning av halten av dessa ämnen kan förväntas vara mycket långvarig eftersom ämnena inte bryts ned, men en måttlig förhöjning av de bakgrundshalter som förekommer idag bedöms inte ge någon oacceptabel effekt. Dessa kriterier är strängare än de kriterier som baserar sig på ekotoxikologiska effekter i ytvatten.

1.2.6 Skydd för markmiljön

För allmän användning av avfall utgår skyddet för markmiljön från att ingen negativ påverkan på marklevande organismer skall förekomma. Halter baseras på experimentella fördelningar för arters känslighet och utgår från den halt som skyddar 95% av arterna. Till denna halt adderas sedan bakgrundshalten. Detta krav är strängare än det som tillämpas för skydd av markmiljön för riktvärden för förorenad mark vid känslig markanvändning.

1.3 Beskrivning av kategori 2: Användning ovan tätskikt på deponier,

1.3.1 Allmänt

Deponiområden har tagits i anspråk för att slutförvara avfall. I ett mycket långt tidsperspektiv kommer de föroreningar som inte bryts ned i deponin att läcka ut. Men läckaget av föroreningar från deponierna ska vara så litet och ske så långsamt att det inte orsakar skador på människors hälsa och miljön. Eftersom deponier har tagits i anspråk för att förvara avfall som innehåller föroreningar som ska fasa ut är det inte rimligt att tillämpa delmålet i giftfri miljö om utfasning fullt ut vid framtagande av kriterier för kategori 2. Det som är avgörande för maximalt tillåtna halter av utfasningsämnen är dels exponeringen av föroreningarna på deponiområdet och risken för spridning av föroreningarna från deponiområdet till närbeläget ytvatten. Inom deponiområde ovan tätskikt kan avfall återvinnas i skyddsskikt och i växtetableringskikt. Syftet med skyddsskiktet i sluttäckningen är att skydda tätskiktet från skador som kan uppkomma från t.ex. frost eller rötter från växtlighet på deponin. Enligt allmänna råd för deponering anges att tätskiktet inte bör ligga närmare ytan än 1,5 m.

1.3.2 Långsiktiga restriktioner för området är i viss mån möjligt

Deponiområden bedöms som områden som långsiktigt behöver ha ett skydd mot exploatering och ändrad användning. De verktyg som står till buds i nuläget för att säkra skyddet är planering enligt PBL, inskrivning i fastighetsregistret samt att klassa området som ett miljöriskområde enligt 10 kap miljöbalken. Men områden för deponeringsverksamhet kommer långsiktigt att kunna användas för andra ändamål. Det är inte rimligt att i ett långsiktigt perspektiv ställa krav på att människor inte kan vistas inom området. Därför kan människor exponeras. Det är också möjligt att de växter som etableras på deponin konsumeras av människor och att intag av ytvatten inom deponiområdet kan ske genom misstag eller olyckshändelser.

1.3.3 Flytt av avfall

Genom det långsiktiga skyddet som krävs för deponier bedöms riskerna vara små för att avfall som återvunnits inom deponiområdet flyttas och används på en annan plats där det ställs andra krav på skydd.

1.3.4 Exponering av föroreningar för människor

För återvinning av avfall inom kategorin sluttäckning av deponier är exponeringsvägarna något annorlunda jämfört med kategorin allmän användning. Växter som etableras inom deponiområdet kan konsumeras av människor. Växter som etableras inom området kan påverkas via damning eller upptag via rötter. Intag av ytvatten inom deponiområdet kan ske genom misstag eller olyckshändelser. Vad som främst behöver beaktas är att barn som leker inom området får i sig ytvatten av misstag. Det är ej sannolikt att ytvatten inom deponiområden utgör någon större andel av vattenintaget.

1.3.5 Skyddsvärd recipient

Användning ovan tätskiktet innebär att det i många fall finns ett tätskikt under skiktet där avfall återvinns. Generellt finns ett dräneringsskikt ovan sluttäckningen som är anslutet till en dränledning. Det vatten som leds till dränledningen avleds i allmänhet till ett ytvatten. Detta innebär att recipienten för lakvattnet som avgår från avfallet som använts i sluttäckningen i första hand är ett ytvatten som på sikt kan infiltrera till grundvattnet. Ytvatten inom deponiområden är generellt inte naturliga och kvaliteten på vattnen kommer i många fall att vara påverkade av den tidigare deponiverksamheten. Detta innebär att vattnet inom det ursprungliga deponiområdet inte behöver betraktas som skyddsvärd recipient. Det skyddsvärda ytvattnet är istället där ytvattnet från det ursprungliga deponiområdet mynnar ut i ett något större vattendrag. Även här är haltkriterierna i ytvattnet baserade på en måttlig avvikelse från bakgrundshalter i svenska sjöar.

För deponier gäller generellt att grundvattnet närmast deponin har tagits i anspråk för att utgöra recipient för lakvattnet från det deponerade avfallet i deponins passiva fas. Vid återvinning av avfall ovan tätskiktet är det inte rimligt att ställa högre krav på grundvattenskydd än vid deponeringen. Deponeringen kommer att vara den dominerande källan för spridning till grundvatten. Vid återvinning av avfall ovan sluttäckningen beaktas därför inte spridningen till grundvatten. Det antas att allt vatten som infiltrerat materialet ovan tätskiktet kommer att nå ett dike som sedan mynnar ut i ett ytvatten som är skyddsvärd.

Spridning genom damning från deponier bedöms inte vara relevant för skyddet av miljön. Den dominerande spridningsvägen bedöms vara genom lakvatten.

1.3.6 Skydd för markmiljön

Nivån för skyddet för markmiljön anpassas till att markens ska ha ett fungerande ekosystem och krav på markskydd bör uppfylla en nivå som skyddar 75% av marklevande organismer. Detta krav motsvarar det som gäller för känslig markanvändning enligt förorenad mark modellen.

1.4 Sammanfattning kategori 1 och 2.

I tabell 1 sammanfattas kategori 1 och 2 med avseende på ett antal viktiga aspekter.

Tabell 1 Sammanfattning kategori 1 och 2.

Aspekt	Kat 1 allmän tillämpning	Kat 2 deponi
Långsiktiga restriktioner fastighet?	Nej	Ja, i viss mån
Avfall flyttas?	Ja	Låg sannolikhet
Hälsorisk	Intag jord, inandning damm och ångor, hudkontakt, intag växter	Intag jord, inandning damm och ångor, hudkontakt, intag växter och intag ytvatten inom deponiområde (genom misstag)
Miljörisk	Mark och ytvatten	Mark, ytvatten utanför deponiområdet
Effektkriterier ytvatten	Tillskott skall understiga en höjning från median till 75-percentil för bakgrundshalter i svenska sjöar.	
Effektkriterier grundvat- ten	Ingen risk för hälsoskadliga halter i grundvatten. Tillskott mindre än 50% av dricksvattenkriteriet.	Beaktas inte
Effektkriterier mark	Ingen risk att markprocesser påverkas av föroreningar	Ingen begränsning av markanvändning orsakad av störningar på markens ekologisk funktion

2 Exponeringsvägar och scenarios

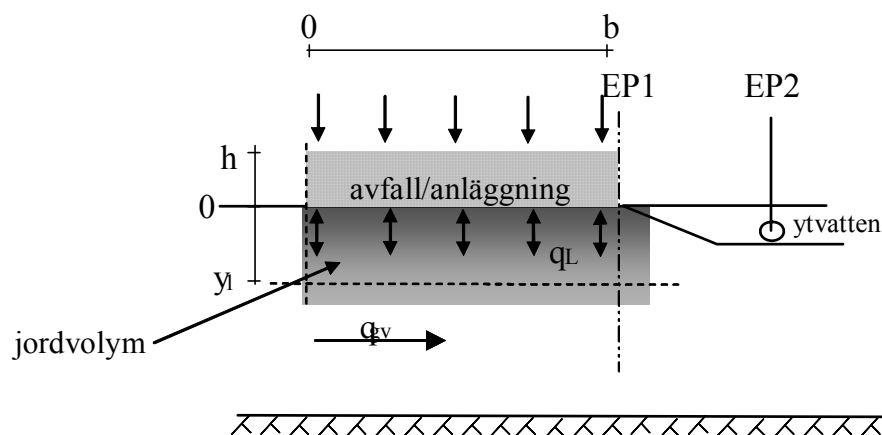
2.1 Kategori 1

Aktuella exponeringsvägar för kategori 1, allmän användning sammanfattas i tabell 2.

Tabell 2 Exponeringsvägar i kategorin för allmän användning av avfall för anläggningsändamål.

Exponeringsväg	Kommentar	Beroende av anläggningens storlek
Intag av jord	Heltidsvistelse	Nej
Hudkontakt	Heltidsvistelse	Nej
Inandning av damm	Heltidsvistelse	Nej
Inandning av ångor	Inomhus	Nej
Intag av växter	Konsumtion av egenodlade grönsaker	Nej
Skydd av grundvatten	Brunn i randen till området där avfallet återvunnits (EP1)	Ja
Påverkan ytvattenrecipient	Ytvatten (EP2) beläget i direkt anslutning till EP1.	Ja
Påverkan markmiljö	Jorden ekologiska funktion skall skyddas (på 95% nivå)	Nej

Ett generellt scenario för skydd av grundvatten och påverkan ytvatten illustreras i figur 1.



Figur 1 Generellt scenario för skydd av grundvatten (EP1) och påverkan ytvatten (EP2), kategori 1.

Avfallet är i direkt kontakt med grundvattnet. Figuren illustrerar hur lakvattenflödet, q_L (m/år), från konstruktionen med höjden h (m) och bredden b (m) och med koncentrationen

$C_L(t)$ blandas med grundvattenflödet, q_{gv} (m/år) med koncentrationen $C=0$ (ingen bakgrund). Hänsyn till eventuell bakgrundsbelastning och annan exponering har istället tagits genom att endast en fraktion av dricksvattenkriterierna har tagits i anspråk (se 1.2.5). Fastläggning (sorption) sker i den jordvolym som befinner sig rakt under avfallet ned till djupet y_1 och som begränsas av konstruktionens bredd (b) i grundvattenflödesriktningen. Den resulterande koncentrationen i grundvattnet, exponeringspunkt 1 (EP1), beräknas med en enkel modell (se bilaga A). Grundvattnet strömmar sedan ut i ytvattnet och ytterligare en utspädning sker (se Bilaga A). Här har vi den andra exponeringspunkten (EP 2).

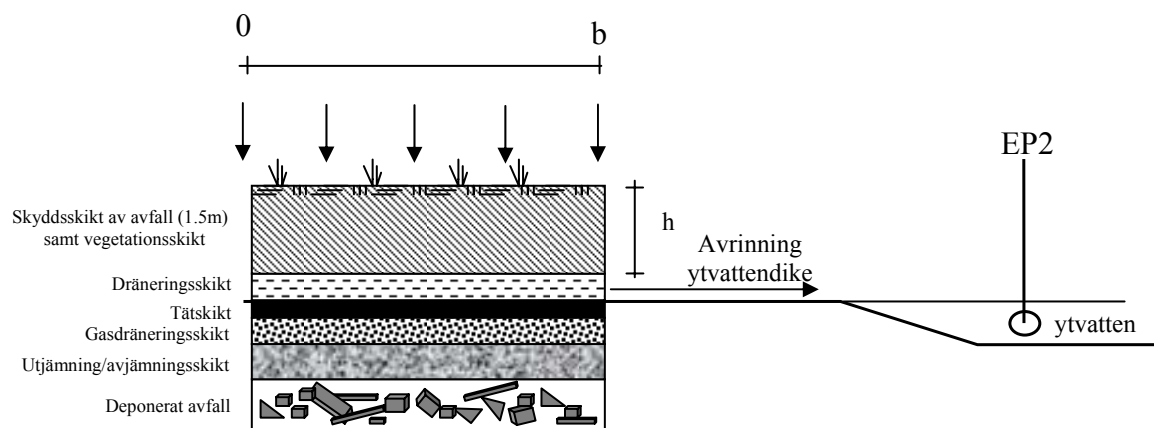
2.2 Kategori 2

Aktuella exponeringsvägar för kategori 2, allmän användning sammanfattas i tabell 3.

Tabell 3 Exponeringsvägar för användning av avfall i sluttäckningen av deponier.

Exponeringsväg	Kommentar
Intag av jord	Deltidsvistelse
Hudkontakt	Deltidsvistelse
Inandning av damm	Deltidsvistelse
Inandning av ångor	Deltidsvistelse utomhus
Intag av växter	Intag av vilda växter och bär
Intag av grundvatten	Inget intag av grundvatten
Intag av ytvatten på deponiområdet	Genom olyckshändelse
Påverkan ytvatten recipient	Ytvatten beläget i anslutning till deponin till vilket lakvatten från täcksiktet kan avrinna i ytvattendiken (utan retardation).
Påverkan markmiljö	Jorden ekologiska funktion skall skyddas, 75%-nivå

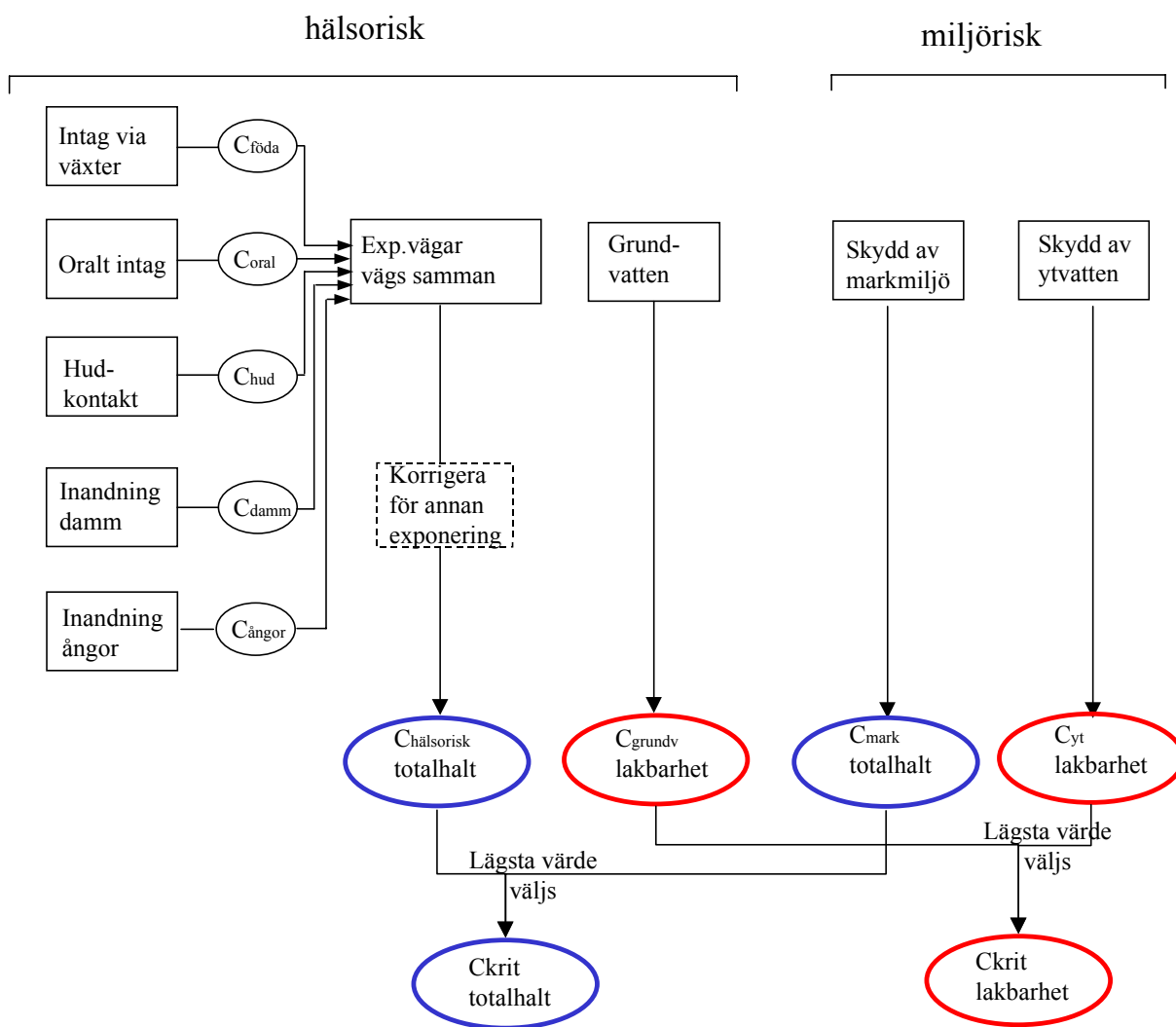
Det generella scenariot för intag av grundvatten och påverkan på ytvatten illustreras i figur 2. Figuren visar hur nederbörd infiltrerar genom vegetationsskikt och skyddsskikt av avfall, bildar lakvatten som avbördas via ett dräneringsskikt och ytliga diken till närbeläget ytvatten, där exponeringspunkten befinner sig (EP2). Koncentrationen på det lakvatten som lämnar dräneringsskiktet och leds bort i ett ytvatten beräknas med samma modell som i kategori 1 (fast med andra parametervärden, se tabell 5). Beräkningar sker för två fall (i) fastläggning (sorption) sker i dräneringsskiktet och (ii) ingen fastläggning sker. Det först fallet är relevant då naturliga material används i dräneringsskiktet eller andra material som har en dokumenterad sorptionskapacitet. Det andra alternativet är relevant i de fall då material utan sorptionskapacitet används, tex glaskross. I ytvatten sker en utspädning som beror av deponins storlek (dvs den bildade lakvattenvolymen) och flödet i ytvattnet. Beräkningen av lakbarhetsbaserade kriterier sker med en enkel modell (se Bilaga A).



Figur 2 Generellt scenario för påverkan ytvatten, kategori 2, användning av avfall vid slut-täckning av deponi.

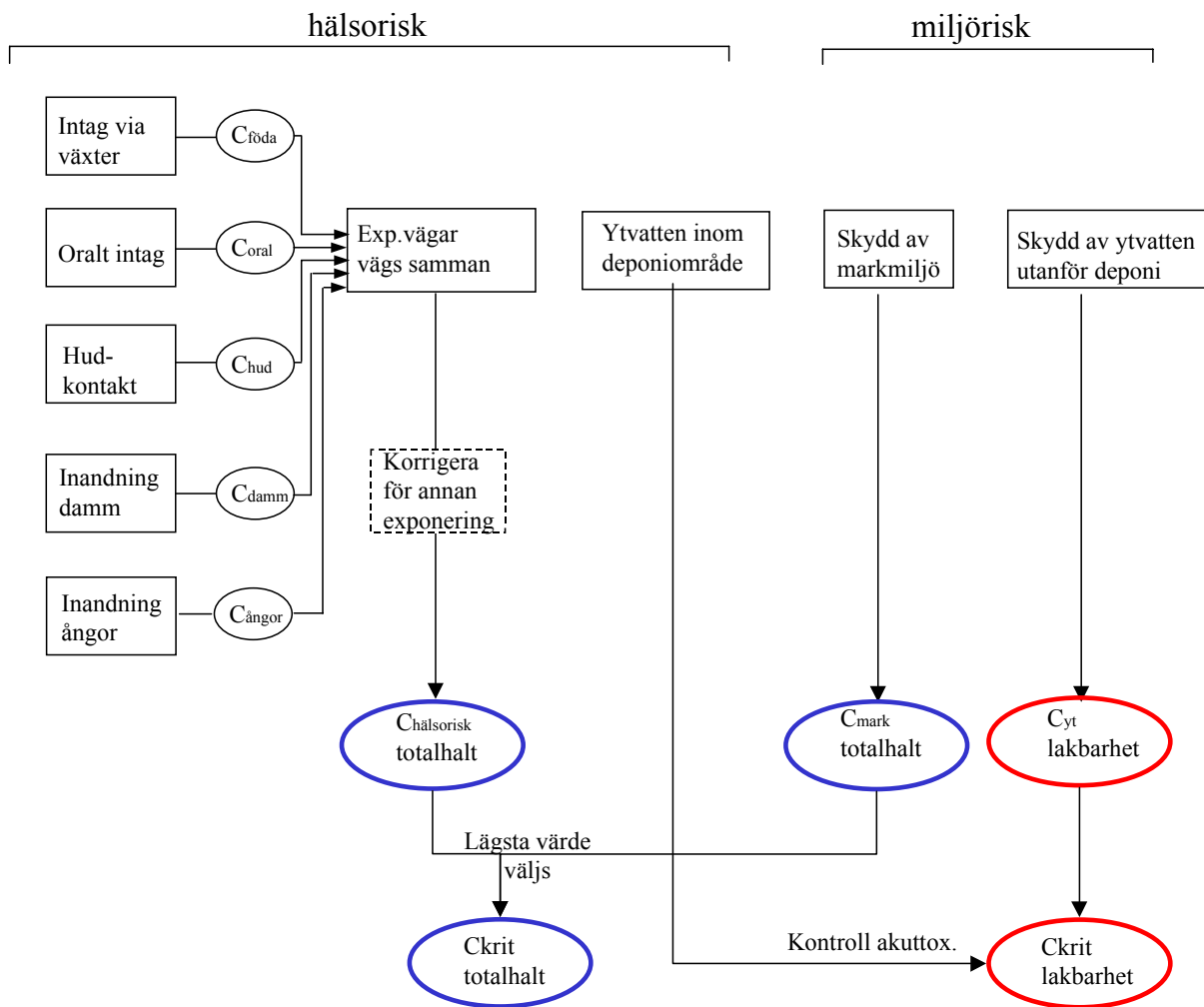
3 Procedur beräkning

Beräkningsproceduren kan åskådliggöras schematiskt enligt figur 3 och 4, för kategori 1 respektive kategori 2.



Figur 3 Schematisk illustration beräkning av kriterier för kategori 1

Totalhaltsbaserade kriterier för hälsorisk (beräknas med hjälp av riktvärdesmodellen och de fem exponeringsvägarna, intag av avfall, hudkontakt, inandning av damm och ångor samt och växter som påverkas via damning eller upptag via rötter) respektive miljörisk beräknas för kategori 1 och 2, varav det strängaste värdet väljs som slutligt totalhaltskriterie för respektive kategori. Lakbarhetskriterier beräknas för intag av påverkat dricksvatten och skydd av ytvatten, varav det strängaste väljs som slutligt kriterie för kategori 1. Lakbarhetskriterie för kategori 2 beräknas baserat på önskat skydd för ytvatten. Beräkningen inkluderar också en kontroll av att intag av ytvatten inom deponiområdet kan ske genom misstag eller olyckshändelser utan hälsorisk.



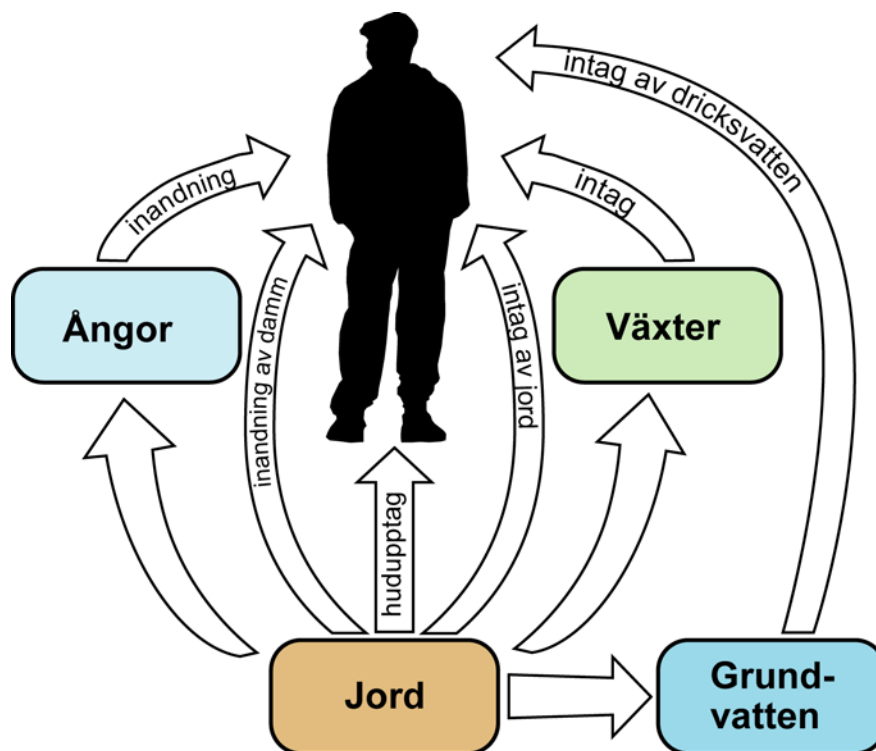
Figur 4 Schematisk illustration beräkning av kriterier för kategori 2

4 Beräkning av totalhaltsbaserade kriterier för hälso- och miljörisker

4.1 Inledning

Beräkning av totalhaltsbaserade kriterier för hälso- och miljörisker från återvinning av avfall för anläggningsändamål baserar sig på den metodik som utvecklats för beräkning av riktvärden i förorenad mark.

Beräkning av hälsorisker från förorenad mark baserar sig på en uppskattning av den föroreningsexponering som en människa som vistas i området utsätts för. I modellen för riktvärden beaktas sex olika sätt på vilka människor kan exponeras direkt eller indirekt från förorenad jord – *exponeringsvägar*, se figur 5. När modellen använts för att ta fram kriterier för återvinning av avfall beräknas inte exponering via intag av grundvatten med riktvärdesmodellen utan en modell baserad på lakbarhet används, se avsnitt 5 och bilaga A.



Figur5 *Exponeringsvägar som beaktas i riktvärdesmodellen för förorenad mark. För fallet återanvändning beaktas inte exponeringsvägen grundvatten vid beräkning av totalhaltskriterier utan baserar sig istället för laktkriterier.*

Exponeringen är beräknad med rimligt försiktiga antaganden. Detta innebär att den beräknade exponeringen kan vara högre än den genomsnittliga på området, men det kan inte uteslutas att ovanliga beteenden eller andra omständigheter kan leda till en ännu högre exponering. Sannolikheten för större exponering än den som antagits i modellen ska dock vara låg. Den beräknade exponeringen jämförs sedan med toxikologiska referensvärden för de aktuella föroreningarna. Dessa anger exponeringsnivåer där inga negativa hälsoeffekter förväntas.

4.2 Modeller för de olika exponeringsvägarna

I följande avsnitt beskrivs översiktligt den metodik som används för att beräkna exponeringen via de olika vägar som beaktas i modellen. En komplett beskrivning av modellen och de parametrar som används ges i ”Riktvärden för förorenad mark - Modellbeskrivning och vägledning”, Naturvårdsverket, 2008. För varje exponeringsväg beräknas följande:

- **Långtidsexponering av barn** per kg kroppsvikt (antagen kroppsvikt är 15 kg)
- **Långtidsexponering av vuxna** per kg kroppsvikt (antagen kroppsvikt är 70 kg)
- **Livstidsmedelvärde** för exponering viktat över tid som barn och tid som vuxen

För ämnen med tröskeeffekter (såsom de flesta metaller) används sedan den grupp (barn eller vuxna) som får den högsta långtidsexponeringen. För de flesta exponeringsvägarna i de givna scenarierna är det barn som får den högsta långtidsexponeringen. För genotoxiska ämnen, exempelvis arsenik, används livstidsmedelvärdet för exponeringen. Detta beräknas utgående från den tidsviktade medelxponeringen under en livstid av 80 år.

4.3 Direkt intag av jord

Barn och vuxna som vistas på områden där avfall återanvänts kan få i sig förorening via munnen antingen genom att jord tas in direkt i munnen, jordiga fingrar stoppas i munnen eller att damm fastnar i mun och svalg. Exponering sker både inomhus och utomhus. Intaget är åldersberoende och antas vara högst hos små barn på grund av deras ”hand till mun” beteende. I modellen beräknas exponeringen via intag av jord utgående från:

- det genomsnittliga dagliga intaget
- antal dygn/tillfällen exponering sker

Olika uppskattningar har gjorts av det genomsnittliga intaget av jord. De mest tillförlitliga bedöms vara de undersökningar där utsöndring av vissa spårämnen undersökts.

Exponeringstiden för Känslig Markanvändning baserar sig på vistelse i området 365 dagar/år. För Mindre Känslig Markanvändning antas ett lägre dagligt intag av förorenad jord samt en kortare vistelsetid: 200 dagar/år för vuxna och 60 dagar/år för barn. Vistelsetiden för vuxna baserar sig på antalet arbetsdagar och vistelsetiden för barn på en vistelse som motsvarar vistelse på området lite drygt en gång i veckan. Det bör observeras att det genomsnittliga dagliga intaget baserar sig på långtidsstudier och att exponeringstiden därför speglar hur många dygn eller tillfällen man vistas på området och inte beräknas utgående från antalet timmar per dygn eller antalet enstaka tillfälle man exponeras.

4.4 Hudkontakt

Exponering genom hudkontakt uppkommer när förorenad jord fastnar på huden och föroreningar tas upp genom huden. Storleken på exponeringen beror av:

- den exponerade hudytan
- mängden jord som fastnar på hudytan

- upptaget av föroreningar genom huden
- antal dygn/tillfällen exponering sker

Modellen för exponering p.g.a. hudkontakt med jord och damm baseras på modellen CSOIL som används i Nederländerna (van den Berg, 1995) och en amerikansk modell (MDEP, 1994). Med hänsyn till att klimatet endast under delar av året tillåter en väsentlig exponering av hud är antalet dagar som exponering genom hudkontakt antas ske lägre än för jordintag. För användning enligt Kategori 1 antas exponering ske 120 dagar per år för barn och vuxna. För användning enligt Kategori 2 antas exponering ske 90 dagar per år för vuxna och 60 dagar per år för barn. Detta motsvarar antagandena för KM respektive MKM i modellen för riktvärden för förorenad mark.

4.5 Inandning av damm

Människor kan andas in finkornigt material som sprids från det återvunna avfallet. Viktiga parametrar för exponering är:

- halten partiklar i luften som andas in
- andel av partiklarna som är inandningsbara (respirabel fraktion)
- halten i inandningsbara partiklar i förhållande till halt i jorden
- inandningshastighet
- exponeringstid

En redovisning av de data som använts ges i bilaga 1 till Beräkningsmodellen för förorenad mark (remissversion 2007-10-19) Två olika metoder används för beräkning av exponering på grund av inandning av damm från det förorenade materialet. Den första används för ämnen för vilka det finns en toxikologiskt baserad luftkoncentration (Reference Air Concentration, *RfC*) eller en cancerriskbaserad referenskoncentration, *RISKinh*. Den andra metoden används för ämnen som saknar dessa värden. I detta fall görs en uppskattning av den genomsnittliga dagliga mängd förorening som andas in. Denna jämförs sedan med *TDI*-värdet.

4.6 Inandning av ångor

Kvikksilver är i vissa former en flyktig förening. Om kvikksilver finns i avfall som används för anläggningsändamål kan det avgå till omgivningsluften och tränga in i byggnader. Viktiga faktorer för exponeringen är diffusionshastigheten i materialet, utspädningen i inomhus- respektive utomhusluft samt exponeringstiden. Den beräknade koncentrationen jämförs med en referenskoncentration (*RfC* eller *RISKor*) som anger en lågrisknivå vid långvarig exponering.

4.7 Intag av växter

Exponering kan ske genom att växter från området som tagit upp föroreningar konsumeras. Det kan vara grönsaker, rotsaker, potatis, bär, frukt och svamp som odlas eller växer vilt. För användning enligt Kategori 1 antas ett årligt intag av växter på ca 150 kg för vuxna och 90 kg för barn. Av detta antas 10 procent härröra från området där avfall återanvänts. För använd-

ning enligt Kategori 2 antas att barn och vuxna plockar och årligen äter 5 kg växter, bär och svamp från området.

Statens geotekniska institut
Postadress: 581 93 LINKÖPING
Besöksadress: Olaus Magnus väg 35

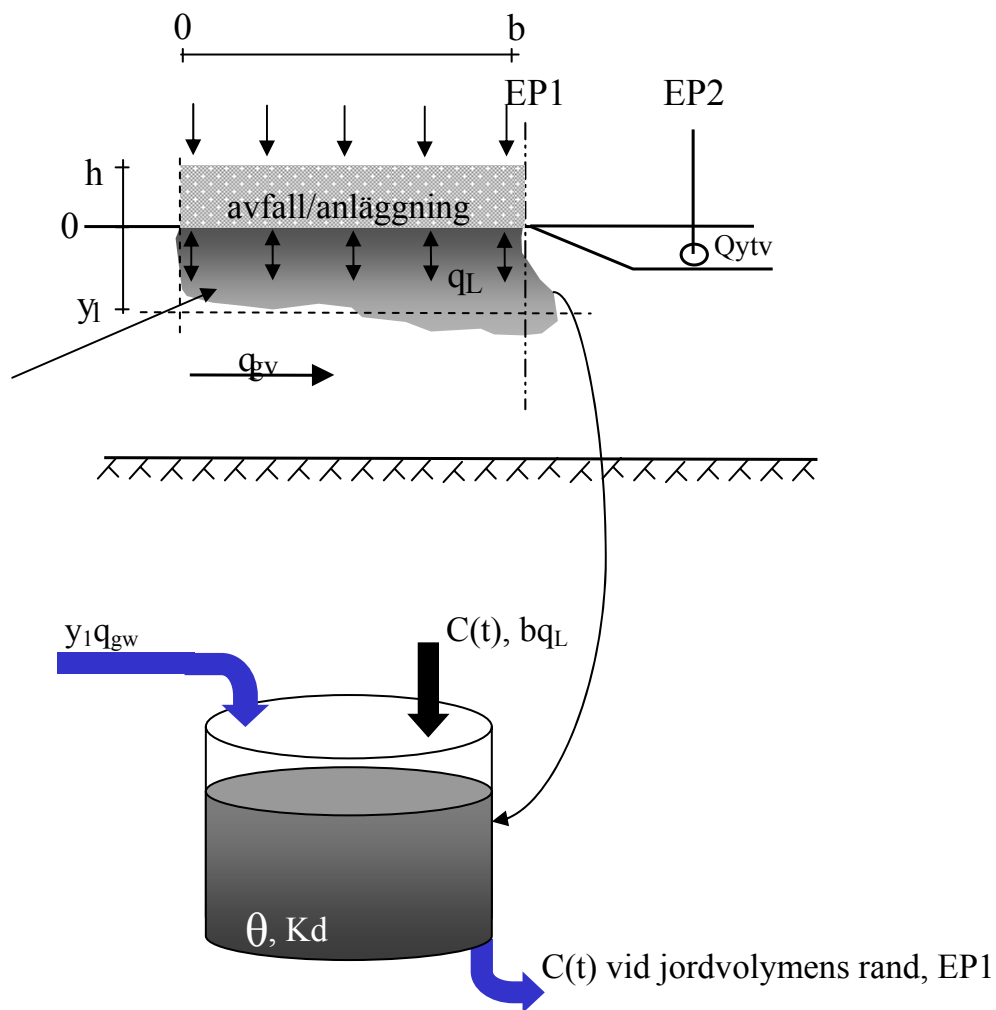
Tel: 013-20 18 00
Fax: 013-20 19 14
Internet: <http://www.swedgeo.se/>

E-post: sgi@swedgeo.se
Postgiro: 18 30 64-5
Org.nr: 20 21 00-0712

5 Beräkning av lakbarhetsbaserade kriterier för hälso- och miljörisker

5.1 Kategori 1

Lakbarhetsbaserade kriterier beräknas utifrån hälsoriskerna vid intag av grundvatten (kat. 1) och påverkan av ytvatten (kat. 1 och 2). Tillvägagångssättet vid modelleringen av koncentrationen i EP 1 inklusive utspädning med grundvatten ($y_1 q_{gv}$) och i ytvattenrecipient (Q_{yt}) kan beskrivas schematiskt enligt Figur 6. Här ansätts exponeringspunkterna vid konstruktionens rand.



Figur 6 Schematisk beskrivning av spridningsmodell för kategori 1.

Figur 6 illustrerar hur lakvattenflödet från konstruktionen med höjden h (m) och bredden b (m) och med koncentrationen $C_L(t)$ blandas med grundvattenflödet, q_{gv} (m/år) med koncentrationen $C=0$. Fastläggningen sker i den jordvolym som befinner sig rakt under avfallet ned till djupet y_1 och som begränsas av konstruktionens bredd (b) i grundvattenflödesriktningen

(markerad i figur 6). Grundvattnet strömmar sedan ut i ytvattnet och ytterligare en utspädning sker.

Emissionsmodellen är en exponentiell modell, vilket innebär att koncentrationen antas avklinga exponentiellt med tiden. Denna typ av modell har använts bl.a i den sk TAC modellen för framtagande av mottagningskriterier för deponering. Med denna modell så beskrivs koncentrationen i lakvattnet, C_L (mg/l), från avfallet med en exponentialfunktion enligt:

$$C_L(t) = C_0 e^{-\kappa \cdot LS}$$

där C_0 (mg/l) är den initiala koncentrationen i lakvattnet vilken antas vara i jämvikt med den fasta fasen, κ (kg/l) är en modellparameter som styr hastigheten med vilken koncentrationen avklingar med tiden, LS (genomslupen vattenvolym i liter/kg avfall), och b är konstruktionens bredd (m) i grundvattenflödesriktningen (x-led).

Den förenklade spridningsmodellen bygger på antagandet att systemet är väl omblandat så att det inte finns några koncentrationsskillnader inom jordvolymen. Det betyder att föroreningar som tillförs jorden via lakvatten från avfallet antas fördelas sig momentant och uniformt i den jordvolym som befinner sig rakt under avfallet ned till djupet y_1 och som begränsas av konstruktionens bredd (b) i grundvattenflödesriktningen (se figur 6). Detta är naturligtvis en grov förenkling, men bedöms ändå vara en rimlig förenkling i detta fall när ett enda generellt scenario skall definieras.

Modellen och beräkningsgången redovisas i sin helhet i Bilaga A.

5.2 Kategori 2

Det generella scenariot för påverkan på ytvatten har tidigare illustrerats i figur 2. I detta scenario infiltrerar nederbörd genom vegetationsskikt och skyddsskikt av avfall, bildar lakvatten som avbördas via ett dräneringsskikt och ytliga diken till närbeläget ytvatten. I ytvatten sker en utspädning som beror av deponins storlek (dvs den bildade lakvattenvolymen) och flödet i ytvattnet. Lakkriterierna beräknas baserat på en enkel modell för utspädning i recipienten och en exponentiell emissionsmodell (samma som i kategori 1). Modellen och beräkningsgången redovisas i sin helhet i Bilaga A.

6 Modellparametrar

Modellparametrarna som användes vid modellberäkningarna redovisas i tabellerna 4-6 nedan.

Tabell 4 Modellparametrar för beräkning av totalhaltskriterier för skydd av hälsa och markmiljö.

Exponeringsväg	Kategori 1	Kategori 2
Intag av jord	365 d/år vuxna 365 d/år barn	200 d/år vuxna 60 d/år barn
Hudkontakt	120 d/år vuxna 120 d/år barn	90 d/år vuxna 60 d/år barn
Inandning av damm	365 d/år vuxna 365 d/år barn	200 d/år vuxna 60 d/år barn
Inandning av ångor	365 d/år vuxna 365 d/år barn Inomhus Utspäd. 1/10 000	200 d/år vuxna 60 d/år barn Utomhus Utspäd. 1/1 000 000
Intag av grönsaker	Barn 90 kg/år Vuxna 150 kg/år 10% antas vara odlat på avfall	Barn 5 kg/år Vuxna 5 kg/år
Miljörisker inom området	95% skydd av arter	75% skydd av arter

Tabell 5 Modellparametrar - geometri och hydrologi

parameter	Värde kat.1	Värde kat.2	Förklaring
b (m)	100	¹⁾ 200	konstruktionens bredd
x ₁ (m)	0	-	Avstånd konstruktion - exponeringspunkt i grundvatten (EP1)
y ₁ (m)	1	0,3	Kat 1: djup/tjocklek påverkad jordvolymen under konstruktion
Θ	0,3	0,5	Kat 2: Tjocklek dräneringsskikt
ρ _{avfall} (kg/m ³)	1500	1500	Kat 1 Vatteninnehåll grundvattenakvifär (mättade förhåll.)
ρ _{jord} (kg/m ³)	1500	1500	Kat 2 Vatteninnehåll dräneringsskikt
q _L (m/år)	0,3	0,3	densitet avfall
q _{gv} (m/år)	10	-	Kat 1: densitet mark
Q _{yt} (m ³ /år)	500 000	2 000 000	Kat 2: densitet dräneringsskikt
h (m)	1	1,5	årlig lakvattenbildning
L (m)	1000	¹⁾ 200	Grundvattenflöde
			Ytvattenflöde (jmf riktvärdesmodell 1 000 000)
			Höjd konstruktion
			konstruktionens längd parallellt med ytvattnet

Tabell 6 Ämnesspecifika Kd-parametrar (från TAC-modellen)

Ämne	Kd (l/kg)	K (LS ⁻¹)
As	50	0,03
Cd	20	0,5
Cr	100	0,18
Cu	14	0,28
Hg	100	0,05
Ni	50	0,29
Pb	50	0,27
Zn	30	0,28
Klorid	0	0,57

7 Effektkriterier

7.1 Hälsorisk vid intag och inandning (kategori 1 och 2)

Bedömningen av hälsoeffekter vid exponering för föroreningar grundar sig på uppskattningar av vilken effekt en given dos har på människor, så kallade dos-responsförhållanden. Dos-responsförhållanden används för att fastställa ett tolerabelt dagligt intag, dvs ett högsta intag av förorening som bedöms ge en liten risk för skadliga effekter.

7.1.1 Ämnen med tröskleffekter

För många ämnen bedömer man att det krävs en viss dos för att hälsoeffekter kan uppkomma. Uppskattningar av tröskeldos eller tolerabel dos bygger på data från djurförsök eller epidemiologiska undersökningar. Vid exponering under tröskeldosen är toxiska effekter osannolika. Säkerhetsfaktorer används för att ta hänsyn till osäkerheterna i tillgängliga data. Tröskeldosen anges som ett tolerabelt dagligt intag (*TDI*, mg/kg kroppsvikt och dag) vid oralt intag och för exponering genom inandning som en referenskoncentration i luften (*RfC*, mg/m³). Människor exponeras för föroreningar även på annat sätt än via återvunnet avfall, t.ex. via livsmedel, dricksvatten och omgivningsluft. Eftersom den totala exponeringen inte ska överstiga det tolerabla dagliga intaget är det inte rimligt att ett område med återvunnet avfall täcker in hela *TDI*. För beräkning av riktvärden antas det därför schablonmässigt att endast 20 procent av *TDI* eller *RfC* får intecknas av exponering från området där avfall återvunnits.

7.1.2 Risknivåer för ämnen utan tröskelnivå

För ämnen som skadar arvsmassan, genotoxiska cancerogena ämnen, kan en tröskeldos inte definieras eftersom även en mycket låg exponering teoretiskt ger en liten risk för uppkomst av cancer. Istället antar man att risken att drabbas av cancer är proportionell mot dosen. En låg-risknivå för det förorenade området har för dessa ämnen satts till en dos motsvarande maximalt ett extra cancerfall per 100 000 personer exponerade under en livstid. Denna nivå anger risken för det återvunna avfallet och någon justering görs i detta fall inte för att exponering kan ske från andra källor.

7.2 Kriterier för skydd av markmiljön

Höga krav på skydd av markmiljön skall ställas vid återvinning av avfall. Kraven för kategori 1 "Allmän användning" skall motsvara ett skydd av 95% av de arter som lever i jorden. Kriteriet 95% skydd används som underlag i Nederländerna för de MPC/MPA-värden (maximalt tillåtlig koncentration/tillskott) som beräknas för skydd av markmiljön. För metaller använder man i Nederländerna MPA-värden, dvs. det halttillskott utöver bakgrund som bedöms ge effekter. För att ta fram värden motsvarande ett skydd på 95% har en genomgång gjorts av sammanställningar av ekotoxikologiska tester från RIVM i Nederländerna tillsammans med material från andra källor, huvudsakligen från CCME i Kanada. Utifrån dessa data har förslag på halttillskott till bakgrund som motsvarar skydd av 95% respektive 75% av arter tagits fram. Resonemang bakom de olika värdena beskrivs närmare i bilaga B.

Kraven för kategori 2 "Användning inom deponiområden ovan tätskikt" skall motsvara ett skydd av 75% av de arter som lever i jorden. Detta motsvarar kraven för känslig markanvänd-

ning när det gäller förorenad mark. Därför har samma värden som i modellen för förorenad mark använts.

7.2.1 Bakgrundshalter

Enligt den holländska metoden adderas för metaller den halt som bedöms ge en effekt på markmiljön till en bakgrundshalt. Motivet är att markmiljön är anpassad till en viss bakgrundshalt och att det är först i halter över denna bakgrundshalt som negativa effekter uppstår. För framtagning av kriterier för återvinning av avfall i Sverige är det relevant att beakta svenska bakgrundshalter. I Sverige finns ett bra underlag för bedömning av bakgrundshalter. I tabell 7 redovisas också bakgrundshalter i finfraktion morän C- horisont <0,063 mm samt bakgrundshalter i jordbruksmark extraherade med 7 M HNO₃ enligt SGU:s kartering (SGU, 2005).

7.2.2 Förslag på kriterier för höga krav på skydd av markmiljön

I tabell 8 ges förslag på kriterier för skydd av markmiljön med skyddsnivån 95% av arter och processer. Dessa är beräknade utifrån maximalt tillåtligt tillskott till 90-percentilen av bakgrund i finfraktion morän C- horisont <0,063 mm extraherade med 7 M HNO₃ enligt SGU:s kartering. Ett undantag är bakgrundshalten för arsenik där områden med naturligt höga arsenikhalter medför att den nationella 90-percentilen ligger över den regionala 90-percentilen för många områden i Sverige. Enligt samma principer som i modellen för riktvärden för förorenade områden har en bakgrundshalt av 10 mg/kg har använts, vilket är i samma storleksordning som högsta 90-percentilen i regionala undersökningar som har publicerats för Svealand och Götaland (8,9 mg/kg). Motiv för beräkning av maximalt tillåtligt tillskott redovisas i bilaga B.

Tabell 7 Bakgrundshalter i morän/leror (SGU) och jordbruksmark (SLU) (mg/kg TS).

Metaller	bakgrund moränmark/leror			bakgrund jordbruksmark		
	p50	p70	p90	p50	p70	p90
Arsenik	3,7 / 3,8	6,8 / 5,4	15 / 8,3	3,2	4,9	6,8
Kadmium	0,08 / 0,06	0,11 / 0,10	0,23 / 0,17	0,20	0,27	0,37
Krom tot	12 / 22,9	17 / 30,2	30 / 44	17	28	41
Koppar	12 / 14,9	17 / 19,3	25 / 28	11,4	18,7	28,7
Kvicksilver	-	-	-	0,036	0,047	0,063
Bly	7 / 11,2	11 / 14,8	20 / 22	16	21	26
Nickel	8,5 / 16	13 / 20	25 / 30	-	-	-
Zink	32 / 62	44 / 75	70 / 103	54	77	99

Tabell 8 Förslag på kriterier markmiljö med skydd av 95% respektive 75% av arter/processer (mg/kg TS).

Metaller	Halt för skydd av 95% av arter	Halt för skydd av 75% av arter
Arsenik	15	20
Kadmium	1	4
Krom tot	40	80
Koppar	40	80
Kvicksilver	0,5	5
Bly	80	200
Nickel	35	70
Zink	120	250

7.3 Kriterier för skydd av grundvatten (kategori 1)

För att beräkna gränser för lakning som ger ett skydd mot förorening av grundvatten använder modellen haltkriterier för grundvatten. Som kriterium för halt i grundvatten har valts 50% av dricksvattennormen. Dricksvattennormen kommer i första hand från Livsmedelsverket (SLV, 2005) och i andra hand från WHO (WHO, 2004). För koppar och zink är dricksvattennormerna satta med hänsyn till korrosion av vattenledningar och motsvarar således inte acceptabla värden i grundvatten. Därför har haltkriterier för grundvatten tagits från de beräkningar som gjorts som underlag för acceptanskriterier för avfall i deponier använts (TAC-modellen).

Både sulfat och klorid saknar gränsvärde ur hälsoaspekt. Koncentrationer på kloridhalter över 100 mg/l föranleder teknisk anmärkning. Vid halten för teknisk anmärkning kan korrosionsangrepp påskyndas och vid estetisk anmärkning, 300 mg/l, kan kloridjonerna ge upphov till salt smak. I tabell 9 presenteras de valda kriterierna tillsammans med svenska dricksvattennormer (SLVFS 2001:30) och de kriterier som används i modellberäkningar som ligger till grund för rådets beslut till deponeringsdirektivet (NFS 2004:10.)

Tabell 9 Valda kriterier samt svenska dricksvattennormer (SLVFS 2001:30), kriterier som används i modellberäkningar som ligger till grund för rådets beslut till deponeringsdirektivet (NFS 2004:10.) Halterna är i µg/l.

Ämne	Valt kriterie	Gränsvärde dricksvatten. (SLVFS 2001:30)	Rådets beslut (NFS 2004:10)
Arsenik	5	10	10
Bly	5	10	10
Kadmium	³ 1,5	5	4
Koppar	50	2000	² 50
Krom	25	50	50
Kvicksilver	0,5	1.0	1.0
Nickel	10	20	20
Zink	100		² 100
Klorid	50 000	¹ 100 000	¹ 250 000
Sulfat	50 000	¹ 100 000	¹ 250 000

- 1) Tekniskt grundad anmärkning
- 2) Justerat värde för att upptag från vattenledningsrör ej sker
- 3) Värde från WHO, 2004

7.4 Kriterier för skydd av ytvatten

För att beräkna gränser för lakning av avfall som ger ett skydd mot förorening av ytvatten används de effektkriterier för ytvatten som använd för beräkning av riktvärden för förorenad mark, med undantag av klorid och sulfat som inte ingår i riktvärdesmodellen, se tabell 10. Effektkriterier i ytvatten har baserats på avvikelser från bakgrundshalter. En sammanställning har gjorts av bakgrundshalter av metaller i sjöar och vattendrag. Sammanställningen baseras på data som insamlats via nationell och regional miljöövervakning genom Sveriges lantbruksuniversitet (SLU) fortlöpande miljöanalys för sjöar och vattendrag. Riksinventering 2000 och 2005 för vattenkemi i sjöar utgör ett underlag för utvärdering av metaller i sjöar. I den riksomfattande inventeringen mäts kemiska parametrar i över 3000 sjöar spridda över landet. Data för vattendrag kommer från SLU:s databank för vattenkemi och metallanalyser har i förekommande fall hämtats för Mälarens, Vätterns och Vänerns tillflöden. I den mån metallanalyser har genomförts har data även tagits från den samordnade recipientkontrollen (SRK) och från ITM:s (Institutet för tillämpad miljöforskning vid Stockholms Universitet) analys Metaller Intensiv.

Haltkriterier för ytvatten är baserad på intervallet mellan medianvärdena och högre punkter på fördelningen (75- och 90-percentiler). Detta så att bidraget från ett förorenat område inte skall leda till en ökning av föroreningsbelastning till en halt som ligger utanför bakgrundshalterna. Motivet till detta är att en markant förhöjning av halten av dessa ämnen kan förväntas vara mycket långvarig eftersom ämnena inte bryts ned. Riskerna med en permanent förhöjning av halterna i akvatiska ekosystem är svåra att förutse, men en måttlig förhöjning av de bakgrundshalter som förekommer idag bedöms inte ge någon oacceptabel effekt. De halter som tagits fram på detta sätt underskrider kriterier som baseras på risken för att effekter skall uppkomma i akvatiska miljöer. De antagna effektkriterierna för sulfat (30 mg/l) och klorid (15

mg/l) baseras på differensen mellan median-90-percentil för ett stort antal vattendrag ca 30000 prov. Valda värden bygger på data för vattendrag, vilka ligger över halterna för sjöar. För sjöar skulle motsvarande siffror vara 11 mg/l för sulfat resp 8 mg/l för klorid.

I tabell 10 anges också de förslag till miljökvalitetsnormer för ytvatten som tagits fram inom EU (2006) gällande maximalt tillåten koncentration i inlandsvatten samt de gränser som angetts i remiss för nya bedömningsgrunder för ytvatten (NV, 2007).

Tabell 10 Ytvattenkriterier, halterna är angivna i µg/l.

Ämne	Valda kriterier	Miljökvalitetsnormer ytvatten
Arsenik	0,3 ^a	-
Bly	0,5 ^a	7,2 ^c
Kadmium	0,02 ^a	0,08 (mjuka vatten) ^c
Koppar	1 ^a	4,1 ^d
Krom	0,3 ^a	4,7 krom tot, 3,4 krom VI ^d
Kvicksilver	0,005 ^a	0,05 ^c
Nickel	1 ^a	20 ^c
Zink	4	3,1 (mjuka vatten) ^d
Klorid	30 000 ^b	-
Sulfat	15 000 ^b	-

a) Beräkningsmodell riktvärden för mark (remissversion)

b) Haltkriterie som tagits fram i detta uppdrag

c) EU förslag

d) NV-remiss

7.5 Kriterier för skydd mot hälsoskadliga halter i lakvatten

I förutsättningarna för kategori 2 ingår att vattensamlingar som uppkommer på ytan kring en deponi inte skall innehålla så höga halter att barn, vuxna och djur som får i sig vattnet skall utsättas för en hälsorisk. Ett sätt att göra detta är att jämföra de maximala halter, dvs C₀-halterna, som kan uppkomma i lakvatten med dricksvattennormerna. Dricksvattennormer är vanligen satta så att ett intag av 2 l vatten om dagen inte skall ge mer än en andel (10% - 50%) av det tolerabla dagliga intaget. Ett oavsiktligt intag av vatten från vattensamlingar kring en deponi kan förväntas ligga på en väsentligt lägre nivå.

En kontroll görs att de beräknade C₀-värdena underskider en halt som är 50 gånger dricksvattennormen. Detta motsvarar således att om man dricker 0,04 l per dag (knappt 3 dl/vecka) från en förorenad vattensamling får man samma exponering som dricksvattennormen är baserad på. Denna mängd är knappast trolig för ett barn, men bedöms vara fullt rimlig för t.ex en hund som regelbundet rastas på platsen. I tabell 11 redovisas de halter som används för kontroll av hälsoskadliga effekter av ytvatten.

Tabell 11 *Kriterier för skydd mot hälsoskadliga halter i lakvatten*

	50 gånger Dricksvatten- norm, SLVFS 2001:30 (2005:10)
	(mg/l)
As	0,5
Pb	0,5
Cd	0,25
Cu	100
Cr	2,5
Hg	0,05
Ni	1
Zn	Saknas
Cl	Saknas
SO4	Saknas

8 Resultat

8.1 Kriterier baserade på totalhalt

Med hjälp av modellen för riktvärden för förorenad mark har kriterier för totalhalt tagits fram. Dessa tar hänsyn till hälsoeffekter på grund av exponering från avfallet samt effekter i markmiljön. I tabell 12 redovisas de beräknade värdena. I Bilaga C redovisas i tabellform vilka exponeringsvägar som är styrande för kriterierna.

Tabell 12 Totalhaltskriterier för skydd av hälsa och markmiljö

	Kat1 Haltgräns (mg/kg TS)	Kat 2 Haltgräns (mg/kg TS)
Arsenik	10	10
Bly	60	200
Kadmium	0,7	1,5
Koppar	40	80
Krom tot	40	80
Kvicksilver	0,3	1,8
Nickel	35	70
Zink	120	250

För kategori 1 är kraven på skydd av markmiljön styrande för koppar, krom, nickel och zink. För arsenik ligger kriterierna under bakgrundshalten i finfraktion av morän och justeras utifrån denna halt. För kadmium och kvicksilver är kraven på skydd av hälsa begränsande med styrande exponeringsvägar intag av växter respektive inandning av ångor. För bly är exponeringsvägen intag av jord styrande.

Även för kategori 2 styrs kriterierna för bly, koppar, krom, nickel och zink av kravet på skydd av markmiljön. För kadmium och kvicksilver är kraven på skydd av hälsa begränsande med intag av växter som styrande exponeringsväg.

8.2 Kriterier baserade på lakbarhet

Kriterier baserade på lakbarhet, beräknade med parametervärde enligt tidigare avsnitt, redovisas i tabell 13 och 14 för kategori 1 respektive kategori 2. Kriterier för kategori 2 har beräknats för två fall, *med och utan fastläggning* i dräneringsskikt. Vid beräkning av kriterier för kategori 2 *med fastläggning* så användes ett högre porositetsvärde (se tabell 5) men samma Kd-värden som i kategori 1 (se tabell 6). En högre porositet påverkar retardationsfaktorn, R, på ett omvänt proportionellt sätt (se Bilaga A, ekvation 15). Observera dock att ingen hänsyn har tagits till att ett dräneringsskikt med naturgrus eller kross har mindre specifikt yta än en finkornigare jord. De framräknade lakbarhetskriterierna för kategori 2 *med fastläggning* skall därför enbart tjäna som ett exempel på vilken effekt ett dränerande skikt med sorptionskapacitet har för beräkningen av kriterier (acceptabla lakegenskaper). För att kunna tillgodoräkna sig en eventuell retarderande effekt i dräneringsskiktet så måste sorptionskapaciteten bestämmas för det specifika materialet. I annat fall bör man utgå från att ingen retardation sker.

För båda kategorierna har Co-kriteriet beräknats med ekvation (21) och (22) med κ -värden från TAC modell (se Bilaga A). Kriteriet för utlakad mängd vid LS 10, S (mg/kg) har beräknats från ekvation (6), dvs total utlakad mängd vid L/S 10. De framräknade S-kriterierna styrs av κ -värden så att större κ -värden ger ett mindre S-värde och vice versa. Motivet för att här välja samma κ -värden som i TAC-modellen var för att beräkningarna skulle harmonisera med det sätt på vilket acceptanskriterierna för deponier är beräknade. Att använda sig av en uppsättning elementspecifika κ -värden för alla avfall (som i TAC-modellen) är dock en förenkling. Det är viktigt att påpeka att i det enskilda fallet så kan de verkliga κ -värden vara både större och mindre.

Tabell.13 Kriterier för lakbarhet kategori 1.

Ämne	Kategori 1 Kriterie hälsorisk vid in- tag av grundvatten		Kategori 1 Kriterie effekter Ytvatten	
	Co	S (LS10)	Co	S (LS10)
	mg/l	mg/kg	mg/l	mg/kg
Arsenik	0,019	0,17	0,016	0,13
Bly	0,09	0,31	0,12	0,42
Kadmium	0,022	0,04	0,004	0,01
Koppar	0,34	1,2	0,09	0,31
Krom	0,55	2,6	0,09	0,42
Kvicksilver	0,004	0,03	0,001	0,004
Nickel	0,18	0,60	0,25	0,81
Zink	1,19	4,0	0,64	2,2
Klorid	84	147	680	1200
Sulfat	78	227	320	920

De värden i tabell 13 och 14 som grönmarkerats understiger kriterierna för deponering på en deponi för inert avfall. Övriga kriterier (utan färg) överstiger acceptanskriterierna för deponering på deponi för inert avfall, men understiger kriterierna för deponering på deponi för icke-farligt avfall (jmf tabell 15 acceptanskriterier deponering NFS 2004:10).

Tabell 14 Kriterier för lakbarhet kategori 2, angivna både utan och med fastläggning i dräneringsskiktet.

Ämne	Kategori 1 Kriterie effekter i ytvatten. <u>Ingen</u> fastläggning i dräneringsskikt		Kategori 2 Kriterie effekter ytvatten. <u>Med</u> fastläggning i dräneringsskikt	
	Co	S (LS10)	Co	S (LS10)
	mg/l	mg/kg	mg/l	mg/kg
Arsenik	0,051	0,44	0,10	0,44
Bly	0,095	0,33	0,58	2,0
Kadmium	0,004	0,01	0,02	0,04
Koppar	0,19	0,64	0,53	1,8
Krom	0,055	0,26	0,43	2,0
Kvicksilver	0,001	0,01	0,003	0,02
Nickel	0,19	0,62	1,2	4,0
Zink	0,76	2,6	3,3	11
Klorid	6200	11000	6200	11000
Sulfat	2900	8500	2900	8500

Tabell 15 Acceptanskriterier deponering (NFS 2004:10)

	Inert		Icke Farligt Avfall	
	Co	S L/S10	Co	S L/S10
	mg/l	mg/kg	mg/l	mg/kg
Arsenik	0,06	0,5	0,3	2
Bly	0,15	0,5	3	10
Kadmium	0,02	0,04	0,3	1
Koppar	0,6	2	30	50
Krom	0,1	0,5	2,5	10
Kvicksilver	0,002	0,01	0,03	0,2
Nickel	0,12	0,4	3	10
Zink	1,2	4	15	50
Klorid	460	800	8500	15000
Sulfat	1500	1000	7000	20000

I tabell 16 och 17 sammanfattas de beräknade styrande kriterierna för totalhalt (se bilaga C) och lakbarhet för kategori 1 respektive kategori 2.

Tabell 16 Totalhaltskriterier för skydd av hälsa och markmiljö, samt lakbarhetskriterier för skydd av hälsa och effekter i ytvatten, kategori 1.

	Kategori 1		
	Totalhalt	Co (LS 0.1)	S (LS 10)
	mg/kg TS	mg/l	mg/kg TS
Arsenik	10	0,016	0,13
Bly	60	0,09	0,31
Kadmium	0,7	0,004	0,01
Koppar	40	0,09	0,31
Krom tot	40	0,09	0,42
Kvicksilver	0,3	0,001	0,004
Nickel	35	0,18	0,6
Zink	120	0,64	2,2
Klorid		84	147
Sulfat		78	227

Tabell 17 Totalhaltskriterier för skydd av hälsa och markmiljö, samt lakbarhetskriterier för skydd av effekter i ytvatten, kategori 2 (med och utan retardation i dräneringsskiktet).

	Kategori 2				
	Totalhalt	Ingen fastläggning i dräneringsskikt		Med fastläggning i dräneringsskikt	
		Co (LS 0.1)	S (LS 10)	Co (LS 0.1)	S (LS 10)
	mg/kg TS	mg/l	mg/kg TS	mg/l	mg/kg TS
Arsenik	10	0,051	0,44	0,10	0,87
Bly	200	0,095	0,33	0,58	2,0
Kadmium	1,5	0,004	0,01	0,02	0,04
Koppar	80	0,19	0,64	0,53	1,8
Krom tot	80	0,055	0,26	0,43	2,0
Kvicksilver	1,8	0,001	0,01	0,003	0,02
Nickel	70	0,19	0,62	1,2	4,0
Zink	250	0,76	2,6	3,3	11
Klorid		6200	11000	6200	11000
Sulfat		2900	8500	2900	8500

Som tidigare beskrivits (se kapitel 7.5 och figur 4) så ingår det en kontroll av förutsättningarna för kategori 2 att vattensamlingar som uppkommer på ytan kring en deponi inte skall inne-

hålla så höga halter att barn, vuxna och djur som får i sig vattnet skall utsättas för en hälsorisk. De maximala halterna, dvs C_0 -halterna, bör därför understiga de kriterier för skydd mot hälsoskadliga halter i lakvatten som finns angivna i tabell 11. Vid en jämförelse framgår att endast C_0 -kriteriet för Ni (1,2 mg/l), i tabell 17 (i fallet med fastläggning i dräneringsskiktet), överstiger hälsokriteriet för Ni i tabell 11 (1,0 mg/l). Men med hänsyn till att värdena är i samma storleksordning och att värdena i tabell 11 är en relativt grov uppskattning görs ingen justering av det framräknade kriteriet för Ni i tabell 17.

9 REFERENSER

EU(2006): Förslag till Europaparlamentets och Rådets direktiv om miljökvalitetsnormer inom vattenpolitikens område och ändring av direktiv 2000/60/EG {KOM(2006) 398 slutlig} (SEK(2006) 947}

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

NV (2007): Handbok 2007: Remissversion. Status , potential och normer för sjöar, vattendrag, kustvatten och vatten i övergångszon, Naturvårdsverket.

SGU (2005) Geokemiska kartan. Markgeokemi. Markgeokemiska kartan i Västerbotten, K7, Författare: Kaj Lax.

SLV (2005): Livsmedelsverkets föreskrifter om dricksvatten, SLVFS 2001:30. Innehåller ändringar tom SLVFS 2005:10.

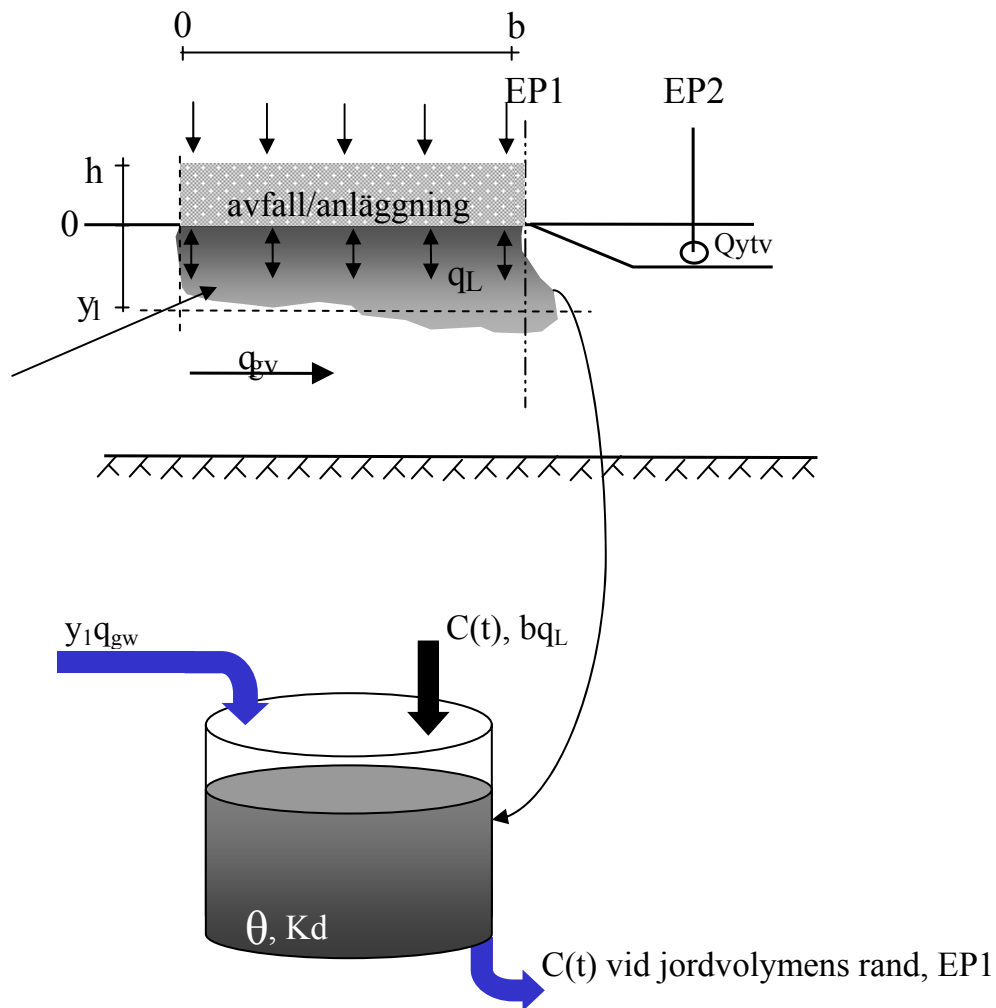
van den Berg R (1995): Blootstelling van de mens aan bodemverontreiniging. Een kwalitatieve en kwantitatieveanalyse, leidend tot voorstellen voor humaan toxicologische C toetsingswaarden. Rapportnr 725201006. Modified version of original report from 1991. RIVM (National Institute of Public Health and Environmental Protection), Netherlands.

WHO (2004): Guidelines for drinking water quality, 3rd edition. Volume 1. Recommendations. World Health Organisation, Geneva.

Bilaga A Beräkning av koncentration i EP1 och EP2

Utspädning och LS

Tillvägagångssättet vid modelleringen av koncentrationen i EP 1 inklusive utspädning med grundvatten ($y_1 q_{gv}$) och i ytvattenrecipient (Q_{yt}) kan beskrivas schematiskt enligt figur A1. I detta fall ansätts exponeringspunkterna vid konstruktionens rand.



Figur A1 Schematisk beskrivning av spridningsmodell.

Figuren illustrerar hur lakvattenflödet från konstruktionen med höjden h (m) och bredden b (m) och med koncentrationen $C_L(t)$ blandas med grundvattenflödet, q_{gv} (m/år) med koncentrationen $C=0$. Fastläggningen sker i den jordvolym som befinner sig rakt under avfallet ned till djupet y_1 och som begränsas av konstruktionens bredd (b) i grundvattenflödesriktningen

(markerad i figur A1). Den resulterande koncentrationen i EP1 beräknas med en enkel modell (se avsnitt 3). Grundvattnet strömmar sedan ut i ytvattnet och ytterligare en utspädning sker.

Konstruktionen antas ha direkt i kontakt med grundvattnet och den utspädning som sker av lakvattnet från konstruktionen (q_L) kan formuleras:

$$\text{Utspänningsfaktor lakvatten - grundvatten, } UF1 = \frac{y_1 q_{gv} + b q_L}{b q_L} = 1 + \frac{y_1 q_{gv}}{b q_L} \quad (1)$$

Den utspädningen som sker när grundvattnet strömmar ut i ytvattnet kan formuleras:

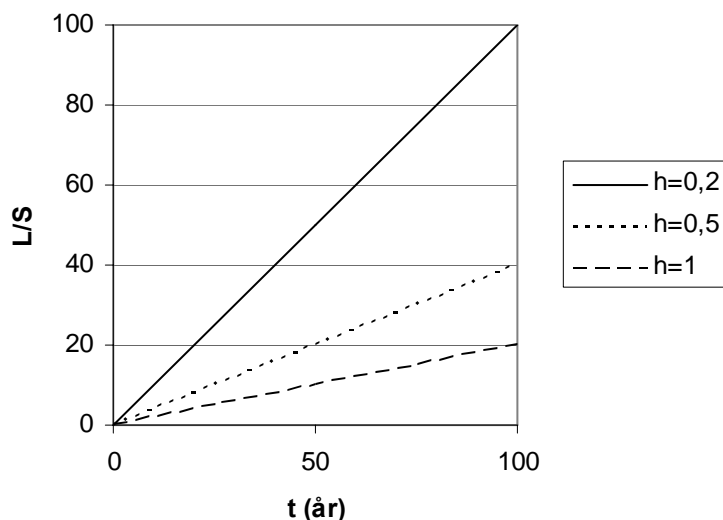
$$\text{Utspänningsfaktor grund - ytvatten, } UF2 = \frac{(y_1 q_{gv} + b q_L)L + Q_{yt}}{(y_1 q_{gv} + b q_L)L} = 1 + \frac{Q_{yt}}{(y_1 q_{gv} + b q_L)L} \quad (2)$$

Enligt denna ekvation räknas koncentration över tiden i ytvattnet ut genom att skala om koncentrationen i EP1 med utspänningsfaktorn, UF2. Avfallskonstruktionens längd, L, mäts parallellt med ytvattnet.

Den ackumulerade volymen lakvatten (liter) per kg avfall, LS, kan skrivas:

$$LS = \frac{q_L t \cdot 1000}{h \rho} \quad (3)$$

Där h är konstruktionens vertikala mäktighet (m) och ρ är densiteten för avfalls lagret (kg/m^3). Sambandet har plottats i figur A2 för ett 0,2, 0,5 och ett 1,0 meter tjockt lager ($\rho=1500 \text{ kg/m}^3$) av avfall. LS=10 representerar 10, 25 respektive 50 år. Den årliga lakvattenbildningen under året, q_L , antages vara 0,3 m vilket motsvarar den genomsnittliga årliga grundvattenbildningen i Sverige.



Figur A2 L/S som funktion av konstruktionens tjocklek, h , och tid ($\rho=1500 \text{ kg/m}^3$).

Emissionsmodell

Emissionsmodellen är en exponentiell modell, vilket innebär att koncentrationen antages klinga av exponentiellt med tiden. Denna typ av modell har använts bl.a i den sk TAC modellen för framtagande av mottagningskriterier för deponering.

Med denna modell beskrivs koncentrationen i lakvattnet, C_L (mg/l), från avfallet med en exponentialfunktion enligt:

$$C_L(t) = C_0 e^{-kt} \quad (4)$$

där C_0 (mg/l) är den initiala koncentrationen i lakvattnet vilken antas vara i jämvikt med den fasta fasen, k (år⁻¹) (jmf kappa i TAC-modellen) är en modellparameter som styr hastigheten med vilken koncentrationen avklingar med tiden, t (år), och b är konstruktionens bredd (m) i grundvattenflödesriktningen (x-led). Den massa, S (mg/kg), som lakar ut ur konstruktionen under tiden T blir då

$$S(t) = \frac{q_L}{h\rho} \int_0^T C_0 e^{-kt} dt = \frac{q_L}{h\rho} \cdot \frac{C_0 \cdot 1000}{k} (1 - e^{-kT}) \quad (5)$$

Där h är konstruktionens höjd (m) och ρ är densiteten hos avfallet (kg/m³).

Om (3) och (5) kombineras så kan den utlakade mängden, S (mg/kg), uttryckas som en funktion av L/S (l/kg), dvs den ackumulerade lakvattenbildningen (l) per mängd (kg) avfall:

$$S(LS) = \frac{q_L}{\rho h} \cdot \frac{C_0 \cdot 1000}{k} \left(1 - e^{-\frac{k \cdot LS \cdot h \cdot \rho}{q_L \cdot 1000}}\right) \quad (6)$$

För lång tid konvergerar den utlakade mängden mot

$$S = \frac{q_L}{\rho h} \cdot \frac{C_0 \cdot 1000}{k} \quad (7)$$

Notera att k är här uttryckt i enheten år⁻¹, medan kappa i TAC-modellen (se tabell i avsnitt 5.2) är uttryckt i LS⁻¹. Därmed är $k = \frac{q_L \cdot 1000}{h\rho} \cdot \kappa$ (se ekvation (3)).

Spridning och retardation

Kategori 1

Denna förenklade spridningsmodell bygger på antagandet att systemet är väl omblandat så att det inte finns några koncentrationsskillnader inom jordvolymen. Det betyder att föroreningar som tillförs jorden via lakvatten från avfallet antas fördela sig momentant och uniformt i hela jordvolymen. Detta är naturligtvis en grov förenkling, men bedöms ändå vara rimligt i detta fall när ett enda generellt scenario skall definieras. Massbalans kan formuleras för den jordvolym som befinner sig rakt under avfallet ned till djupet y_1 och som begränsas av konstruktionens bredd (b) i grundvattenflödesriktningen (se figur A1).

$$y_1 \frac{\partial(\theta C + \rho \bar{C})}{\partial t} + (y_1 q_{gv} + b q_L) \frac{\partial C}{\partial x} = 0 \quad (8)$$

$$\frac{\partial(\theta C + \rho \bar{C})}{\partial t} + (q_{gv} + \frac{b}{y_1} q_L) \frac{\partial C}{\partial x} = 0 \quad (9)$$

där θ är vatteninnehållet (m^3/m^3) i jorden. Den linjära sorptionsisotermen skrivs:

$$\bar{C} = K_d C \quad (10)$$

där \bar{C} är massan som sorberat på den fasta fasen ($mg/kgTS$), K_d är distributionskoefficienten (l/kg) och C är som förut koncentrationen i vätskefasen (mg/l).

$$\frac{\partial C}{\partial t} (1 + \frac{\rho}{\theta} K_d) + v \frac{\partial C}{\partial x} = 0 \quad (11)$$

$$v = \frac{q_{gv} + \frac{b}{y_1} q_L}{\theta} \quad (12)$$

Genom att integrera ekvation (11) över hela volymen jord, $0 \leq y \leq y_1$ får man

$$\int_0^{y_1} \frac{\partial C}{\partial t} dy + \frac{v}{(1 + \frac{\rho}{\theta} K_d)} \int_0^{y_1} \frac{\partial C}{\partial y} dy = 0 \quad (13)$$

och vidare

$$\frac{\partial C}{\partial t} (y_1 - 0) + \frac{v}{R} (C(y_1) - C(0)) = 0 \quad (14)$$

$$\text{där } R = (1 + \frac{\rho}{\theta} Kd) \quad (15)$$

Ekvationen (14) löses för följande initial och randvillkor

$$C(y,0) = 0 \quad , \text{ dvs koncentrationen av ämnet i fråga är noll i jorden vid } t=0 \quad (16)$$

Randvillkoret för $y=0$ och $0 \leq x \leq b$ är

$$C(0,t) = C_0^* e^{-kt} \quad , \quad (17)$$

Där

$$C_0^* = \frac{C_0}{UF1} = \frac{bq_L}{bq_L + y_1 q_{gv}} C_0 \quad (18)$$

För ovanstående villkor har ekvationen (14) lösningen

$$C(y_1) = \frac{C_0^*}{1 - \frac{kbR}{v}} (e^{-kt} - e^{-\frac{v}{Rb}t}) \quad (19)$$

Ekvation (19) beskriver alltså koncentrationen i jordvolymen som begränsas av, $0 \leq y \leq y_1$, $0 \leq x \leq b$. Notera att enligt modellen så koncentrationen i vattnet densamma i hela jordvolymen ("blandad reaktor").

Ekvationen (19) kan kombineras med (18) och skrivs om för att underlätta beräkning av C_0 kriterie utifrån en maximal acceptabel koncentration i exponeringspunkt 1, C_{EP1} .

Effektkriteriet i exponeringspunkt 1, C_{EP1} , ansätts i jordvolymens rand, dvs $C(y_1) \leq C_{EP1}$.

Genom att derivera ekvation (19) kan den tidpunkt då ekvation (19) uppvisar sitt maxvärde, T_{max} , bestämmas.

$$T_{max} = \ln\left(\frac{v}{R \cdot b \cdot k}\right) \cdot \frac{1}{\frac{v}{Rb} - k} \quad (20)$$

Det hälsoriskbaserade C_0 kriteriet kan då beräknas:

$$C_0 = C_{EP1} \frac{\left(1 - \frac{kbR}{v}\right)}{\left(e^{-kT_{max}} - e^{-\frac{v}{Rb}T_{max}}\right)} \cdot UF1 \quad (21)$$

På liknande sätt kan ett miljöriskbaserat C_0 kriterie beräknas utifrån en maximal acceptabel koncentration i exponeringspunkt 2 (ytvattnet) C_{EP2} enligt

$$C_0 = C_{EP2} \frac{\left(1 - \frac{kbR}{v}\right)}{\left(e^{-kT_{\max}} - e^{-\frac{v}{Rb}T_{\max}}\right)} \cdot UF1 \cdot UF2 \quad (22)$$

Kategori 2

För kategori 2 beräknas utspädningsfaktorn enligt samma princip som tidigare (se ekv (2)). Ingen utspädning av lakvattnet sker i dräneringsskiktet eftersom det är endast det bildade lakvattnet som leds bort där.

$$\text{Utspädningsfaktor utlakning täcksikt} - \text{ytvatten, } UF3 = 1 + \frac{Q_{yt}}{bq_L L} \quad (23)$$

Ett miljöriskbaserat C_0 kriterie kan beräknas utifrån en maximal acceptabel koncentration i exponeringspunkt 2 (ytvattnet) C_{EP2} enligt

$$C_0 = C_{EP2} \frac{\left(1 - \frac{kbR}{v}\right)}{\left(e^{-kT_{\max}} - e^{-\frac{v}{Rb}T_{\max}}\right)} \cdot UF3 \quad (24)$$

Parametervärdena för Q_{yt} , $y1$, θ , b och L är annorlunda för kategori 2 jmf med kategori 1 (se tabell 5). I detta fall sker omblandning och fastläggning i dräneringsskiktet. Men retardationen, R (ekv (15)), blir mindre på grund ett högre θ värde i dräneringsskiktet jämfört med jord. Kriteriet för maximal utlakbar mängd vid LS 10 beräknas som tidigare med ekvation (6).

Bilaga B Halttillskott som motsvarar högt skydd av markmiljön

Data

Arsenik

För arsenik har RIVM tagit fram MPA-värden för markprocesser på 25 mg/kg TS (90%-konfidensintervall 11 – 44 mg/kg) och för marklevande arter på 4,5 mg/kg TS. Värdet för markprocesser bygger på fördelningsmetoden, medan det för arter är det lägsta NOEL-värdet delat med en säkerhetsfaktor på 10. Med en säkerhetsfaktor på 50 som skulle gälla enligt EU-TGD skulle MPA vara 0,9 mg/kg TS. RIVM:s data för markprocesser är väsentligt högre än CCME:s, som anger ett HC25-värde (skydd av 75% av processerna) på 17 mg/kg.

I beaktande av data både för markprocesser och marklevande organismer samt CCME:s värde bedöms att ett tillskott på 5 mg/kg TS till bakgrund motsvara ett riktvärde för skydd på 95% nivån.

Bly

För bly finns relativt mycket data som enligt RIVM:s utvärdering ger ett MPA för marklevande organismer på 66 mg/kg (20 – 136 mg/kg) och för markprocesser på 55 mg/kg (29 – 90 mg/kg). Detta är även konsistent med CCME:s värde för HC25 på 300 mg/kg. Baserat på ett tillskott på 60 mg/kg utöver bakgrund motsvara ett riktvärde för skydd på 95%-nivån.

Kadmium

RIVM anger ett MPA för marklevande organismer på 0,8 mg/kg (90% konfidensintervall 0,16 – 2,1) och för markprocesser på 15 mg/kg (konfidensintervall 10 - 20) baserat på fördelningsmetoden. Baserat på dessa data samt med hänsyn till ackumulation av kadmium i högre organismer föreslås ett riktvärde för skydd på 95%-nivån på 1 mg/kg TS. Bakgrundshalten är i detta fall så låg att någon justering inte bedöms vara motiverad (90-percentil i morän 0,2 mg/kg).

Koppar

RIVM anger ett MPA för marklevande organismer på 25 mg/kg (90% konfidensintervall 5 – 63) och för markprocesser på 3,4 mg/kg (konfidensintervall 1,8 – 5,7). Båda värdena bygger på fördelningsmetoden, men data för markprocesser avviker från de vanliga fördelningar som denna typ av data har. Detta kan jämföras med CCME som anger ett värde motsvarande HC25 på 63 mg/kg TS. I beaktande av både data för markprocesser och marklevande organismer bedöms att ett tillskott på 15 mg/kg TS till bakgrund motsvara ett riktvärde för skydd på 95%-nivån.

Krom

RIVM anger ett MPA för marklevande organismer på 0,4 mg/kg och för markprocesser på 8,5 mg/kg (90% konfidensintervall 3,8 – 15,9). Värdet för organismer bygger på det lägsta NOEC-värdet och en säkerhetsfaktor på 50, medan data för markprocesser bygger på fördelningsmetoden. Som jämförelse anger CCME ett HC25 värde för arter motsvarande på 64 mg/kg TS. Ett HC5 värde beräknat från deras dataunderlag för arter är ca 20 mg/kg. Baserat på dessa data föreslås att ett tillskott på 10 mg/kg till bakgrund motsvara ett riktvärde för skydd på 95%-nivån.

Kvicksilver

RIVM anger för oorganiskt kvicksilver ett MPA för marklevande organismer på 1,9 mg/kg (90% konfidensintervall 0,5 – 4,8) baserat på fördelningsmetoden. För organiskt kvicksilver är dataunderlaget sämre. Ett MPA har tagits fram utifrån ett NOEC-värde på 3,7 mg/kg som med säkerhetsfaktorn 10 ger ett värde på 0,37 mg/kg och med säkerhetsfaktorn 50 ett värde på 0,037 mg/kg. CCME har utifrån ett större dataunderlag beräknat ett HC25 på 12 mg/kg. Baserat på dessa data föreslås att en halt på 0,5 mg/kg motsvara ett riktvärde för skydd på 95%-nivån. Bakgrundshalten är i detta fall så låg att någon justering inte bedöms vara motiverad (90-percentil i morän 0,2 mg/kg).

Nickel

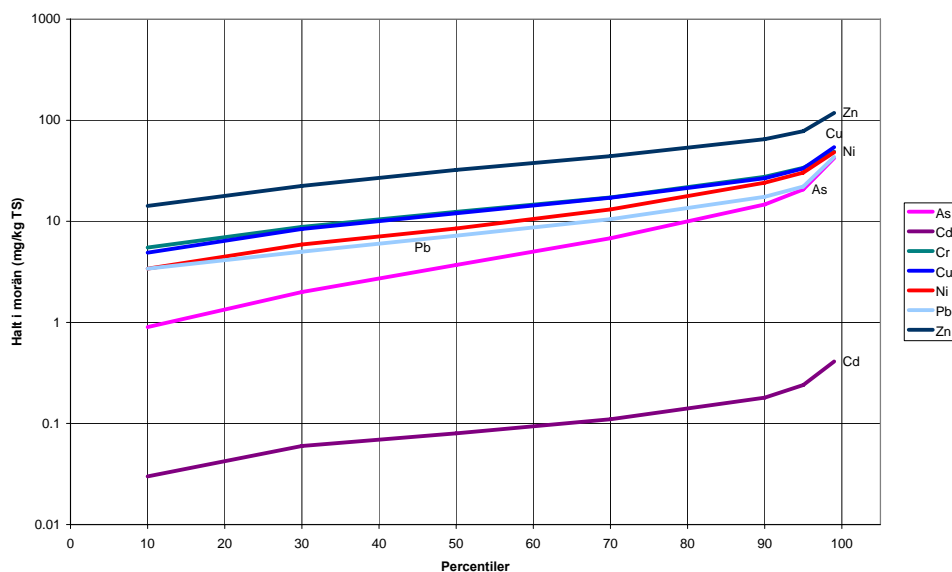
För nickel finns mycket få data RIVM anger ett MPA på 0,3 mg/kg baserat på lägsta NOEC för markprocesser och en säkerhetsfaktor på 100. Som jämförelse anger CCME ett HC25 värde för arter på 50 mg/kg. CCME:s data visar på ett HC5 på 5 - 10 mg/kg. Vi gör bedömningen att ett rimligt tillskott är 10 mg/kg som tillsammans med en bakgrund ger ett riktvärde för skydd på 95%-nivån.

Zink

RIVM anger ett MPA för marklevande organismer på 140 mg/kg (90% konfidensintervall 50 – 220) och för markprocesser på 16 mg/kg (konfidensintervall 6 – 31). Båda värdena bygger på fördelningsmetoden, Detta kan jämföras med CCME som anger ett värde motsvarande HC25 på 200 mg/kg TS. En nyutkommen rapport från RIVM har angivit ett PNEC-värde på 26 mg/kg baserat på 5-percentilen av data för arter och en säkerhetsfaktor på 2. I beaktande av både data för markprocesser och marklevande organismer bedöms att ett tillskott på 50 mg/kg TS som ett tillskott till bakgrund motsvara ett riktvärde för skydd på 95%-nivån.

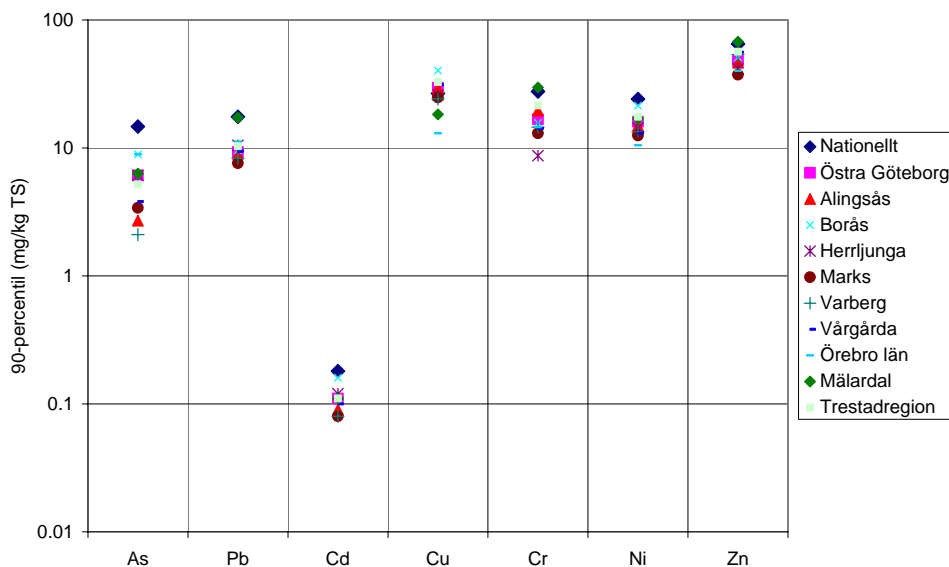
Val av bakgrundsnivå

Bakgrundshalter av metaller varierar typiskt en faktor 3 – 6 mellan 10-percentil och 90-percentil. Avvikande är arsenik där variationen är 16 gånger, se figur 1.



Figur B1 Fördelning av bakgrundshalt i finmorän ICP (salpetersyralakning) SGU

För vissa ämnen finns stora regionala skillnader. En komplett rapportering av regionala data har inte funnits tillgänglig, men de data som rapporteras visar på stora skillnader vad gäller framförallt arsenik.



Figur B2 90-percentil i finmorän ICP (salpetersyralakning) i olika regioner och nationellt, SGU.

En utgångspunkt skulle kunna vara att utgå från 70-percentilen på bakgrund moränmark med motiv att det skulle motsvara ”anpassningsnivån” för en relativt stor andel av alla jordar. Det-

ta skulle dock innebära att riktvärden för skydd av markmiljön (95%-nivån) för krom, koppar och zink skulle komma mycket nära 90-percentilen för leror och jordbruksmark. Om man istället väljer 90-percentilen motsvarar det visserligen ”anpassningsnivån” i en mindre andel av jordarna, men samtidigt inte riskera att ge kriterier som ligger i nivå med bakgrundsvärdena.

I beräkningarna används 90-percentilen av bakgrund för bly, koppar, krom, nickel och zink. För kadmium och kvicksilver är bakgrunden obetydlig i förhållande till tillskottet. För arsenik har samma principer som i modellen för riktvärden för förorenade områden använts. Detta ger en bakgrundshalt av 10 mg/kg, vilket är i samma storleksordning som högsta 90-percentilen i regionala undersökningar som har publicerats för Svealand och Götaland (8,9 mg/kg).

Referenser

- RIVM, 2001 Verbruggen EMJ, Posthumus R och van Wezel AP. 2001. Ecotoxicology serious risk concentration for soil, sediment and (ground)water: updated proposal for first series of compounds. Bilthoven, the Netherlands: National Institute for Public Health and the Environment. RIVM report no. 711701020
- RIVM, 2005 Environmental risk limits for nine trace elements. Van Vlaardingen PLA, Posthumus R och Posthuma-Doodeman CJAM. RIVM report 601501029. National Institute for Public Health and Environment, Netherlands.
- RIVM, 2007 Environmental risk limits for zinc. Bodar C W M. RIVM letter report 11235/2007. National Institute for Public Health and Environment, Netherlands.
- CCME, 1999 Canadian Soil Quality Guidelines. Scientific Supporting Document, prepared by the National Guidelines and Standards Office, Environmental Canada Ottawa. *Ämnesspecifika document.*

Bilaga C Styrande exponeringsvägar för skydd mot hälsorisker och skydd av markmiljö

Tabell C1

Kriterie totalhalt för Kategori 1 (mg/kg TS)														
Ämne	Envägskoncentrationer (mg/kg)						Ojusterat hälsoriskvärde	Justeringsvägar (mg/kg)		Integrerat hälsoriskvärde	Miljöeffekt Markmiljön	Justerat integrerat riktvärde	Bakgrundshalt (mg/kg)	Avrundat riktvärde (mg/kg)
	Intag av jord	Hudkontakt jord/damm	Inandning damm	Inandning ånga	Intag av dricksvatten	Intag av växter		Exponering andra källor	Akut-toxicitet					
Arsenik	4.8	33	350	ej aktuell	ej aktuell	0.9	0.74	0.74	100	0.74	15	0.74	10	10
Bly	440	16000	26000	ej aktuell	ej aktuell	1300	320	64	data saknas	64	80	64	20	60
Kadmium	25	9100	260	ej aktuell	ej aktuell	3.9	3.3	0.67	data saknas	0.67	1	0.67	0.2	0.70
Koppar	63000	ej begr.	53000	ej aktuell	ej aktuell	5600	4700	2400	data saknas	2400	40	40	25	40
Krom tot	190000	ej begr.	ej begr.	ej aktuell	ej aktuell	510000	130000	65000	data saknas	65000	40	40	30	40
Kvicksilver	29	1000	11000	2	ej aktuell	5.3	1.4	0.28	data saknas	0.28	0.5	0.28	0.1	0.30
Nickel	1500	55000	1300	ej aktuell	ej aktuell	1300	450	230	data saknas	230	35	35	25	35
Zink	38000	ej begr.	ej begr.	ej aktuell	ej aktuell	6800	5700	2900	data saknas	2900	120	120	70	120

Tabell C2

Kriterie totalhalt för Kategori 2 (mg/kg TS)														
Ämne	Envägskoncentrationer (mg/kg)						Ojusterat hälsoriskvärde	Justeringsvägar (mg/kg)		Integrerat hälsoriskvärde	Miljöeffekt Markmiljön	Justerat integrerat riktvärde	Bakgrundshalt (mg/kg)	Avrundat riktvärde (mg/kg)
	Intag av jord	Hudkontakt jord/damm	Inandning damm	Inandning ånga	Intag av dricksvatten	Intag av växter		Exponering andra källor	Akut-toxicitet					
Arsenik	33	110	1500	ej aktuell	ej aktuell	2.8	2.5	2.5	100	2.5	20	2.5	10	10
Bly	4000	80000	110000	ej aktuell	ej aktuell	2500	1500	290	data saknas	290	200	200	20	200
Kadmium	230	46000	1100	ej aktuell	ej aktuell	7.1	6.9	1.4	data saknas	1.4	4	1.4	0.2	1.5
Koppar	570000	ej begr.	220000	ej aktuell	ej aktuell	10000	9700	4800	data saknas	4800	80	80	25	80
Krom tot	ej begr.	ej begr.	ej begr.	ej aktuell	ej aktuell	940000	570000	280000	data saknas	280000	80	80	30	80
Kvicksilver	260	5200	44000	110	ej aktuell	9.7	8.6	1.7	data saknas	1.7	5	1.7	0.1	1.8
Nickel	14000	270000	5500	ej aktuell	ej aktuell	2400	1500	740	data saknas	740	70	70	25	70
Zink	340000	ej begr.	ej begr.	ej aktuell	ej aktuell	12000	12000	6000	data saknas	6000	250	250	70	250

