



**Statens geotekniska institut**

## **Kvalitetssäkring av ämnesdata för beräkning av hälsoriskbaserade riktvärden för förorenad mark**

Charlotta Tiberg, Pär-Erik Back, Yvonne Ohlsson,  
Maria Carling, Dan Berggren Kleja



**SGI Publikation 15**  
Utgåva 2, oktober 2015

**Linköping 2014**

**Denna utgåva kan komma att uppdateras och kompletteras med nytt material.**

**För uppdateringar och senaste utgåva se SGI:s webbplats, [www.swedgeo.se](http://www.swedgeo.se). Sök kvalitetssäkring ämnesdata.**

**Bilaga 2 till SGI Publikation 15, "Ämnesdatatablad", en mall för redovisning av ämnesdata och riktvärden, finns även i redigerbart format på SGI:s webbplats.**

SGI Publikation 15  
Utgåva 2, oktober 2015

Hänvisa till detta dokument på följande sätt:  
Tiberg, C, Back, PE, Ohlsson, Y, Carling, M & Berggren Kleja, D (2014). Kvalitetssäkring av ämnesdata för beräkning av hälsoriskbaserade riktvärden för förorenad mark. Statens geotekniska institut, SGI. Publikation 15, utgåva 2, Linköping.

Diarienummer: 1.1-1208-0579

Uppdragsnummer: 14908

Beställning:

Statens geotekniska institut  
Informationstjänsten  
581 93 Linköping  
Tel: 013-20 18 04  
E-post: [info@swedgeo.se](mailto:info@swedgeo.se)

Ladda ner publikationen som PDF  
[www.swedgeo.se](http://www.swedgeo.se)



**Statens geotekniska institut**

## Kvalitetssäkring av ämnesdata för beräkning av hälsoriskbaserade riktvärden för förorenade områden

Charlotta Tiberg  
Pär-Erik Back  
Yvonne Ohlsson  
Maria Carling  
Dan Berggren Kleja

**SGI Publikation 15**  
**Utgåva 2**

Linköping 2014

---



## Förord

Föroreningar kan medföra risker för människors hälsa och vår miljö. I Sverige har vi miljökvalitetsmål som anger inriktningen för miljöarbetet och fokuserar på att minska dessa risker. Det finns ett stort antal förorenade områden i landet. Utredningar av vilka risker ett förorenat område kan innebära för människors hälsa eller miljön och hur man vid behov kan minska riskerna genom efterbehandling, är en viktig del av miljömålsarbetet.

Statens geotekniska institut (SGI) har det nationella ansvaret för forskning, teknikutveckling och kunskapsuppbyggnad gällande förorenade områden. Syftet är att SGI ska medverka till att höja kunskapsnivån och öka saneringstakten så att miljökvalitetsmålen nås. Som ett led i detta ingår att förmedla kunskap om det arbete som utförs vid SGI till olika intressenter, såsom tillsynsmyndigheter, konsulter, analyslaboratorier, problemägare, entreprenörer m.fl., bland annat genom att ge ut SGI Publikationer.

Naturvårdsverket har tagit fram generella riktvärden för förorenad mark för ett 50-tal ämnen och ämnesgrupper. Dessa är beräknade med utgångspunkt i vanliga förhållanden vid förorenade områden i Sverige och är tänkta att användas i inledande riskbedömningar. När förorenade områden undersöks händer det att förhöjda halter även påträffas av föroreningar som det inte finns generella riktvärden för. Sådana ämnen hanteras ofta genom att riktvärden tas fram inom de enskilda projekten. För att ta fram riktvärden enligt Naturvårdsverkets metodik (NV, 2009a) behövs data för en rad ämnesspecifika parametrar för det aktuella ämnet. Hur man går till väga för att ta fram underlagsdata, beräkna riktvärden och kvalitetsgranska data och riktvärden kan skilja sig åt beroende på vem som gör detta. Denna publikation innehåller en metodik som omfattar att samla in, kvalitetsbedöma och välja ut ämnesdata samt att kvalitetsklassa beräknade riktvärden. Publikationen är användbar både då ämnesdata och riktvärden tas fram samt vid granskning. Metodiken baseras på, och är ett komplement till, Naturvårdsverkets riktvärdesmodell ”Riktvärden för förorenad mark – Modellbeskrivning och vägledning” (NV, 2009a).

Metodiken har utvecklats av en projektgrupp på SGI under ledning av Charlotta Tiberg, SGI. I projektgruppen har även Pär-Erik Back, Yvonne Ohlsson, Maria Carling och Dan Berggren Kleja, alla SGI, ingått. Synpunkter på metodiken har under projektet givits av Annika Hanberg (Institutet för Miljömedicin), David Laloo (Länsstyrelsen i Skåne) och Niklas Törneman (SWECO).

Undertecknad har beslutat att ge ut publikationen.

Linköping i december 2014

Mikael Stark  
Chef Markmiljöavdelningen



# Innehållsförteckning

<b>Sammanfattning .....</b>	<b>8</b>
<b>Summary .....</b>	<b>9</b>
<b>1. Inledning .....</b>	<b>10</b>
<b>2. Förutsättningar .....</b>	<b>11</b>
<b>3. Föreslagen metodik .....</b>	<b>12</b>
3.1 Arbetsgång .....	12
3.2 Översiktlig datainventering och genomgång av särskilda egenskaper .....	12
3.3 Fördjupad datainventering .....	15
3.4 Kvalitetsklassning av ämnesdata .....	20
3.5 Kvalitetssäkring av riktvärden .....	21
3.6 Granskning av riktvärden .....	24
3.7 Dokumentation .....	24
<b>Referenser .....</b>	<b>25</b>

## Bilagor

1. Databaser och andra källor för ämnesspecifika data
2. Mall till ÄMNESDATABLAD

# Sammanfattning

Naturvårdsverket har tagit fram generella riktvärden för förorenad mark för ett 50-tal ämnen och ämnesgrupper (NV 2009a; 2009b). När förorenade områden undersöks är det vanligt att man även träffar på förhöjda halter av föroreningar som saknar generella riktvärden. Sådana ämnen hanteras ofta genom att ämnesdata och riktvärden tas fram inom de enskilda projekten. För att ta fram riktvärden enligt Naturvårdsverkets metodik (2009a) behövs data för en rad ämnesspecifika parametrar. Hur data och beräknade riktvärden värderas, redovisas och kvalitetssäkras varierar idag kraftigt. Det finns därför ett behov av en gemensam metodik för arbetet med att ta fram ämnesdata och beräkna riktvärden för nya föroreningsämnen.

För att riktvärdet ska hålla en hög kvalitet måste även ämnesdata hålla hög kvalitet. SGI har tagit fram en metodik för att samla in, kvalitetsbedöma och välja ut ämnesdata samt kvalitetsklassa beräknade riktvärden. Metodiken omfattar i nuläget endast ämnesdata för beräkning av den hälsoriskbaserade delen av riktvärden. Den kan sammanfattas i sex huvudmoment:

1. Översiktlig datainventering och genomgång av särskilda egenskaper
2. Fördjupad datainventering
3. Kvalitetsklassning av ämnesspecifika data i datakvalitetsklasser; 1, 2 eller 3
4. Kvalitetssäkring av riktvärden;
  - a. Beräkning och rimlighetsbedömning
  - b. Känslighetsanalys
  - c. Kvalitetsklassning av riktvärden; grön, gul, orange eller röd
5. Intern och extern granskning
6. Dokumentation;
  - a. Ämnesdatablad
  - b. Underlagsdokument

Känslighetsanalys är en del av strategin vilket gör det enklare att fokusera på kvaliteten hos de ämnesparametrar som är viktiga i det specifika fallet. Ett riktvärde kan därmed tilldelas en hög kvalitetsklass även om inte alla ämnesparametrar är av högsta kvalitet, förutsatt att dessa ämnesparametrar inte har någon betydande påverkan på riktvärdet.

Metodiken kan vara ett stöd både då ämnesdata och riktvärden tas fram samt vid granskning av ämnesdata och riktvärden.



# Summary

The Swedish Environmental Protection Agency (Swedish EPA) has published national Soil Generic Guideline Values (SGGV:s) for about 50 substances and groups of substances (NV, 2009a; 2009b). When contaminated areas are investigated, elevated concentrations of contaminants are commonly encountered even for contaminants with no SGGV:s available. In such situations, guideline values are often calculated at project level. Data for a number of substance specific parameters are needed in order to calculate guideline values according to the methodology presented by the Swedish EPA (NV, 2009a). The evaluation, presentation and quality assurance of data and calculated guideline values can differ considerably between projects and is often not thoroughly addressed. Therefore, there is a need for a common methodology for the process of gathering data and calculating guideline values for new contaminants.

The data set of substance specific data must be of high quality to produce guideline values of high quality. The Swedish Geotechnical Institute (SGI) has developed a methodology that includes gathering, quality assurance and selection of substance specific data as well as quality assurance of calculated guideline values. The methodology is presented in this publication, SGI Publication 15, "Quality assurance of data for human health risk-based soil guideline values". The methodology currently comprises substance specific data for calculation of the human health risk based part of guideline values. The part considering environmental risk remains to be addressed. The methodology can be summarized in six bullets:

1. General data inventory and examination of specific properties
2. In depth data inventory
3. Quality classification of substance specific data in data-quality classes; 1, 2 or 3
4. Quality assurance of guideline values;
  - a. Calculation and reasonability check
  - b. Sensitivity analysis
  - c. Quality classification of guideline values; green, yellow, orange and red
5. Internal och external review
6. Documentation;
  - a. Substance data sheet
  - b. References

Sensitivity analysis is a part of the strategy which makes it easier to focus on the quality of the crucial parameters for the specific contaminant. This way a guideline value can be assigned to a high-quality class even if some of the substance specific parameters are not in the highest data-quality class provided that they do not have a major impact on the guideline values.

The methodology can be a support when substance data are gathered and guideline values developed as well as in second opinions on substance data and guideline values.

# 1. Inledning

Naturvårdsverkets generella riktvärden för förorenad mark omfattar ett 50-tal ämnen/ ämnesgrupper och har beräknats med utgångspunkt i vanliga förhållanden vid förorenade områden i Sverige (NV, 2009a). I och med att kunskapen om olika ämnens egenskaper ökar uppmärksammas allt fler ämnen som potentiellt farliga. När ämnen som kan ge skadliga hälso- och miljöeffekter men saknar generella riktvärden förekommer i förorenad jord försvåras riskbedömningen, vilket kan medföra såväl osäkra bedömningar som förseningar i efterbehandlingsprojekt. Ny kunskap om ämnen som det redan finns riktvärden för tas också fram kontinuerligt vilket gör att existerande riktvärden ibland behöver uppdateras för att kunna ge bästa möjliga underlag i riskbedömningar. Hur man går till väga för att ta fram underlagsdata och beräkna riktvärden, samt hur man kvalitetsgranskar data och riktvärden, kan skilja sig åt beroende på vem som gör detta. Det finns därför ett behov av en gemensam metodik för arbetet med att ta fram ämnesdata till riktvärden för nya föroreningsämnen.

Mot bakgrund av detta har SGI tagit fram ett stöd för att välja och kvalitetssäkra ämnesspecifika parametrar vid framtagande av riktvärden. Det är användbart både då ämnesdata och riktvärden tas fram och vid granskning.

Denna rapport och dess bilagor kommer att uppdateras vid behov. Aktuell version finns på SGI:s webbplats, [www.swedgeo.se](http://www.swedgeo.se).

## 2. Förutsättningar

De generella riktvärden som Naturvårdsverket tagit fram avser ”totalhalter” i jord (mg/kg TS). I Sverige finns inga motsvarande riktvärden för andra medier som grundvatten eller sediment. Där-  
emot finns risker förknippade med förorenings-spridning till grund- och ytvatten medtagna i den modell som används för att beräkna riktvärden för förorenad mark.

Den metodik som beskrivs i denna rapport omfattar i dagsläget de ämnesparametrar som behövs som indata vid beräkning av hälsoriskbaserade delar av riktvärden för förorenad mark enligt Naturvårdsverkets modell (NV, 2009a). Strategier för att ta fram och kvalitetssäkra underlag för miljö-  
riskbaserade riktvärden kommer att läggas till i ett senare skede. Övriga parametrar i Naturvårds-  
verkets beräkningsmodell, modell- och scenarioparametrar, omfattas inte av metodiken.

Naturvårdsverkets metodik för att ta fram generella riktvärden för förorenad mark beskrivs i ”Rikt-  
värden för förorenad mark - Modellbeskrivning och vägledning” (NV, 2009a) samt tillhörande  
beräkningsverktyg (NV, 2009b). Båda kan laddas ned från Naturvårdsverkets webbplats. Metodi-  
ken i denna rapport baseras på Naturvårdsverkets riktvärdesmodell. För att tillämpa den föreslagna  
metodiken krävs god kännedom om hur riktvärdesmodellen är uppbyggd samt vana att söka i data-  
baser och i vetenskaplig litteratur.

Olika typer av riktvärden, gränsvärden, eller liknande för förorenad jord finns i många länder, till  
exempel ”Regional screening levels” för olika delstater i USA. Sådana jämförvärden från andra  
länder kan skilja sig betydligt från de svenska riktvärdena av flera orsaker, till exempel skillnader i  
syfte eller exponeringsantaganden (för exempel, se Provoost et al. (2006) eller Carlon (2007) där  
värden från olika länder jämförs). Utländska jämförvärden kan därför inte tillämpas direkt i Sve-  
rige. Däremot kan ämnesspecifika data som används som indata vid riktvärdesberäkning i andra  
länder även användas vid beräkning av riktvärden för svenska förhållanden, om de bedöms vara  
tillämpliga.

Även allmänt använda ämnesdata kan ibland innehålla stora osäkerheter. Ett exempel som visar  
detta är en omfattande sammanställning av löslighetsdata för DDT utförd av US Geological Survey  
som kom fram till att det fanns stora brister i underlaget (Pontolillo & Eganhouse, 2001). Det finns  
därför ett behov av kontinuerlig uppdatering av riktvärden allt eftersom nya data tas fram.

## 3. Föreslagen metodik

### 3.1 Arbetsgång

Den metodik som tagits fram kan sammanfattas i sex huvudmoment:

1. Översiktlig datainventering och genomgång av särskilda egenskaper
2. Fördjupad datainventering
3. Kvalitetsklassning av ämnesspecifika data i datakvalitetsklasser; 1, 2 eller 3
4. Kvalitetssäkring av riktvärden
  - a. Beräkning samt rimlighetsbedömning
  - b. Känslighetsanalys
  - c. Kvalitetsklassning av riktvärden; grön, gul, orange eller röd
5. Intern och extern granskning
6. Dokumentation
  - a. Ämnesdatablad
  - b. Underlagsdokument

Alla arbetsmomenten går igenom men arbetsgången är iterativ och man behöver ofta gå tillbaka till ett tidigare steg innan man går vidare. Arbetsmomenten beskrivs närmare i Avsnitt 3.2 till 3.7. Arbetet dokumenteras i ett ämnesdatablad (Bilaga 2).

### 3.2 Översiktlig datainventering och genomgång av särskilda egenskaper

#### 3.2.1 Översiktlig datainventering

För att kunna ta fram ett generellt riktvärde för ett ämne behövs data för en rad ämnesparametrar. De ämnesspecifika parametrar som används i Naturvårdsverkets beräkningsverktyg listas i Tabell 1. Värden för de ämnesspecifika parametrar som använts för att beräkna generellt riktvärde för ett visst ämne finns listade i det dolda bladet ”Ämnen” i beräkningsverktyget (NV, 2009b). Vilka parametrar som behövs beror delvis på typen av ämne, se kommentarer i Tabell 1. Parametrarna har i Tabell 1 delats in i fyra grupper utifrån vilken funktion de har i modellen:

- Fysikalisk-kemiska parametrar
- Parametrar för hälsoriskbaserat riktvärde
- Parametrar för miljöriskbaserat riktvärde
- Parametrar för justering av riktvärde

Denna rapport omfattar i dagsläget inte framtagande och kvalitetssäkring av de ämnesspecifika parametrar som behövs för bedömning av miljörisker.

I listan över ämnesspecifika parametrar i beräkningsverktyget (bladet ”Ämnen”) finns också  $C_{sol}$  (löslighet),  $BCF_{fish}$ , (biokoncentrationsfaktor för fisk) samt  $f_{bio-fish}$  (relativ biotillgänglighet vid intag av fisk). Dessa parametrar används dock inte vid Naturvårdsverkets beräkningar av generella riktvärden.

Första steget i arbetsgången för att ta fram hälsoriskbaserade riktvärden är att skaffa sig en uppfattning om ämnet, hur väl det är undersökt, för vilka ämnesparametrar som data finns lätt tillgängliga och var man kommer att behöva lägga ner större arbete på att ta fram ämnesdata. Vid den översiktliga datainventeringen ingår följande moment:

- Att söka efter data för de viktigaste parametrarna för att ta fram ett hälsoriskbaserat riktvärde:  $TDI/RfD$ ,  $RfC$ ,  $RISK_{or}$  samt  $RISK_{inh}$  i några lättillgängliga källor som till exempel databaserna IRIS och ITER (se Bilaga 1). De två  $RISK$ -parametrarna som ingår i NV:s modell finns ofta inte direkt tillgängliga i databaser men kan beräknas med hjälp av värden på ”slope factor” och acceptabel risknivå, se Avsnitt 3.3.3.
- Att ta reda på om ämnet klassas som genotoxiskt/cancerogent. Information kan sökas hos IARC (se Bilaga 1). Anges också i exempelvis databasen IRIS. Notera att för många ämnen är kunskapsläget osäkert.
- Att ta fram data för fysikalisk-kemiska parametrar från till exempel databaserna HSDB eller RAIS
- Att göra överslagsberäkningar för att få fram en storleksordning på det hälsoriskbaserade riktvärdet och enskilda envägs-koncentrationer. Från överslagsberäkningarna görs också en preliminär bedömning av vilka exponeringsvägar som är viktigast. Om man inte enkelt hittar alla ämnesdata som behövs kan man i överslagsberäkningar *initialt* komplettera med data för ett ämne med liknande egenskaper för att få en första uppskattning.
- Att, utifrån ämnets egenskaper, dra slutsatser om vilka exponeringsvägar som bör vara viktigast. Identifiera utifrån dessa ämnesspecifika parametrar som är kritiska för beräkning av riktvärde för hälsorisker.

**Tabell 1** Översikt över ämnesspecifika parametrar som används för att beräkna generella riktvärden med Naturvårdsverkets beräkningsverktyg (NV, 2009b).

Förkortn. i NV modell	Svenskt namn	Engelskt namn	Enhet	Kommentar
<b>Fysikalisk-kemiska parametrar</b>				
$K_d$	Fördelningskoefficient jord/marklösning	Distribution coefficient soil/ solution	l/kg	Beräknas från $K_{oc}$ för organiska ämnen.
$K_{oc}$	Fördelningskoefficient organiskt kol/vatten	Partitioning coefficient organic carbon/water	l/kg	För organiska ämnen. Beräknas från $K_{ow}$ om inget värde anges.
$K_{ow}$	Fördelningskoefficient oktanol/vatten	Partitioning coefficient octanol/water	l/kg	Behövs för organiska ämnen.
$K_{DOC}$	Fördelningskoefficient mobilt organiskt kol/vatten	Partitioning coefficient dissolved organic carbon/water	l/kg	Beräknas från $K_{oc}$ för organiska ämnen om inget värde anges.
H	Henry's konstant	Henry's constant	-	Behövs för flyktiga ämnen.
<b>Parametrar för hälsoriskbaserat riktvärde</b>				
TDI	"Tolerabelt dagligt intag", toxikologiskt referensvärde för icke genotoxiska ämnen, oralt intag	"Tolerable daily intake" toxicological reference value, non-genotoxic subst., oral intake	mg/(kg, dag)	
RISK <sub>or</sub>	Riskbaserat acceptabelt dagligt oralt intag, genotoxiska ämnen	Riskbased daily intake for genotoxic substances, oral intake	mg/(kg, dag)	
$f_{bio-or}$	Relativ biotillgänghetsfaktor vid oralt intag	Relative bioavailability factor, oral intake	-	Standardvärdet i modellen är 1 (100 % biotillgängligt).
RfC	Referenskoncentration i luft, toxikologisk referenskoncentration, icke-genotoxiska ämnen	Toxicological reference concentration, non-genotoxic substances, inhalation	mg/m <sup>3</sup>	Referenskoncentration i luft, inandning av ångor och damm.
RISK <sub>inh</sub>	Riskbaserad acceptabel koncentration i luft, genotoxiska ämnen	Riskbased concentration for genotoxic substances, inhalation	mg/m <sup>3</sup>	Referenskoncentration i luft, inandning av ångor och damm.
$f_{bio-inh}$	Relativ biotillgänghetsfaktor, inandning damm	Relative bioavailability factor for inhalation of dust	-	Standardvärdet i modellen är 1 (100 % biotillgängligt).
$f_{du}$	Relativ absorptionsfaktor för upptag genom hud	Relative absorption factor, dermal uptake	-	
$f_{bio-du}$	Relativ biotillgänghetsfaktor vid hudupptag	Relative bioavailability factor for dermal uptake	-	Standardvärdet i modellen är 1 (100 %).
BCF <sub>stem-d</sub>	Växtupptagsfaktor stamdelar, torrsvikt	Uptake factor for plants, dry stem	(mg/kg)/(mg/kg)	Beräknas för org ämnen från $K_{ow}$ . Empiriska värden för övriga ämnen.
BCF <sub>root-d</sub>	Växtupptagsfaktor för växtens rotdelar, torrsvikt	Uptake factor for plants, dry roots	(mg/kg)/(mg/kg)	Beräknas för org ämnen från $K_{ow}$ . Empiriska värden för övriga ämnen.
$f_{bio-veg}$	Relativ biotillgänghetsfaktor, intag grönsaker	Relative bioavailability factor, intake of vegetables	-	Standardvärdet i modellen är 1 (100 % biotillgängligt).
TDAE	Tolerabel dos, akuta effekter	Tolerable dose, acute effects	mg/kg kroppsvikt	Behövs för ämnen som är akuttoxiska i små mängder.
$f_{os}$	Andel av TDI/RfC som är intecknat av andra källor	Fraction of TDI or RfC from other sources	-	Policy-baserat värde humanexponering via andra källor.
<b>Parametrar för miljöriskbaserat riktvärde</b>				
$E_{KM}$	Riktvärde för skydd av markmiljö, KM	Ecotoxicological guideline in soil, KM	mg/kg	
$E_{MKM}$	Riktvärde för skydd av markmiljö, MKM	Ecotoxicological guideline in soil, MKM	mg/kg	
$C_{crit-gw}$	Haltkriterium för skydd av grundvatten	Concentration criteria Groundwater	mg/l	
$C_{crit-sw}$	Haltkriterium för skydd av ytvatten	Concentration criteria, surface water	µg/l	
<b>Parametrar för justering av riktvärde</b>				
$C_{bc-nat}$	Bakgrundshalt från naturlig förekomst och diffusa källor	Natural and diffuse anthropogenic background	mg/kg	NV har tagit fram bakgrundshalter för metaller (NV, 2009a).
$C_{freephase}$	Koncentrationsgräns där fri fas riskerar att förekomma	Limit concentration for occurrence of free phase	mg/kg	Behövs för organiska ämnen.

### 3.2.2 Genomgång särskilda egenskaper

En bedömning av andra viktiga egenskaper måste också göras. Följande fråga måste besvaras: Har ämnet några i sammanhanget viktiga egenskaper som man måste ta särskild hänsyn till, eller som inte täcks in vid beräkning av ett riktvärde enligt Naturvårdsverkets beräkningsverktyg? Följande lista är en hjälp för att identifiera sådana egenskaper:

- Vilka är ämnets huvudsakliga förekomstformer och deras egenskaper och toxicitet?
- Kan ämnets omvandlas/påverkas av redoxförhållanden och/eller pH och hur påverkas i så fall dess egenskaper och toxicitet?
- Vilka är ämnets eventuella nedbrytningsprodukter och deras toxicitet?
- Hur persistent är ämnet mot nedbrytning?
- Kan ämnet bioackumuleras och biomagnifieras?
- Kan ämnet vara akuttoxiskt?
- Är ämnet klassat som cancerogen?
- Tillhör ämnet en grupp av ämnen som bör bedömas tillsammans vid en riskbedömning?
- Har ämnet kända eller misstänkta synergieffekter med andra ämnen?
- I vilken omfattning får vi i oss ämnet via andra exponeringskällor/exponeringsvägar?
- Kan ämnet orsaka luktproblem?
- Kan ämnet ge upphov till explosiva gaser?
- Hur analyseras ämnet på ett kommersiellt laboratorium? Ingår det till exempel i en ämnesgrupp som brukar analyseras tillsammans? Vad exakt mäter analysen?

Databasen HSDB samt toxikologiska datablad från ATDSR (se Bilaga 1) innehåller mycket av den önskade informationen.

Om det finns andra egenskaper som kan påverka riskerna, men som inte täcks in av riktvärdesmodellen, ska dessa dokumenteras.

### 3.2.3 Att hantera ämnesgrupper eller gruppera ämnen

I denna metodik ges inga råd om hur ämnesgrupper bör hanteras annat än att hanteringen skall dokumenteras i ämnesdatabladet (Bilaga 2). I Naturvårdsverkets rapport 5976 (NV, 2009a) beskrivs hur generella riktvärden beräknats för de ämnesgrupper som det finns generella riktvärden för.

Om man bestämmer sig för att bedöma flera ämnen som en grupp ska det dokumenteras varför och hur detta görs.

## 3.3 Fördjupad datainventering

### 3.3.1 Olika källor till ämnesspecifika data

Data för ämnesspecifika parametrar kan sökas i olika källor. I första hand ska kvalitetsgranskad (peer reviewed) data användas. Olika källor till ämnesspecifika data har sammanställts i Bilaga 1.

Det enklaste är om data finns i öppna databaser där data kvalitetskontrolleras innan den tas in. Kort information om ett antal användbara databaser, vilka parametrar som finns i dem, hur de kvalitets-säkras, uppdateras med mera finns i Bilaga 1. De flesta databaser kvalitetsgranskar data innan de publiceras men man bör ta för vana att alltid kontrollera referenserna, vara uppmärksam på vilka

förhållanden som värdena representerar, hur gamla de är samt att parametrarna verkligen motsvarar det man är ute efter.

Andra bra källor till ämnesspecifika data är indata och bakgrundsrapporter till riktvärden som tagits fram för användning i andra länder, till exempel amerikanska "Regional screening levels" (Bilaga 1). Kvaliteten på sådana underlag är ofta god men kan variera mycket. Olika specialiserade organisationer/myndigheter, till exempel IARC (International Association for Research on Cancer), kan också bidra med data via rapporter eller databaser.

Ursprungligen kommer kvalitetssäkrad ämnesdata ofta från vetenskapliga artiklar men eftersom det råder en eftersläpning vad gäller att bedöma och ta in data i databaser har data från de senaste årens publikationer ofta inte hunnit komma in i databaserna. Vid artikelsökning är det därför särskilt intressant att söka efter vetenskapliga artiklar från de senaste åren. Om man är ovan vid att söka i vetenskapliga databaser bör man ta sig tid att sätta sig in i hur man söker i specifika databaser eller ta hjälp av en erfaren person.

Det kan också finnas uppskattningar av till exempel  $K_d$ -värden eller TDI-värden i konsultrapporter och andra typer av utredningar. Dessa värden kan vara av mycket skiftande kvalitet och ursprung. Man bör vara mycket återhållsam med att använda sådana uppskattade värden vid riktvärdesberäkningar och i första hand välja vetenskapligt granskade värden. Om sådana uppskattade värden ändå används behöver detta motiveras tydligt.

När det gäller bakgrundsdata för svenska förhållanden finns data för många ämnen inom den nationella miljöövervakningen (se Bilaga 1).

### 3.3.2 Fysikalisk-kemiska parametrar

Fysikalisk-kemiska parametrar för många ämnen finns bland annat i HSDB, i ATDSR:s toxikologiska profiler, i underlag till amerikanska "Regional screening levels" och i rapporter hos RIVM (se Bilaga 1).

#### $K_d$

Med parametern  $K_d$  i Naturvårdsverkets modell för generella riktvärden uppskattas utlakningen av en förorening ur jorden. Den är en viktig parameter vid beräkning av riktvärden eftersom den bland annat har stor betydelse för storleken på föroreningsspridningen i modellen.

Parametern  $K_d$  beskriver fördelningen av ett ämne mellan jordpartiklar och marklösning men är inte en ämnesparameter i den meningen att den enbart beskriver en inneboende egenskap hos ämnet. Värdet på  $K_d$  beror också på jordens egenskaper eftersom  $K_d$  sammanfattar en rad olika processer som påverkar fördelningen av ett ämne mellan jord och marklösning.  $K_d$  kan definieras på olika sätt i olika sammanhang och det är därför viktigt att veta hur ett  $K_d$ -värde tagits fram. Det angreppssätt som Naturvårdsverket använt för de generella riktvärdena (NV, 2009a) ger ett  $K_d$ -värde som beskriver *utlakning i förhållande till totalmängd förorening i jorden* och ibland betecknas  $K_{tot}$ . I Naturvårdsverkets modell har  $K_d$ -värden för metaller, med undantag för krom(VI) och antimon, tagits fram utifrån ett stort antal laktester på svenska förorenade jordar. Hur detta gjorts finns redovisat i modellbeskrivningen (NV, 2009a). För att inte underskatta utlakningen har 10-percentilen av experimentella data använts, det vill säga 90 % av  $K_d$ -värdena är högre.  $K_d$ -värden för organiska ämnen beräknas i modellen som  $K_{oc}$  multiplicerat med andelen organiskt kol i marken. För organiska ämnen söker man alltså i praktiken efter  $K_{oc}$ -värden. Andelen organiskt kol i marken,  $f_{oc}$ , antas i riktvärdesmodellen till 2 vikt-%.

De  $K_d$ -värden som har använts för att ta fram generella riktvärden enligt Naturvårdsverkets modell ska inte förväxlas med  $K_d$ -värden som baseras på *jämvikten mellan den förorening som finns i*



*marklösningen och den förorening som är adsorberad till jordpartiklarnas yta.* Gustafsson et al. (2007) diskuterar betydelsen av de olika typerna av  $K_d$ -värden utförligt.

Om det inte finns ett tillräckligt säkert, eller lämpligt,  $K_d$ -värde att tillgå kan man ta fram ett nytt  $K_d$ -värde baserat på sammanställningar av litteraturdata och/eller egna försök. Då bör man samla in så mycket  $K_d$ -data som möjligt. När man väljer  $K_d$ -värden från litteraturdata eller tar fram ett nytt bör man tänka på följande:

- Det två olika typerna av  $K_d$ -värden hanteras var för sig.
- Är dataunderlaget tillräckligt för att beräkna ett  $K_d$ -värde? Eftersom  $K_d$ -värden varierar beroende på jordens sammansättning behövs ett stort dataunderlag både vad det gäller antal prover och antal provlokaler för att ta fram ett  $K_d$ -värde och få en uppfattning om hur det varierar.  $K_d$ -värden som används för beräkning av generella riktvärden för metaller baseras på 50-100 lak-tester av förorenade jordprover från olika platser.
- Är underlaget representativt för svenska förhållanden?  $K_d$ -värdet påverkas särskilt (i olika utsträckning beroende på ämne) av markens pH-värde och innehåll av organiskt material.
- Hur sammanvägs olika data för  $K_d$ -värdet? Motsvarar säkerhetsmarginalen för att inte underskatta utlakningen den som används för andra ämnen i riktvärdesmodellen?

Mer information om hur  $K_d$ -värden tas fram finns i Elert et al. (2006; 2008), Fanger et al. (2006) och Gustafsson et al. (2007). Observera dock att delar av rapporterna är inriktade på att ta fram platsspecifika  $K_d$ -värden, vilket skiljer sig från metodiken att ta fram mer generella  $K_d$ -värden där variationen kan vara betydligt större.

### **$K_{oc}$**

Parametern  $K_{oc}$  anger fördelningen mellan vatten och organiskt kol och kan bestämmas direkt från försöksdata eller, om tillräckliga försöksdata saknas, beräknas från  $K_{ow}$ -värdet.

### **$K_{ow}$**

Fördelningsfaktor mellan oktanol och vatten. Denna parameter används inom många discipliner och finns därför framtagen för ett stort antal ämnen.

### **$K_{DOC}$**

Anger fördelning av ett ämne mellan löst, mobilt organiskt kol och vatten. I Naturvårdsverkets modell finns ett antagande om halten löst organiskt kol (DOC) (NV, 2009a). Transport med DOC är till exempel viktigt för vissa metaller. Om  $K_{DOC}$  saknas kan den för organiska föroreningar beräknas från  $K_{oc}$  (NV, 2009a).

### **H**

Henrys konstant är en viktig parameter för flyktiga ämnen. Ett lågt värde indikerar låg flyktighet, och vice versa. Vid beräkning av generella riktvärden har Naturvårdsverket använt en dimensionslös konstant beräknad som kvoten mellan ämnets ångtryck och dess löslighet i vatten, för många ämnen hämtad från RIVM (2001a). Henrys konstant är både tryck- och temperaturberoende och kan definieras på flera olika sätt, varav flera dessutom är dimensionslösa, vilket gör det extra viktigt att kontrollera att konstanten har rätt enhet. I Smith & Harvey (2007) beskrivs hur olika Henrys konstanter tas fram och en sammanställning för många ämnen har gjorts av Sander (1999).

### 3.3.3 Parametrar som styr hälsoriskbaserade riktvärden

Nedanstående parametrar behövs för att beräkna ett riktvärde för hälsorisker enligt Naturvårdsverkets modell. Man skiljer mellan ämnen med och utan tröskeeffekter. Ämnen med tröskeeffekter antas ha negativa effekter endast över en viss dos. För ämnen utan tröskeeffekter (genotoxiska, cancerogena ämnen) går det däremot inte att undvika negativa effekter genom att underskrida en viss dos av ämnet, det finns alltså inget tröskelvärde. Istället räknar man med att risken är proportionell mot dosen och riktvärdesberäkningen baseras på en acceptabel risknivå (acceptabel ökad risk på individnivå). I Sverige använder vi en sådan acceptabel risknivå på  $10^{-5}$ , det vill säga ett extra cancerfall per 100 000 exponerade invånare anses vara acceptabelt (NV, 2009a).

#### TDI

Tolerabelt dagligt intag (tolerable daily intake) för ämnen med tröskeeffekter. Termen RfD (reference dose) är en likvärdig term och används ofta i till exempel USA.

#### RISK<sub>or</sub>

”Lågrisknivådos” för oralt intag för ämnen utan tröskeeffekt (genotoxiska, cancerogena ämnen). Parametern beräknas utifrån lutning på dos-responskurvan, slope factor, SF, samt den risknivå som anses vara acceptabel, enligt följande samband:

$$\text{RISK}_{or} = \frac{\text{Risknivå}}{\text{Slope factor}}$$

I vissa databaser anges värden för RISK<sub>or</sub> för flera olika risknivåer. Ofta anges dock inte något värde som motsvarar RISK<sub>or</sub> direkt men RISK<sub>or</sub> kan beräknas utifrån angiven slope factor enligt ovanstående samband.

#### RfC

Referenskoncentration för inandning av ämnen (i gasform eller som damm) med tröskeeffekt. För ämnen där RfC saknas gör Naturvårdsverkets beräkningsverktyg en beräkning med hjälp av TDI istället (NV, 2009a). Eftersom det då inte finns något RfC-värde utgör detta ett specialfall vid datakvalitetsklassningen, se Avsnitt 3.4.1.

#### RISK<sub>inh</sub>

Riskbaserad koncentration vid inandning av cancerogena ämnen. Ett parametervärde kan räknas fram med hjälp av slope factor från databas på motsvarande sätt som RISK<sub>or</sub>. Om det saknas värde på RISK<sub>inh</sub> använder Naturvårdsverkets beräkningsverktyg en beräkning med RISK<sub>or</sub> istället (NV, 2009a). Eftersom det då inte finns något RISK<sub>inh</sub>-värde utgör detta ett specialfall vid datakvalitetsklassningen, se Avsnitt 3.4.1.

#### $f_{bio-ors}$ $f_{bio-inhs}$ $f_{bio-veg}$ $f_{bio-du}$

Dimensionslösa upptagsfaktorer för relativ biotillgänglighet. De anger hur stor andel av den förorening en människa exponerats för som är tillgänglig för upptag i kroppen. Vid beräkning av generella riktvärden enligt Naturvårdsverkets modell är alla biotillgänglighetsfaktorer lika med 1. Orsaken är att biotillgängligheten är svårbedömd och kan påverkas mycket av platsspecifika faktorer som till exempel jordens sammansättning.

#### $f_{du}$

Relativ faktor för upptag av förorening genom huden. Det finns ämnesspecifika experimentella data för vissa ämnen men inte alla. Där sådana data saknas kan standardvärden från USEPA (2001; 2004) ofta användas.

**$BCF_{stem-d}$ ,  $BCF_{root-d}$** 

Upptagsfaktorer i stam- respektive rottdelar av växter. Det är viktigt att vara uppmärksam på enheten när man väljer dessa värden. I riktvärdesmodellen används dessa värden med enheten (mg/kg TS växt)/(mg/kg TS jord) där alltså både växtens och jordens vikt anges som torrsvikt. Faktorerna kan även definieras utifrån färsksvikt växt eller halt i porvattnet. I riktvärdesmodellen används värden på  $BCF_{stem-d}$  och  $BCF_{root-d}$  hämtade från RIVM (2001b) för PCB, dioxiner och metaller. För övriga organiska ämnen beräknas faktorerna baserat på  $K_{ow}$  för respektive ämne.

**TDAE**

Tolerabel dos för akuta toxiska effekter. Denna parameter används för att justera ett beräknat riktvärde så det inte överstiger en halt som kan ge akuttoxiska effekter vid ganska små intag av jord. I riktvärdesmodellen räknar man med att ett barn ska kunna få i sig 5 g jord (ca 1 matsked) utan att akuttoxiska effekter ska uppkomma. TDAE-värden finns bara inlagt i beräkningsverktyget för ett fåtal ämnen.

 **$f_{os}$** 

Anger andel av TDI respektive RfC som redan är in-tecknat av andra källor. Vid beräkning av generella riktvärden enligt Naturvårdsverkets modell tillåts schablonmässigt en exponering som uppgår till maximalt 50 % av TDI eller RfC. För ämnen med hög bakgrundsexponering, till exempel kvicksilver, är andelen ännu mindre. Orsaken till att denna faktor finns med i riktvärdesmodellen är att hela det tillgängliga utrymmet för exponering hos människor inte ska in-tecknas av föroreningar från förorenade markområden. Denna faktor behöver normalt bara bestämmas om det finns misstanke om att bakgrundsexponeringen för ämnet är ovanligt hög. I annat fall används ett schablonvärde på 50 %.

I de fall denna faktor behöver bestämmas bör man använda samma principer som för övriga ämnen i riktvärdesmodellen. TDI respektive RfC-värdena jämförs med bakgrundsexponeringen från till exempel mat, luftföroreningar och dricksvatten. Uppskattningar av hur mycket som finns av olika ämnen i produkter i samhället finns i databasen Varuguiden (KEMI, 2012). Information om halter av många ämnen i luft och grundvatten finns inom Naturvårdsverkets miljöövervakning (NV, 2012).

**3.3.4 Parametrar för justering av riktvärden**

När ett riktvärde har beräknats kontrolleras att det framtagna värdet inte är lägre än bakgrundshalten i svenska jordar ( $C_{bc-nat}$ ). Bakgrundshalterna i riktvärdesmodellen har beräknats enligt en särskild metodik då de i praktiken kan variera mycket mellan olika delar av Sverige (NV, 2009a). Om riktvärdet är lägre än bakgrundshalten justeras det uppåt. Bakgrundshalter av många ämnen i svenska jordar tas fram inom den svenska miljöövervakningen (NV, 2012).

Modellen kontrollerar också att riktvärdet inte är högre än den halt i marken som innebär att det finns en risk att fri fas av ämnet förekommer i marken ( $C_{freephase}$ ). Om riktvärdet överstiger  $C_{freephase}$  justeras riktvärdet nedåt (NV, 2009a). Koncentrationsgränsen där fri fas riskerar att förekomma kan beräknas utifrån ämnets löslighet, om den inte redan finns som ämnesspecifik data (NV, 2009a).

## 3.4 Kvalitetsklassning av ämnesdata

### 3.4.1 Datakvalitetsklasser

För att kunna kvalitetssäkra ett riktvärde behöver först kvaliteten på data för ämnesparametrarna bedömas. Data som samlats in tilldelas därför en kvalitetsklass (1 till 3) beroende på hur säkra de bedöms vara. Många oberoende studier av lite lägre vetenskaplig kvalitet kan ge lika hög säkerhet som färre studier med högre kvalitet (om resultaten stämmer överrens).

I en del fall tas data för ämnesparametrar fram specifikt för den aktuella platsen. Det kan gälla exempelvis  $K_d$ -värden eller relativ biotillgänglighet. Sådana platsspecifika ämnesparametrar kan inte kvalitetsklassas på samma sätt som övriga ämnesparametrar eftersom någon vetenskaplig granskning inte skett. Kravet på sådana parametrar bör ändå ställas högt, motsvarande en konfidensgrad på 95 %. I de fall medelvärdet av testresultat ska ligga till grund för valet bör därför den övre 95-procentiga konfidensgränsen väljas, se exempelvis Naturvårdsverket (2009c).

Datakvalitetsklasserna är följande:

1. Datakvalitetsklass 1: Flera vetenskapligt granskade värden för ämnesparametern överensstämmer med varandra eller en välrenommerad källa rekommenderar detta värde.
2. Datakvalitetsklass 2: Vetenskapligt granskade värden för ämnesparametern överensstämmer inte helt med varandra och det går inte att med säkerhet avgöra vilket värde som är bäst.
3. Datakvalitetsklass 3: Mycket osäkert värde, till exempel ej vetenskapligt granskad data (från konsultrapporter, kvalificerade uppskattningar med mera).

Om kraven för en kvalitetsklass inte uppfylls flyttas data automatiskt ned till kvalitetsklassen under.

Som framgår i Avsnitt 3.3.3 finns det två specialfall vid datakvalitetsklassningen. Om RfC-värde saknas gör Naturvårdsverkets beräkningsverktyg automatiskt en beräkning med hjälp av TDI istället och motsvarande gäller om värde saknas för  $RISK_{inh}$  (då används  $RISK_{or}$ ). I dessa båda fall genomförs alltså beräkningarna för aktuella exponeringsvägar utan numeriska värden på RfC respektive  $RISK_{inh}$ . Detta medför naturligtvis en större osäkerhet än om dessa värden finns. Denna osäkerhet hanteras i kvalitetsklassningen på följande sätt:

- RfC och  $RISK_{inh}$  ska tilldelas datakvalitetsklasser trots att de saknar parametervärden, se nedan.
- Att det gäller ett specialfall markeras i ämnesdatabladet med att symbolen \* läggs till efter parameternamnet (det vill säga RfC\* respektive  $RISK_{inh}$ \*).
- Om TDI respektive  $RISK_{or}$  har Datakvalitetsklass 1 så får RfC\* respektive  $RISK_{inh}$ \* Datakvalitetsklass 2.
- Om TDI respektive  $RISK_{or}$  har Datakvalitetsklass 2 så får även parametrarna RfC\* respektive  $RISK_{inh}$ \* Datakvalitetsklass 2.

### 3.4.2 Granskning av ämnesdata

De parametervärden som valts ut för att beräkna riktvärden och deras datakvalitetsklass granskas. Externa experter bör anlitas för att granska de delar där det inte finns tillräcklig expertis inom den egna organisationen.

## 3.5 Kvalitetssäkring av riktvärden

### 3.5.1 Beräkning samt rimlighetsbedömning

När ämnesparametrar valts ut matas dessa in i Naturvårdsverkets beräkningsverktyg och riktvärden beräknas för de generella scenarierna känslig respektive mindre känslig markanvändning (KM respektive MKM; i nuläget endast hälsobaserade riktvärden). För att kvalitetssäkra ett platsspecifikt riktvärde med avseende på ämnesdata måste momenten i Avsnitt 3.5 genomföras även för det platsspecifika scenariot<sup>1</sup>. Det är nämligen inte givet att ett riktvärde får samma kvalitetsklass om platsspecifika scenarioparametrar används istället för generella.

Efter detta ska en rimlighetsbedömning av riktvärdena göras med syfte att upptäcka grova fel eller brister. Detta steg kan exempelvis utföras genom att bedöma om de beräknade riktvärdena är i samma storleksordning som riktvärden för ämnen med likartade egenskaper. I rimlighetsbedömningen ingår även att titta på styrande exponeringsvägar samt om detta är rimligt.

### 3.5.2 Känslighetsanalys

En enkel känslighetsanalys utförs för de ämnesparametrar som tillhör Datakvalitetsklass 2 eller 3. Syftet är att identifiera vilken påverkan olika ämnesparametrar har på riktvärdet. Resultatet används för att identifiera ämnesparametrar där datakvaliteten behöver förbättras samt vid kvalitetsklassning av riktvärdet. Följ nedanstående arbetsgång:

1. Uppskatta ett rimligt lägsta respektive högsta värde för varje parameter.
2. Variera de olika parametrarna, en i taget, i Naturvårdsverkets beräkningsverktyg för att se hur riktvärdet påverkas. Om man hittat flera olika värden för en parameter testas dessa för att se hur stor påverkan de har på riktvärdet.
3. Dokumentera om/hur riktvärdet ändras för varje parameter. Dokumentera också vad som styr då riktvärdet ändras (för hälsorisker: styrande exponeringsväg). Vid riktvärdesberäkningar med Naturvårdsverkets beräkningsverktyg avrundas riktvärdena automatiskt i bladet "Riktvärden". Det är därför bättre att hämta resultaten från det dolda bladet "Riktv." för att få med alla förändringar av riktvärdet (se nedan).
4. Försök att förbättra datakvaliteten för de parametrar som är styrande eller har stor påverkan på riktvärdet. Oberoende expertis kan behöva anlitas för detta steg.

Känslighetsanalysen kan också visa att ett parametervärde kan användas trots att det tillhör en låg kvalitetsklass, förutsatt att värdet har liten eller ingen påverkan på riktvärdet.

I de fall man har flera osäkra ämnesparametrar som påverkar samma exponeringsväg bör en fördjupad känslighetsanalys utföras. Man undersöker då hur riktvärdet påverkas när de osäkra parametrarna samvarierar. Detta kan göras med någon form av stokastisk simulering, till exempel en Monte Carlo-simulering. Med hjälp av en sådan simulering kan man avgöra vilka parametrar som påverkar riktvärdet mest, hur mycket de påverkar samt i vilken riktning. Liknande tillvägagångssätt som vid probabilistisk riskbedömning kan användas (Öberg, 2006; Öberg et al., 2006).

Resultaten av känslighetsanalysen dokumenteras och diskuteras i ämnesdatatabladet.

---

<sup>1</sup> Notera att syftet är att studera kvaliteten med avseende på ämnesparametrar, inte scenarioparametrar.

Det finns även några specialfall som måste hanteras, se Avsnitt 3.3.3 och 3.4.1 för en närmare beskrivning. Eftersom  $RfC^*$  och  $RISK_{inh}^*$  saknar numeriska värden går det inte att göra en känslighetsanalys för dessa på samma sätt som för övriga parametrar. Istället måste en separat bedömning utföras för att bedöma om  $RfC$  eller  $RISK_{inh}$  skulle kunna ha en tydlig påverkan på riktvärdena. Detta kan göras genom att studera om de exponeringsvägar som  $RfC$  eller  $RISK_{inh}$  avser är viktiga. Resultatet dokumenteras i känslighetsanalysen i ämnesdatabladet och används vid klassning av beräknade riktvärden.

### 3.5.3 Kvalitetsklassning av riktvärde

Syftet med kvalitetsklassningen är att göra en sammanvägd bedömning av riktvärdets kvalitet vad gäller ämnesspecifika parametrar<sup>2</sup>. Ett beräknat riktvärde hänförs till en av fyra kvalitetsklasser; grön, gul, orange eller röd. Grön klass anger hög kvalitet, gul klass god kvalitet, orange klass låg kvalitet och röd klass mycket låg kvalitet (ej att förväxla med datakvalitetsklasserna i Avsnitt 3.4). För att ett riktvärde ska klassas som grönt ska de parametrar som har stor påverkan på riktvärdet i känslighetsanalysen ha hög kvalitet, det vill säga tillhöra Datakvalitetsklass 1. Parametrar som inte har så stor påverkan på riktvärdet kan ha lägre kvalitetsklass. Nedan finns kriterier för klassning av riktvärden. Om inte alla kriterier för en kvalitetsklass uppfylls flyttas riktvärdet automatiskt ned till en lägre klass.

#### **Kvalitetsklass GRÖN:**

**Riktvärde av hög kvalitet. Kriterier:**

- ✓ Data har tagits fram för alla ämnesparametrar, och
- ✓ valda data för alla de ämnesparametrar som, baserat på känslighetsanalysen, har en tydlig påverkan på riktvärdet tillhör Datakvalitetsklass 1, och
- ✓ riktvärdet har granskats av person(er) med expertkunskap (se Avsnitt 3.6).

#### **Kvalitetsklass GUL:**

**Riktvärde av god kvalitet. Dataunderlaget för någon/några parametrar har tydliga brister. Kriterier:**

- ✓ Data har tagits fram för alla ämnesparametrar, och
- ✓ valda data för alla de ämnesparametrar som, baserat på känslighetsanalysen, har en tydlig påverkan på riktvärdet tillhör Datakvalitetsklass 1 eller 2, och
- ✓ riktvärdet har granskats av person(er) med expertkunskap (se Avsnitt 3.6).

#### **Kvalitetsklass ORANGE:**

**Riktvärde av låg kvalitet. Dataunderlaget har allvarliga brister. Riktvärdet bör användas med stor försiktighet. Kriterier:**

- ✓ Data har tagits fram för alla ämnesparametrar, och
- ✓ indata för flertalet ämnesparametrar tillhör Datakvalitetsklass 1 eller 2, men
- ✓ data för en del viktiga parametrar tillhör Datakvalitetsklass 3.

#### **Kvalitetsklass RÖD:**

**Riktvärde av mycket låg kvalitet. Dataunderlaget har så allvarliga brister att riktvärdet inte bör användas. Kriterier:**

- ✓ Data saknas för viktiga parametrar och/eller betydande delar av indata tillhör Datakvalitetsklass 3.

<sup>2</sup> Analys av hur andra parametrar (modell- och scenarioparametrar) påverkar riktvärdet får göras separat.

### **3.6 Granskning av riktvärden**

Riktvärden och ämnesdatablad granskas av personer med expertkunskaper inom området och för de specifika aspekter som ska bedömas. Granskningen ska utgå från de kriterier för datakvalitetsklassning och kvalitetsklassning av riktvärden som finns i denna rapport. Granskningen dokumenteras i ämnesdatabladet (Bilaga 2). Riktvärden som inte granskats av person(er) med expertkunskap får enligt metodiken kvalitetsklass orange eller röd (lägsta kvalitetsklass).

### **3.7 Dokumentation**

Data och beräknade riktvärden för ett ämne dokumenteras i ett så kallat ämnesdatablad enligt mall i Bilaga 2. Mallen finns även tillgänglig i wordformat på SGI:s webbplats, sök kvalitetssäkring ämnesdata. I ämnesdatabladet för ett ämne dokumenteras ämnesparametrar, riktvärden, referenser, kvalitetsklassning, osäkerheter, granskning med mera.



## Referenser

Carlson, C. (Ed.), 2007. Derivation methods of soil screening values in Europe. A review and evaluation of national procedures towards harmonization. European Commission, Joint Research Centre, Ispra, EUR 22805-EN, p 306.

Elert, M., Fanger G., Höglund, L. O. & Jones C., 2006. Lakteter för riskbedömning av förorenade områden. Huvudrapport och underlagsrapport 1a. Rapport 5535, Naturvårdsverket, Stockholm.

Elert, M., Eliaeson, K., Strandberg, J., Nilsson, S., Wadstein, E., Enell, A., Berggren Kleja, D. & Gustafsson, J. P., 2008. Förorenings-spridning: Tillämpning och utvärdering av metoder, Huvudrapport, Rapport 5834, Naturvårdsverket, Stockholm.

Fanger, G., Elert, M., Höglund, L. O. & Jones C., 2006. Lakteter för riskbedömning av förorenade områden, underlagsrapport 3 – Sammanställning av underlagsdata och användning av modeller för tolkning av lakteter. Rapport 5558, Naturvårdsverket, Stockholm.

Gustafsson, J. P., Elert, M., Berggren Kleja, D. & Jarvis, N., 2007. Modeller för spridning av metaller från mark till vatten. Rapport 5741, Naturvårdsverket, Stockholm.

KEMI (Kemikalieinspektionen), 2012. Varuguiden. Tillgänglig: <http://webapps.kemi.se/varuguiden/>

NV, 2009a. Riktvärden för förorenad mark, Modellbeskrivning och vägledning. Rapport 5976, Naturvårdsverket, Stockholm.

NV, 2009b. Beräkningsprogram – riktvärden för förorenad mark, version 1.0. Naturvårdsverket. Tillgänglig: <http://www.naturvardsverket.se> (september 2012).

NV, 2009c. Riskbedömning av förorenade områden, En vägledning från förenklad till fördjupad riskbedömning. Rapport 5977, Naturvårdsverket, Stockholm.

NV, 2012. Miljöövervakningsdata. Naturvårdsverket. Tillgänglig: <http://www.naturvardsverket.se>, sök miljöövervakningsdata.

Pontolillo, J. & Eganhouse, R. P., 2001. The Search for Reliable Aqueous Solubility (Sw) and Octanol-Water Partition Coefficient (Kow) Data for Hydrophobic Organic Compounds: DDT and DDE as a Case Study. U.S. Geological Survey; Water-Resources Investigations Report 01-4201, 2001.

Provoost, J., Cornelis, C. & Swartjes, F., 2006. Comparison of Soil Clean-up Standards for Trace Elements Between Countries: Why do they differ? Journal of Soils Sediments, 6(3), 173-181.

RIVM, 2001a. Evaluation and revision of the CSOIL parameter set, proposed parameter set for human exposure modelling and deriving intervention values for the first series of compounds. RIVM report 711701021, National Institute for Public Health and the Environment, Bilthoven, Nederländerna.

RIVM, 2001b. Accumulatie van metalen in planten, Een bijdrage aan de technische evaluatie van de internentiewaarden en de locatiespecifieke risicobeoordeling van verontreinigde bodem. Versluis CW, Otte PF. RIVM report 711701 024/2001. National Institute for Public Health and the Environment, Bilthoven, Nederländerna.

Sander, R., 1999. Compilation of Henry's Law Constants for Inorganic and Organic Species of Potential Importance in Environmental Chemistry, Version 3. Tillgänglig: <http://www.henryslaw.org/henry.pdf>.

Smith, F. L. & Harvey, A. H., 2007. Avoid common pitfalls when using Henry's law. CEP Magazine, September 2007, pp 33-39.

USEPA, 2001; 2004. Risk assessment guidance for Superfund, Volume 1, Human health evaluation manual (Part E, Supplemental guidance for dermal risk assessment) EPA/540/R/99/005. US EPA, Washington DC.

Öberg, T., 2006. Probabilistisk riskbedömning fas 1 – Sannolikhetsbaserad uppskattning av miljö- och hälsorisker i förorenade markområden, en litteraturoversikt. Rapport 5532, Naturvårdsverket, Stockholm.

Öberg, T., Sander, P. & Bergbäck, B., 2006. Probabilistisk riskbedömning, fas 2. Rapport 5621, Naturvårdsverket, Stockholm.

# Bilaga 1

## Databaser och andra källor för ämnesspecifika data

I denna bilaga har ett antal informationskällor sammanställts. Det är inte en komplett sammanställning. Det är användarens ansvar att finna och använda de källor som är lämpligast i det aktuella fallet.

## Databaser

### **TOXNET, Toxicology data network**

National Library of Medicine (NLM) i USA ansvarar för TOXNET. I TOXNET ingår ett antal databaser, bland annat HSDB, IRIS och ITER som presenteras närmare nedan, men även ett antal mer specialiserade databaser. Man kan söka i hela TOXNET eller i enskilda databaser.

### **IRIS, Integrated Risk Information System**

IRIS är USEPAs (United States Environmental Protection Agency) databas för bedömning av hälsorisker. All data i IRIS har kvalitetssäkrats genom refereegranskning. Databasen innehåller utvalda data för hälsorisker, till exempel RfD (TDI), RfC och cancerogenitet. IRIS uppdateras kontinuerligt och uppdateringar annonseras på IRIS webbplats.

### **HSDB, Hazardous Substances Data Bank**

HSDB drivs av NLM och innehåller data för potentiellt farliga kemikalier. Data redovisas i löpande text med hänvisning till referenser. Till varje post finns en ”review status tag” som visar om och hur data har kvalitetssäkrats. HSDB innehåller kemisk-fysikaliska data, data för beräkning av hälsorisker, nedbrytning, miljörisker med mera. HSDB uppdateras kontinuerligt.

### **ITER, International Toxicity Estimates for Risk**

ITER har skapats av TERA, Toxicology Excellence for Risk Assessment, en icke vinstdrivande organisation baserad i USA. ITER samlar data om hälsoskadliga ämnen från olika källor, till exempel IRIS, AT-DSR och RIVM. Sammanfattande tabeller ger snabb överblick. Data kvalitetssäkras innan de tas in i ITER. Databasen innehåller data för bedömning av hälsorisker. ITER uppdateras kontinuerligt och uppdateringar listas på databasens webbplats.

### **IPCS INCHEM**

Databasen är ett samarbete mellan International Programme on Chemical Safety (IPCS), som drivs av WHO, och Canadian Centre for Occupational Health and Safety (CCOHS). Det går att söka i flera källor samtidigt, bland annat ”Concise International Chemical Assessment Document” (CICADS) och ”Environmental Health Criteria (EHC) monographs”. Båda är vetenskapligt granskade och innehåller kemisk-fysikaliska data, data för hälsorisker med mera.

### **RAIS, Risk Assessment Information System**

US Department of Energy (DOE) driver denna webbplats där man under ”Tools” finner flera databaser. Data hämtas in från flera källor (bland annat IRIS) och vad som redovisas väljs ut enligt en viss rangordning baserad på varifrån data kommer. Inom RAIS utförs ingen egen kvalitetssäkring. RAIS innehåller data för både bedömning av hälsorisker och miljörisker.

### **CCRIS, Chemical Carcinogenesis Research Information System**

CCRIS har utvecklats av NCI, National Cancer Institute, USA, och innehåller sammanfattningar och referenser till cancerogenitetsstudier som granskats av experter inom området. Under varje post finns information om när den senast uppdaterades.

### **ChemIDplus**

ChemIDplus är en databas under US Department of Health and Human Services. Här kan man söka alternativa namn och förkortningar för det ämne man är intresserad av.

### **Footprint database**

Detta är en databas för pesticiders egenskaper som drivs av IUPAC, International Union of Pure and Applied Chemistry (en internationell sammanslutning). Databasen innehåller data för bedömning av hälsorisker, miljörisker, kemisk-fysikaliska data, information om nedbrytningsprodukter med mera. Data kvalitets säkras och databasen uppdateras varje vecka. Bra vägledning hittas under "Support information".

## Data i rapporter

### **WHO, World Health Organisation**

Världshälsoorganisationen, WHO, publicerar data i rapporter som till exempel "Drinking water guidelines", "Environmental health criteria" (EHC) och "Chemical fact sheets". Rapporterna baseras på vetenskapligt granskade data. De kan nås via webben.

### **RIVM, National Institute for Public Health and Environment**

Nederländska motsvarigheten till Naturvårdsverket har publicerat många rapporter med data för bedömning av hälso- och miljörisker. På webbplats finns ett sökbart bibliotek. Många, men inte alla, rapporter finns på engelska.

### **IARC, International Association for Research on Cancer**

IARC är en del av WHO som bedriver cancerforskning och publicerar rapporter om ämnens carcinogenitet i serien "IARC Monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans". Under "Classifications" listas klassificerade ämnens cancerogenitet.

### **ATSDR, Agency for Toxic Substances and Disease Registry**

ATSDR, en del av US Department of Health and Human Services, driver "Toxic Substances Web Portal". Där finns detaljerad information om olika ämnen samlade i omfattande toxikologiska profiler (pdf-rapporter; finns även som sammanfattningar på ett par sidor), peer-reviewed innan publicering. De toxikologiska profilerna innehåller data för hälsorisker och kemisk-fysikaliska data.

### **IMM, Institutet för miljömedicin**

Institutet för miljömedicin vid Karolinska institutet (KI), driver "RISKWEBBEN" om bland annat hälsorisker med föroreningar. Här finns sammanfattningar och länkar till rapporter för ett antal ämnen som är aktuella i Sverige.

## Andra informationskällor

### **RSL, Regional Screening levels**

US EPA har delat upp landet i tio geografiska regioner. Tre av dessa (region 3, 6 och 9) har arbetat med att ta fram generella riskbaserade föroreningsnivåer för förorenad mark som nu har sammanställts till så kallade Regional Screening Levels (RSL). Ämnesdata som använts vid beräkning av dessa värden inklusive referenser finns i tabeller i pdf- och excel-format. I User's guide redogörs för beräkningar och datakällor. RSL uppdateras varje halvår.

### **EPI Suite™, Estimation Program Interface**

Detta är en Windowsbaserad samling dataprogram som kan användas för att uppskatta kemisk-fysikaliska parametrar för organiska ämnen om det inte finns experimentella data att tillgå. Används av US EPA och kan laddas ned från deras webbplats.

### **KEMI, Kemikalieinspektionen**

Den svenska kemikalieinspektionen ansvarar för hur kemikalietillsynen sköts i Sverige. Här finns bland annat databasen Varuguiden där man kan ta reda på i vilka varor ett visst ämne förekommer och i vilka mängder. I databasen KemI-stat finns statistik över kemikalier som används i Sverige.

## Vetenskapliga artiklar

Om man hittar vetenskapliga artiklar som inte är fritt tillgängliga (open access) kan de beställas via bibliotek, till exempel SGI:s eller något universitets. Vetenskapliga artiklar kan till exempel sökas via:

### **Web of Knowledge**

Web of Knowledge ägs av Thomson Reuter, ett medie- och kommunikationsföretag med huvudkontor i New York. Här söker man samtidigt i flera vetenskapliga databaser som bland annat innehåller vetenskapliga artiklar och böcker.

### **Science Direct**

Science direct ägs av Elsevier, ett förlag för vetenskaplig litteratur med huvudkontor i Amsterdam. Här kan man samtidigt söka i flera vetenskapliga databaser innehållande bland annat vetenskapliga artiklar och böcker.

### **Google Scholar**

Detta är Googles tjänst för att söka vetenskapliga publikationer. Ger en bredare, mindre precis, sökning än databaserna för vetenskapliga publikationer.

## Data för bakgrundsvärden

### **Naturvårdsverket, Nationell miljöövervakning**

Naturvårdsverket samordnar statligt finansierad nationell miljöövervakning av bland annat sjöar/vattendrag och grundvatten. Data från miljöövervakningen kan laddas ned till Excel från databaser via Naturvårdsverkets webbplats (sök på miljöövervakningsdata).

### **SGU, Markgeokemiska kartor**

Dessa kartor redovisar halter av närmare 30 ämnen i moränprover från ca 1 m djup. Kartor finns för stora delar av Sverige men hela Sverige har inte täckts in ännu. Kartor utgivna efter 2005 finns tillgängliga digitalt, medan äldre kartor kan lånas från SGU:s bibliotek.

### **SGU, Nationella borrhärnearkivet**

Här finns data från till exempel mineralprospektering. På SGUs webbplats finns en kartvisare som anger var borrhärnor tagits. Kontakta borrhärnearkivet för att få tillgång till data.

### **SLU, Sveriges lantbruksuniversitet; Markinfo**

Här finns data från den svenska markinventeringen (en del av den nationella miljöövervakning som finansieras av Naturvårdsverket) sammanställda i kartor. Markinventeringen påbörjades 1983. I kartorna redovisas halter av makroämnen och spårämnen på 50 cm djup i skogsmark över hela Sverige.

## Referenser

**ATDSR, Agency for Toxic Substances and Disease Registry;** <http://www.atsdr.cdc.gov>  
Toxicological profiles; <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/index.asp>

**CCRIS, Chemical Carcinogenesis Research Information System;**  
<http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?CCRIS>

**ChemIDplus;** <http://chem.sis.nlm.nih.gov/chemidplus/chemidlite.jsp>

**EPI Suite™, Estimation Program Interface;**  
Om; <http://www.epa.gov/opptintr/exposure/pubs/episuite.htm>,  
Ladda ner; <http://www.epa.gov/opptintr/exposure/pubs/episuitedl.htm>

**Footprints Database;** <http://agrochemicals.iupac.org/>

**Google Scholar;** <http://scholar.google.se/>,

**HSDB, Hazardous Substances Databank;** <http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?HSDB>

**IARC, International Association for Research on Cancer;** <http://www.iarc.fr/>

**IMM, Institutet för miljömedicin;** <http://ki.se/ki/jsp/polopoly.jsp?d=1666&l=sv>, Riskwebben;  
<http://ki.se/ki/jsp/polopoly.jsp?d=39033&l=sv>

**IPCS INCHEM, International Programme on Chemical Safety;** <http://www.inchem.org/>

**IRIS, Integrated Risk Information System;** Webbplats; <http://www.epa.gov/IRIS/>

**ITER, International Toxicity Estimates for Risk;** <http://www.tera.org/ITER/>

**KEMI, Kemikalieinspektionen;** <http://www.kemi.se/>, Varuguiden; <http://webapps.kemi.se/varuguiden/>,  
KemI-stat; <https://apps.kemi.se/kemistat/>

**Naturvårdsverket;** Nationell miljöövervakning; [www.naturvardsverket.se](http://www.naturvardsverket.se)

**RAIS, Risk Assessment Information System;** <http://rais.ornl.gov/>

**RSL, Regional Screening Levels;** [http://www.epa.gov/reg3hwmd/risk/human/rb-concentration\\_table/](http://www.epa.gov/reg3hwmd/risk/human/rb-concentration_table/)

**RIVM, National Institute for Public Health and Environment;** <http://www.rivm.nl/en/>

**Science Direct;** <http://www.sciencedirect.com/>

**SLU, Sveriges lantbruksuniversitet;** Markinfo; <http://www-markinfo.slu.se/index.phtml>

**SGU, Sveriges geologiska undersökning;** Markgeokemiska kartor;  
[http://www.sgu.se/sgu/sv/produkter-tjanster/sgu\\_publ/serie\\_k.html](http://www.sgu.se/sgu/sv/produkter-tjanster/sgu_publ/serie_k.html),  
Nationella borrhärnearkivet; <http://www.sgu.se/sgu/sv/samhalle/malm-mineral/mininfo/borrharn.html>

**TOXNET, Toxicology Data Network;** <http://toxnet.nlm.nih.gov/>

**Web of Knowledge;** [www.webofknowledge.com](http://www.webofknowledge.com)

**WHO, World Health Organisation;** <http://www.who.int/en/>



## Bilaga 2

**Mall till ÄMNESDATABLAD**





Statens geotekniska institut

Postadress: 581 93 Linköping

Tel: 013-20 18 00

E-post: [sgi@swedgeo.se](mailto:sgi@swedgeo.se)

[www.swedgeo.se](http://www.swedgeo.se)

---