

Fördjupade riskbedömningar

Erfarenheter av riktvärdesberäkningar
och användning av ny kunskap

RAPPORT 5592 • SEPTEMBER 2006



Kunskapsprogrammet

**HÅLLBAR
SANERING**



Fördjupade riskbedömningar - erfarenheter av riktvärdes- beräkningar och användning av ny kunskap

Författare:

Nadja Lundgren, Tyréns

Mats Tysklind, Umeå universitet

Ulf Wiklund, Tyréns

Jan Sjöström, FOI

Ulf Qvarfort, FOI

Thomas Liljedahl, MCN

Beställningar

Ordertel: 08-505 933 40

Orderfax: 08-505 933 99

E-post: natur@cm.se

Postadress: CM-Gruppen, Box 110 93, 161 11 Bromma

Internet: www.naturvardsverket.se/bokhandeln

Naturvårdsverket

Tel 08-698 10 00, fax 08-20 29 25

E-post: natur@naturvardsverket.se

Postadress: Naturvårdsverket, SE-106 48 Stockholm

Internet: www.naturvardsverket.se

ISBN 91-620-5592-5.pdf

ISSN 0282-7298

© Naturvårdsverket 2006

Elektronisk publikation

Omslagsfoton: Christer Egelstig, JM AB (Sickla Udde)

Förord

Ett av riksdagens miljömål är Giftfri miljö, och i detta mål ingår att efterbehandla och sanera förorenade områden. Brist på kunskap om risker med förorenade områden och hur de bör hanteras har identifierats som hinder för ett effektivt saneringsarbete. Naturvårdsverket har därför initierat kunskapsprogrammet Hållbar Sanering.

Den här rapporten redovisar projektet ”Platsspecifika riktvärden - utveckling av den svenska modellen”. Projektet har genomförts i två delar där den första delen är en inventering och sammanställning avseende hur platsspecifika riktvärden har tagits fram för förorenade områden i Sverige. I den andra delen har mer eller mindre nya erfarenheter och forskning tillämpats i riskbedömning. Syftet med projektet är att förbättra förutsättningarna för tillförlitliga riskbedömningar dels genom att lära av erfarenheter, dels genom tillämpning av nya framförallt svenska men även internationella forskningsresultat.

Arbetet har utförts av en projektgrupp bestående av Mats Tysklind, Umeå Universitet, Ulf Wiklund, Tyréns, Jan Sjöström, Totalförsvarets forskningsinstitut (FOI), Ulf Qvarfort, FOI och Uppsala Universitet, Thomas Liljedahl, Marksaneringscentrum Norr (MCN) och Nadja Lundgren, huvudförfattare, Tyréns. Statistisk bearbetning i Del 1 har gjorts tillsammans med Anders Jönsson, Tyréns. Referensgruppen har bestått av Eilen Arctander Vik, Aquateam, Yvonne Ohlsson, Sweco Viak, Torbjörn Johnson, Pelagia Miljökonsult AB, Roger Herbert, Uppsala Universitet och Christer Egelstig, JM. Viktiga för sammanställningen har också alla de personer som har bidragit med utredningar och erfarenheter om arbete med platsspecifika riktvärden och biologiska undersökningar varit. Tack också till andra som bidragit med kommentarer på text. Kontaktperson för Hållbar Sanering har varit Yvonne Österlund på Naturvårdsverket.

Författarna svarar ensamma för innehåll, slutsatser och eventuella rekommendationer.

Stockholm i oktober 2006

Innehåll

1 SAMMANFATTNING	7
1.1 Riktvärdesberäkningar (del 1)	7
1.2 Olika lika ämnen (del 2)	8
2 SUMMARY	10
2.1 Calculation of guideline values (Part 1)	10
2.2 Similar substances with dissimilar properties (Part 2)	12
3 INLEDNING	14
4 METOD – RIKTVÄRDESBERÄKNINGAR (DEL 1)	16
4.1 Insamling av rapporter om platsspecifika riktvärden	16
4.2 Förutsättningar, begränsningar och antaganden	16
5 SAMMANSTÄLLNING AV RIKTVÄRDESBERÄKNINGAR (DEL 1)	18
5.1 Insamlade utredningar	18
5.1.1 Antal och beställare	18
5.1.2 Årtal, län och kommuner	19
5.1.3 Föreoprenade verksamheter och föroreningar	19
5.2 Modeller och metodik	19
5.3 Markanvändning	20
5.3.1 Markklasser	23
5.3.2 Djup	23
5.4 Hälsa	23
5.4.1 Exponeringsvägar	23
5.4.2 Exponering vid olika djup	25
5.4.3 Under byggnader och hårdgjorda ytor	26
5.4.4 Parkmark och naturmark	27
5.4.5 Inga eller få medräknade exponeringsvägar samt ändringar	27
5.4.6 Beställare och utförare	28
5.4.7 Bakgrundsexponering	29
5.5 Miljö	29
5.6 Markens egenskaper	31
5.6.1 Organiskt kol	31
5.6.2 Genomsläpplighet	32
5.6.3 Bakgrundshalter	32
5.6.4 Surhetsgrad	33
5.6.5 Lakteter	33
5.7 Biologiska undersökningar	33
5.7.1 Toxicitet	34
5.7.2 Skyddsobjekt	36
5.7.3 Organiskt kol	36
5.7.4 Organismer som provtagare	36

5.7.5	Biologiska undersökningar och riktvärden	37
5.8	Riktvärden	37
5.8.1	Platsspecifika riktvärden	37
5.8.2	Föreslagna riktvärden och mätbara åtgärds mål	41
6	DISKUSSION OM RIKTVÄRDESBERÄKNINGAR (DEL 1)	42
6.1	Modeller	42
6.2	Ekotoxikologiska data	43
6.3	Riktvärden	44
6.4	Presentation	45
7	OLIKA LIKA ÄMNEN (DEL 2)	46
7.1	Tillämpning av erfarenheter och forskning i riskbedömning	46
7.2	Dioxiner och dioxinlika föreningar	46
7.2.1	Dioxiner, furaner och PCB:er	46
7.2.2	Dioxiner och klorfenoler	47
7.2.3	Användning av mönster och profiler av dioxiner	48
7.3	Omvandlingsprodukter av PAH	51
7.3.1	Fysikalkemiska egenskaper	52
7.3.2	Upparbetning och analys	53
7.3.3	Halter i miljön	53
7.3.4	Toxicitet	53
7.3.5	Riskbedömning	54
7.4	Bly i kulfång	55
7.4.1	Spridning och korrosion	56
7.4.2	Exponering, toxicitet och riskbedömning	57
7.5	Kvicksilverformer i riskbedömning	59
7.5.1	Kemisk analys	59
7.5.2	Riskbedömning	61
8	DISKUSSION OM OLIKA LIKA ÄMNEN (DEL 2)	64
8.1	Kvicksilverformer	64
8.2	Bly i kulfång	64
8.3	Oxy-PAH:er	65
8.4	Dioxiner och dioxinlika föreningar	65
9	FRAMTIDA ARBETE	66
9.1	Hur ska arbetet med riktvärden, riskbedömning och åtgärder bedrivas i framtiden?	66
10	REFERENSER	68
Bilaga 1	Utredningar om platsspecifika riktvärden	
Bilaga 2	Lakning av bly ur kulfångssand	

1 Sammanfattning

1.1 Riktvärdesberäkningar (del 1)

Inom projektet har en inventering och sammanställning utförts om hur platsspecifika riktvärden har tagits fram för mark åren 1998-2004. Underlaget omfattar totalt 80 områden i hela landet, fördelade på 49 kommuner och 18 län. En fjärdedel av objekten berör områden i Malmö, Göteborgs och Stockholms kommuner, dvs. områden med högt exploateringsstryck. Av de utredningar som sammanställts har en tredjedel av områdena som inkluderats utretts med finansiering via statliga efterbehandlingsmedel. Övriga har finansierats bl.a. av kommuner, exploitörer och verksamhetsutövare. Biologiska undersökningar som har utförts kring vissa områden har sammanställts och beskrivs relativt utförligt i rapporten.

Naturvårdsverkets generella modell från 1997 kan användas för utarbetande av platsspecifika riktvärden. Bara i några fall har utredarna av platsspecifika riktvärden utgått från andra modeller än Naturvårdsverkets generella modell och den branschspecifika modellen som är framtagen för gamla bensinstationer, SPIMFAB-modellen. Modellerna som nämnts inkluderar fem typer av markanvändning. Ytterligare tre kategorier av markanvändning förekommer ofta i utredningarna, nämligen ”hårdgjorda ytor” (parkeringar, cykelvägar, vägar, asfalterade ytor), ”underbyggnader” och ”naturmark”. Den senare benämningen används framförallt av en utförare. För de flesta områden har riktvärden tagits fram för olika markanvändning och djup, så kallade ”markklasser”. Framtagande av riktvärden för 336 markklasser har sammanställts i rapporten. Djup beaktas både för hälsa och för miljö i utredningarna. Vanligast är tre markklasser på en plats. För beräkningarna av riktvärden har, totalt sett exponeringsvägarna *intag av* och *hudkontakt med jord* använts mest frekvent, i nära 90 % av markklasserna, därefter har *inandning av damm och ångor* ansetts exponera människor, följt av *fiskkonsumtion*. Exponeringsvägen *ångtransport* har beaktats framförallt under byggnader.

På knappt en fjärdedel av platserna har angetts att andelen organiskt material eller kol i marken har mätts, men i många fall saknas redovisning av huruvida jordens organiska innehåll har övervägts. Har hänsyn till jordarten tagits enligt SPIMFAB-modellen kan en anpassning till markens kolinnehåll i viss mån sägas ha gjorts. Laktester har utförts på jord från en tredjedel av alla områden.

En tydligare presentation av antaganden och motiveringar vid beräkningar av platsspecifika riktvärden, innebär bättre möjligheter till bra riskbedömningar. I de flesta fall har uppehållstiden för människor på området ändrats gentemot den generella modellen, en parameter som är relativt lätt att hantera. Uppgifter om upptagsfaktorer, kolhalt m.fl. är mer sällan platsspecifika. Åtminstone den förra är svårare att uppskatta än tid, men kan vara viktig för riskbedömningen.

En uppskattning har gjorts av vilka exponeringsvägar som oftast styr platsspecifika riktvärden för några ämnen. Uppskattningen baseras på frekvens av använda exponeringsvägar i beräkningarna. Inandning av damm har ingått i 40 % av beräkningar av platsspecifika riktvärden för jord under 2 m. Det innebär att riktvärden för cancerogena PAH:er skulle styras av dammexponering även från djupare

marklager vid mindre känslig markanvändning, till skillnad mot beräkningar enligt SPIMFAB-modellen. Då fiskintag bedömts vara möjlig exponeringsväg även på områden med mindre känslig markanvändning, t.ex. under hårdgjorda ytor, till skillnad mot generella modellen, skulle intag av fisk styra riktvärden för övriga PAH:er istället för hudkontakt. Tillvägagångssätten innebär att en modell för beräkning av platsspecifika riktvärden som bygger på de två nämnda modellerna i praktiken har utvecklats under åren.

Platsspecifika riktvärden som är lägre än Naturvårdsverkets generella riktvärden för KM har beräknats för tio ämnen. De riktvärden som sedan föreslås som mätbara åtgärds mål efter en mer eller mindre omfattande riskvärdering, visar sig i de flesta fall bli antingen samma som eller lägre än de beräknade platsspecifika riktvärdena, i samma utsträckning.

Av de beräknade riktvärdena styr skydd av miljön två tredjedelar och skydd av hälsan en tredjedel. Den lokala markmiljön har styrt riktvärdena ungefär dubbelt så ofta som ytvattenrecipienten. Trots att markmiljön är så viktig för riktvärden och riskbedömningar råder osäkerhet kring hur platsspecifika riktvärden ska beräknas för arter och ekosystem i jorden. Biologiska undersökningar har utförts på eller kring minst tretton områden. I en av undersökningarna testades toxiciteten i själva jorden. Majoriteten av undersökningar har fokuserat på förekomst, spridning och biotillgänglighet genom bottenfaunaundersökningar och analyser av metaller och organiska föreningar i organismer i närliggande vatten. Möjligheten att anpassa ekotoxikologiska riktvärden med avseende på kolinnehåll har inte redovisats utnyttjats i någon av utredningarna. Huruvida de biologiska undersökningarna har påverkat de platsspecifika riktvärdena har varit svårt att utläsa från utredningarna. I miljöriskbedömningar har dock resultaten från de biologiska undersökningarna använts. Riktvärden har i två fall angetts som intervall, baserade på multiplicering av riktvärden för markmiljö med faktorer, som visar på osäkerheter i vad dessa värden innebär för skydd av miljön. Nya metoder utvecklas för att kunna studera eventuella biologiska effekter kring förorenad mark, och dessa bör innebära bättre miljöanpassningar av riktvärden i framtiden.

1.2 Olika lika ämnen (del 2)

Underlag till fördjupad riskbedömning av fyra olika ämnen och ämnesgrupper med avseende på förekomstformer och olika egenskaper inom och mellan ämnesgrupperna presenteras. Bra metoder har utvecklats för att provta och analysera olika kvicksilverformer, en av dem är isotoputspädningsmetoden. Metoden kan användas för att mäta faktiska halter i t.ex. luft för att jämföra dem med beräknade halter under samma betingelser. Baserat på referenshalter utgör generellt metalliskt kvicksilver (inandning av ånga) och metylkviksilver (intag av jord, grönsaker) störst exponeringsrisk. Riktvärden för olika former av kvicksilver kan vara användbara i bedömningen av hälsorisker i dagsläget, som annars överskattas med riktvärde för totalkviksilver. I bedömningar för långsiktiga åtaganden måste hänsyn tas till att kvicksilver ändrar form. Metyleringsgraden kan förväntas vara hög i fiberbankar och i strandnära områden med syrefattiga eller omväxlande

syreförhållanden, och det är viktigt att erhålla mer kunskap mer om vilka förhållanden som gynnar och hämmar metylering.

Antalet skjutbanor i landet är stort och verksamheten skiljer sig mycket från industriell användning, boende och annan generell markanvändning. Bly i skjutvallar utgörs till stor del av metalliskt bly. Metallen har visats vara biotillgänglig även i denna form. Ett stort antal lakteter av kulfångssand visar på stora skillnader och en relativt låg lakningsbenägenhet. Det är framförallt marklevande organismer och, intill våtmark, sjöfågel som riskerar att påverkas av bly från skytte.

Polycykliska aromatiska kolväten (PAH:er) kan vid t.ex. sanering brytas ner till relativt stabila omvandlingsprodukter såsom oxy-PAH:er. En av dessa oxy-PAH:er har i flera undersökningar visats sig ha mutagen effekt och jämförelser har gjorts med andra strukturellt liknande PAH:er vad gäller toxicitet och fysikalkemiska egenskaper. Vid riskbedömning av PAH-förorenade områden bör framförallt effekter av oxy-PAH:er i ytvatten intill förorenat område vägas in i bedömningen och vid val av eventuell saneringsmetod.

Dioxinbegreppet i sig omfattar två föreningsgrupper och i toxikologiska sammanhang inkluderas även PCB:er och därmed är skillnaderna mellan de olika ämnens egenskaper stor. Att olika processer ger upphov till olika profiler och mönster kan användas vid riskklassning och riskbedömning av förorenade områden för identifiering av möjliga föroreningskällor och för avgränsning i plan. Därmed används inte bara den information som halten ger. Beräknat utifrån Naturvårdsverkets generella modell blir riktvärdena men inte flertalet av referenskoncentrationerna likartade för olika dioxin- och furankongener, vilket kan användas i den fördjupade riskbedömningen. Klorfenoler är ytterligare en grupp ämnen som har förts samman med dioxiner i undersökningar av förorenade områden. Till skillnad mot dioxiner kan klorfenoler uppträda som joner i miljön och därmed vara betydligt mer vattenlösliga än dioxiner. Skillnaderna mellan klorfenoler och dioxiner är därmed så stora att klorfenoler inte är lämpliga att använda för att friklassa jord från dioxiner.

Större kunskap nås alltjämt om våra föroreningar genom såväl forskning som praktiska erfarenheter. För att samhället snabbt ska få tillgång till denna kunskap föreslås att ett nationellt råd upprättas som verkar för implementering, samordning och samsyn av nya data och modeller. En organisation på europeisk nivå skulle kunna tillhandahålla en del av utvärderingarna om vilka data som rekommenderas.

2 Summary

2.1 Calculation of guideline values (Part 1)

The purpose of this study was to gather and collate information about how calculations of site-specific guideline values for contaminated soil were carried out during the years 1998-2004. The data cover a total of 80 sites throughout the country (49 municipalities and 18 counties). A quarter of these sites are located in the Stockholm, Malmö and Gothenburg municipalities, which are areas of high exploitation pressure. One-third of the investigations included in the study were funded through government grants for remediation projects, while the rest were financed by municipalities, contractors, entrepreneurs etc. Biological surveys carried out at some of the sites have also been compiled and included in the report and are described in some detail.

The general model developed by the Swedish Environmental Protection Agency (Swedish EPA) in 1997 can be used to establish site-specific guideline values, and this is the most commonly used model in the investigations included in the report. Only in a few cases have investigators used models other than that of the Swedish EPA or the model developed for disused petrol station sites, known as the SPIMFAB model. These two models include five different types of land use. In addition, there are three other types of land use that are quite common in the investigations, viz. "hardened surfaces" (parking lots, cycle paths, roads, asphalted areas etc.), "land under buildings" and "natural land". The latter term is chiefly used by one specific contractor. In most of the investigations, guideline values have been developed for different land uses and depths, so-called land classes. Information about the development of guideline values for 336 such land classes is presented in the report. Depth is taken into account in the investigations both with a view to the protection of the environment and to the protection of human health. The average site usually consists of three different land classes. In the calculation of guideline values, the exposure routes 'ingestion of soil' and 'skin contact with soil' were the most frequently used (nearly 90% of the land categories), followed by 'dust and vapour inhalation' and 'fish consumption'. The exposure route 'vapour transport' was primarily taken into account in investigations of land under buildings.

The fraction of organic material or carbon in the soil was measured in about a quarter of the sites, but in many cases there is no information in the investigation reports about whether the organic fraction of the soil was taken into account. Where the soil type was included in the calculations in accordance with the SPIMFAB model, it could, however, be argued that a certain adjustment was made based on the carbon content of the soil. Leach tests were done on soil from one-third of the sites.

If suppositions and motivations are stated more clearly in calculations of site-specific guideline values, the quality of risk assessments will improve. In most cases the parameter 'time spent on the site', a parameter that is fairly easy to handle, had been changed as compared to the Swedish EPA model. Data on uptake factors, carbon content etc. are only rarely given in the investigation reports. Espe-

cially the latter parameter is more difficult to assess than time, but it may be of importance in a risk assessment.

An assessment was also made of what exposure routes most often determine site-specific guideline values for some substances. The assessment was based on the frequency of exposure routes in the calculations. Dust inhalation was used in 40% of the site-specific guideline values for soil at a depth of more than 2 meters. This means that, unlike the values yielded by the SPIMFAB model, the guideline values for carcinogenic PAHs in less sensitive land use will also be determined by dust exposure from deep soil layers. In contrast to the Swedish EPA model, fish consumption is often considered by the investigators to be a possible exposure route even in areas of less sensitive land use, e.g. under hardened surfaces, and consequently fish consumption, rather than skin contact, appears to determine the guideline values for the other PAHs. As a result of these approaches, a new model for the calculation of site-specific guideline values based on the two models mentioned above has evolved over the years.

Site-specific guideline values lower than the Swedish EPA's general guidelines for sensitive land uses were calculated for ten substances. The values subsequently suggested as measurable decontamination goals, following more or less extensive risk valuations, are usually the same as, or lower, than the calculated site-specific values.

Protection of the environment determines two-thirds of the calculated guideline values, while the protection of human health determines one third. Local soil environments determine guideline values approximately twice as often as surface water recipients. Even though the soil environment is very important for guideline values and risk assessments, there is uncertainty as to how site-specific guideline values should be calculated for species and echo systems in the soil. Biological examinations were carried out in or around at least thirteen of the areas. In one of these examinations, the toxicity of the soil itself was tested. The majority of the investigations were focused on determining presence, spread and bio-availability through examinations of bottom fauna and analyses of metals and organic pollutants in organisms in adjacent waters. None of the investigation reports mentions the possibility of adjusting eco-toxicological guideline values on the basis of the carbon content. It has been difficult to deduce from the reports whether the biological examinations have had any impact on the site-specific guideline values. In environmental risk assessments, however, the results of biological examinations have been used. In two cases, guideline values were stated in the form of intervals, arrived at through the multiplication of guideline values for the soil environment with various ad-hoc factors. Such intervals reflect uncertainty concerning the protection to the environment offered by these guideline values. New methods which are being developed for studies of possible biological effects around contaminated land should result in better environmental adaptation of guideline values in the future.

2.2 Similar substances with dissimilar properties (Part 2)

A basis for extended risk assessments involving four substances and substance groups with regard to forms of presence and differences in properties within and between the groups is presented in Part 2.

Effective methods have been developed for the sampling and analysis of various forms of mercury, e.g. the isotope dilution method. This method can be used to measure actual levels, for example in air, with a view to comparing them to calculated levels. Based on reference levels, metallic mercury and methyl mercury generally pose the greatest exposure risks (fume inhalation and ingestion of soil and vegetables, respectively). Guideline values for different forms of mercury may be useful in the assessment of current health risks, since guideline values for total mercury often result in overestimation of such risks. In assessments involving long-term commitments it is important to take into consideration the fact that mercury changes form. The methylation rate can be high in fibre banks and areas adjacent to shores with low or fluctuating oxygen levels, and it is important to obtain a better knowledge of conditions that stimulate or hamper methylation.

There are a large number of shooting ranges in Sweden and the activities in such locations are very different from those pursued on industrial sites, in residential areas and in other kinds or general land use. The kind of lead found in soil berms at shooting ranges is largely metallic lead. Lead has been shown to be bioavailable even in this form. A large number of leach tests have been done involving sand from berms at shooting ranges. While these tests have yielded varying results, they have shown that proneness to leaching is relatively low. It is primarily ground-living organisms and, in areas bordering on wetlands, sea birds that risk being affected by lead from shot and bullets.

Soil decontamination may result in polycyclic aromatic carbons (PAHs) degrading into relatively stable derivatives, such as oxy-PAHs. Several studies have shown that one of these oxy-PAHs has mutagenic effects and comparisons have been made with other, structurally similar PAHs as regards toxicity and physico-chemical properties. In risk assessments of PAH-contaminated areas, and in the choice of a suitable decontamination method, it is important to take into account the impact of oxy-PAHs in surface water adjacent to the contaminated area.

Dioxins comprise two groups of compounds, and in addition, PCBs are also commonly classified as dioxins in toxicological contexts. This means that the properties of these substances differ greatly. The fact that different processes give rise to different profiles and patterns can be used in risk classifications and risk assessments in contaminated areas for the identification of possible contamination sources and for the delimitation of areas to be investigated. Thus, it is not just the information provided by levels that is used. Calculated on the basis of the Swedish EPA's general model, the guidelines values, but not the majority of the reference concentrations, will be similar for various dioxin and furan congeners, which fact can be used in extended risk assessments. Chlorophenols are another group of substances that have been referred to the dioxin group in investigations of

contaminated areas. Unlike dioxins, however, chlorophenols may appear as ions in the environment and consequently are considerably more water-soluble than dioxins. In fact, the differences between dioxins and chlorophenols are so great that the latter compounds are not suitable for analyses aimed at establishing whether soil is dioxin-free.

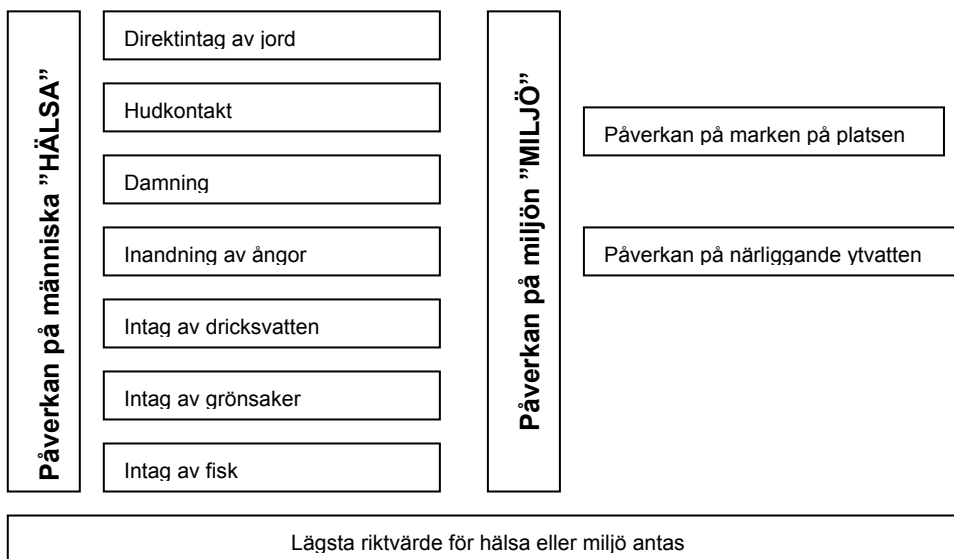
Our knowledge of contamination and contaminants is constantly increasing, both through research and through practical experience. In order for society to have rapid access to new knowledge gained in this field, the authors recommend that a national council be set up to promote implementation, co-ordination and consensus when it comes to new data and models. An organisation at the European level could provide some of the assessments concerning which data are to be recommended.

3 Inledning

Industriell verksamhet har gett upphov till att mark, vatten och sediment har förorenats. Naturvårdsverket uppskattar att det finns drygt 40 000 områden i Sverige som är förorenade, dvs. att halterna överstiger bakgrundshalter i regionen. Inventering, undersökning och efterbehandling av förorenade områden är en del av arbetet för att uppnå miljömålet Giftfri miljö.

Riskbedömningsmodeller och vägledningar för efterbehandling av förorenade områden har tagits fram via Naturvårdsverket (bl.a. Naturvårdsverket 1997 a och b, 1998, 1999a och 2005). Som underlag används uppgifter om känslighet för människor och skyddsvärde för miljö samt föroreningarnas farlighet, halt och spridningsförutsättningar. Den enklaste riskbedömningen innebär en riskklassning av ett objekt enligt den metodik som tagits fram för inventering och riskklassning av förorenade områden (Naturvårdsverket 1999a). Förenklad riskbedömning kan göras ifall förutsättningarna för området är jämförbart med den generella modellens (Naturvårdsverket 1997a). När den generella modellen inte är tillämpbar bör en fördjupad riskbedömning göras. Som en del i en fördjupad riskbedömning ingår ofta att ta fram platsspecifika riktvärden, vilka sedan jämförs med halterna på den aktuella platsen.

I den generella (Naturvårdsverket 1997 a och b), branschspecifika modellen (Naturvårdsverket och SPI 1998) samt i den modell som skickades på remiss 2005 (Naturvårdsverket 2005) görs en bedömning av ett antal exponeringsvägar som kan ge upphov till risk för människa eller miljö, figur 1. För alla exponeringsvägar som är aktuella för den specifika markanvändningen och för varje ämne räknas en så kallad referenskoncentration fram. Denna koncentration motsvarar den föroreningsnivå i marken som uppskattas ge en exponering motsvarande en acceptabel risknivå.



Figur 1. Grunden för den generella modellen som kan användas som utgångspunkt för en platsspecifik modell.

Här i Norden hanterar vi förorenade områden relativt olika. I Danmark görs separata riskbedömningar för jord, luft och grundvatten, istället för att räkna om alla data till jord, och störst fokus ligger på grundvattenkvalitén. Den norska modellen bygger på den svenska, därtill har ett excelbaserat beräkningsverktyg funnits tillgängligt för allmänheten från första början (Statens forurensningstilsyn, 1999 a och b). Islands situation är speciell med liten befolkning på stor yta och stort omgivande, utspäddande hav, och år 2002 hade Islands motsvarighet till Naturvårdsverket identifierat sex större förorenade områden (Umhverfisstofnun 2005). Under 2005 presenterades och remitterades ett svenskt beräkningsverktyg, med tillhörande modell och vägledning (Naturvårdsverket 2005). Det senare materialet fanns tillgängligt under arbetet med den andra delen av rapporten om olika lika ämnen (del 2) men inte i arbetet med den första delen om riktvärdesberäkningar (del 1).

Alla modeller bygger på förenklingar eftersom de är just modeller. Exempelvis modelleras metaller i alla fall utom ett (krom) i en förekomstform i den generella modellen (Naturvårdsverket 1997). Svårigheter att generalisera processer och avsaknad av ordentligt dataunderlag om t.ex. fysikalkemiska och toxikologiska egenskaper hos olika förekomstformer försvårar en allmän tillämpning. Förståelsen för olika skeenden vad gäller t.ex. olika kvicksilverformer och omvandlingsprodukter av PAH:er ökar alltjämt och kan på sikt möjliggöra fördjupad riskbedömning av enskilda ämnen i större omfattning än idag.

Rapporten är uppdelad i två huvuddelar. I den första delen, Del 1 Riktvärdesberäkningar (kapitel 1-3), presenteras en sammanställning av hur plats specifika riktvärden har tagits fram i Sverige mellan åren 1998-2004. En relativt utförlig sammanställning av biologiska undersökningar som har utförts kring vissa områden ingår också. I den andra delen, Del 2 Olika lika ämnen (kapitel 4 och 5), presenteras underlag till fördjupad riskbedömning av fyra olika ämnen och ämnesgrupper med avseende på förekomstformer och olika egenskaper inom och mellan ämnesgrupperna. Rapporten avslutas med ett kapitel om hur arbetet med riktvärden och riskbedömningar kan bedrivas i framtiden.

4 Metod – Riktvärdesberäkningar (del 1)

4.1 Insamling av rapporter om platsspecifika riktvärden

Rapporter om hur platsspecifika riktvärden tagits fram samlades in genom kontakter med myndigheter och företag, exvis. kommuner, exploatörer, verksamhetsutövare, länsstyrelser och genom att söka på nätet. Insamlingen genomfördes i huvudsak under hösten 2004, samt i januari 2005.

Landets samtliga länsstyrelser kontaktades genom telefonsamtal. Förutom projekt som länsstyrelserna själva drivit, efterfrågades kommuner som själva arbetat med platsspecifika riktvärden. Länsstyrelserna har varierande insyn i kommunernas arbete med förorenade områden. Kommuner kontaktades därmed på olika basis. Vissa kommuner kontaktades efter att länsstyrelser upplyst om deras arbete. Andra kommuner kontaktades utifrån information funnen på nätet eller via muntliga källor, åter andra kontaktades från slumpmässigt urval. Oftast har miljökontoren kontaktats, i flera fall har fastighetskontoren tillfrågats. Kontakter har skett via telefonsamtal och e-postutskick. Även Banverket, Vägverket, laboratorier och konsulter har kontaktats. Ett visst urval av utredningar har gjorts baserat på den ”träfffrekvens” som erhållits vid sökning av utredningar via nätet men framförallt via olika kontakter. Materialet bedöms därför ganska väl representera de utredningar som förväntas finnas. Utredningar om sediment och deponier har inte ingått i underlaget. Varje utredning har givits ett nummer som anges inom parentes i texten, bilaga 1.

4.2 Förutsättningar, begränsningar och antaganden

Naturvårdsverkets generella modell (Naturvårdsverket 1997 a och b) har använts för jämförelser i beräkningar. Med ”generella modellen” avses i fortsättningen Naturvårdsverkets generella modell (Naturvårdsverket 1997a och b). Den nya modell som Naturvårdsverket presenterar under 2005 var inte tillgänglig vid sammanställningen av utredningarna.

I sammanställningen är det inte alltid den senaste utredningen för ett område som har nyttjats, även om det har varit ambitionen. Orsaken har ibland varit svårigheter att få tag i det mest aktuella materialet. Utredningar i vilka platsspecifika riktvärden har beräknats har inte utvärderats med avseende på beräkningar, dvs. data har inte kontrollräknats och granskats, men uppenbara avvikelser har uppmärksamats.

I Naturvårdsverkets generella modell justeras riktvärden för bakgrundsexponering, bakgrundshalter, akuttoxicitet och dricksvattenkriterier, vilka justeringar som görs beror av ämnet. Många gånger justeras beräknade platsspecifika riktvärden utöver de justeringar som angetts, och avser då inte bara risk. Ibland kallas dessa

justerade värden för ”föreslagna” riktvärden. Inför valet av åtgärdsnivå görs en riskvärdering. Det innebär att de bedömda riskerna för negativa effekter på hälsa och miljö vägs samman med bl.a. ekonomiska, tekniska och politiska förutsättningar. I sammanställningen har arbetet varit inriktat på hur de beräknade riktvärdena justerade enligt Naturvårdsverkets modell har tagits fram (justerade för bakgrundsexponering, bakgrundshalter, akuttoxicitet och dricksvattenkriterier). I stycke 2.8.2 redovisas dock även hur föreslagna riktvärden och mätbara åtgärds mål har tagits fram.

Även i de två fall av utredningar där områden inte anges ha avgränsats strikt, Falu tätort (72) och fyllnadsmassor i Stockholms kommun (49), anges varje utredning i rapporten representera ett område eller objekt. I föreliggande sammanställning har fördjupade riskbedömningar sällan kommenterats, undantaget gäller biologiska undersökningar, då fokus har legat på framtagandet av platsspecifika riktvärden, som många gånger görs separat från själva riskbedömningen. En översiktlig statistisk (med 95 % konfidensintervall) bearbetning av data i stapeldiagram har utförts. Exempelvis är frekvensen av användningen av exponeringsvägarna intag av jord och inandning av ångor i figur 6 statistiskt åtskilda, men inte intag av jord och hudkontakt. Större skillnader krävs vid jämförelser som baseras på färre ingångsdata, som i figur 8, där frekvensen av användningen av inandning av damm och ångor under hårdgjorda ytor skiljs åt, men inte inandning av damm och hudkontakt.

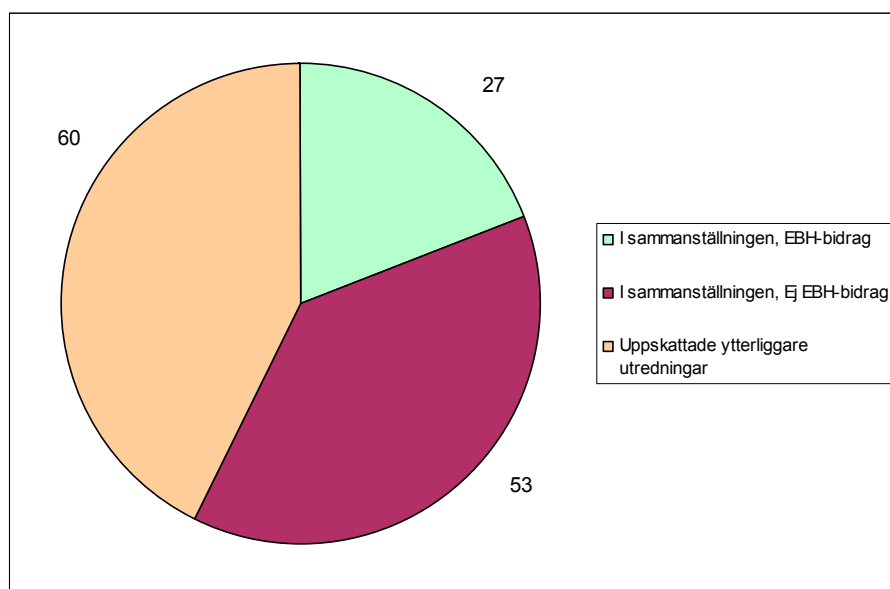
5 Sammanställning av riktvärdesberäkningar (del 1)

5.1 Insamlade utredningar

5.1.1 Antal och beställare

Innan projektet startade uppskattades antalet rapporter, förutom rapporter beställda av SPIMFAB (Svenska petroleuminstitutets miljösaneringsfond AB), till ett knappt hundratal. Av de insamlade rapporterna har 80 använts i sammanställningen. I början av 2005 uppskattas att platsspecifika riktvärden hade tagits fram för omkring 140 områden i landet.

Av de rapporter om platsspecifika riktvärden som ingår i sammanställningen, har en tredjedel bekostats med statliga så kallade efterbehandlingsmedel (EBH-bidrag) från Naturvårdsverket. För ett område har kostnaderna delats med en exploatör (43). Exploateringsföretag, kommuner, en enskild privatperson, ett lands-ting, Banverket och företag med verksamhet på förorenade område, är andra beställare av fördjupade riskbedömningar, figur 2. Utredningar som SPIMFAB har beställt har inte ingått. En av beställarna, en exploatör, har finansierat 13 av utredningarna. Två av konsulterna har beräknat riktvärden för hälften av områdena (21 respektive 22 områden), ibland tillsammans med andra (kommun, 44, och annan konsult, 66). Minst sju konsulter har utarbetat platsspecifika riktvärden för områden finansierade med EBH-bidrag, varav en har utfört 62 % av utredningarna.



Figur 2. Sektorerna avgränsar utredningar bekostade med statliga efterbehandlingsmedel (EBH-bidrag) och utredningar med andra finansieringar (Ej EBH-bidrag) och som ingår i sammanställningen. Den tredje sektorn representerar en uppskattning av utredningar som förväntades finnas men inte ingår i sammanställningen.

5.1.2 Årtal, län och kommuner

Den tidigaste utredningen är gjord 1998, dvs. ca ett år efter att Naturvårdsverkets generella modell publicerades. Flest rapporter härrör från år 2002. Den senaste utredningen som använts blev klar i början av 2005.

Utredningar med platsspecifika riktvärden för områden i 49 kommuner och 18 län har använts, bilaga 1. En fjärdedel berör områden i Malmö, Göteborgs och Stockholms kommuner, dvs. områden med hög exploateringsgrad. I tretton län fanns EBH-bidragsobjekt där platsspecifika riktvärden beräknats för mark, medan utredningar om sediment och deponier är inte medtagna.

5.1.3 Förorenande verksamheter och föroreningar

Variationen på verksamheter som medför förorenade områden är stor. Områden som förorenats av tvätterier, verkstäder, småbåtshamnar, träimpregnering, tändstickstillverkning, avfallsupplag, cisterner m.m. ingår i underlaget.

Majoriteten av områdena angavs vara troligt förorenade med PAH:er och petroleumföreningar som alifater samt metaller (inklusive halvmetallen arsenik). För nio områden har riktvärden tagits fram för ämnen som saknat generella riktvärden, varav flera är pesticider som t.ex. aldrin, dieldrin, total-DDT (65), fenoxisyror (7) och imazapyr (29). För ftalater (DEHP, 23), barium, molybden (59) och antimon (39) har riktvärden också beräknats, liksom för terpentin (6), dikloreten och vinylklorid (10).

5.2 Modeller och metodik

Naturvårdsverkets generella modell kan användas för utarbetande av platsspecifika riktvärden (Naturvårdsverket 1997a). Bara i några fall har utredarna utgått från andra modeller än Naturvårdsverkets generella modell (Naturvårdsverket 1997 a och b) och den branschspecifika modellen som är framtagen för sanering av nedlagda bensinstationer, SPIMFAB-modellen (Naturvårdsverket och SPI 1998).

Den norska modellen och metodiken (Statens forurensningstilsyn, 1999 a och b) har använts för t.ex. beräkning av exponering via fisk. Föroreningsens vattenskyende egenskaper (fördelning mellan vatten och fett) tillsammans med uppskattat intag av fisk används för att beräkna riktvärden. I Naturvårdsverkets metodik är möjligheterna att ta hänsyn till hög fiskkonsumtion små då intaget är integrerat i ekvationen och inte redovisat som en intagsfaktor och svår att härleda.

Modellerna har i ett fall använts för att föra ett resonemang om risken för hästar på motsvarande vis som för människor, men man har då varit väl medveten om skillnader mellan människor och djur och begränsningar i metodiken (58). Modellerna har också använts för konstruktionsmaterial (20), med exponeringsvägarna inandning av damm och upptag genom hud. Även för fyllnadsmassor (49) har ”platsspecifika riktvärden” tagits fram utifrån den generella modellen. Ett vitt utbrett geografiskt område anges, Stockholms kommun. Därutöver är materialet definierat och man har bl.a. har undersökt sammansättningen av PAH:er, riktvärdet är med andra ord i viss grad materialspecifikt.

I samma utredning föreslås användning av relativa potenstoxicitetsfaktorer för PAH:er, motsvarande de toxiska ekvivalentfaktorer, TEF:ar, som används för dioxiner. De sju cancerogena PAH:er som ingår i summa PAH-c relateras i cancerogenicitet till bens(a)pyren, och baseras på amerikanska Naturvårdsverkets (USEPA) och WHO:s instruktioner.

$C_{\text{bens(a)pyrenekvivalenter}} = C^* \text{ relativa potenstoxicitetsfaktor}$

Metoden har använts i sex utredningar (17, 24, 49, 65, 67, 80) och medförde en höjning av riktvärdena för summa PAH-c 3-4 gånger.

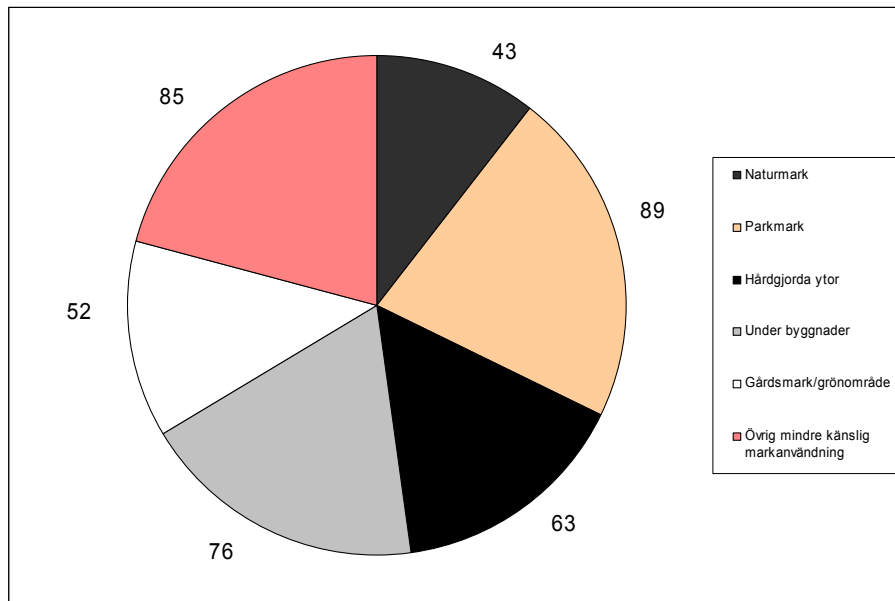
I stället för att använda summaparametrar har även riktvärden beräknats för enskilda klorfenoler, PAH:er och dioxiner i olika utredningar.

När området som innefattar den förorenande verksamheten ligger intill ett område med annan markanvändning, har modifieringar av den generella modellen gjorts. Grundvattnet från en förorenad tomt utan bostäder, användes i ett villakvarter i närheten för bevattning. Utredaren beräknade föroreningstransport, upptag i växt, och bedömde växtplatsen som recipient (23). Ett vattendrag med rödlistad fiskart rinner genom ett industriområde. Fisken tog utredaren hänsyn till genom att ta fram riktvärden för såväl industri som vattendrag, därefter räknades bakåt hur acceptabla halter i ytvattenrecipient påverkade landområdet (19). Ett område där en mindre verkstad bedrev verksamhet låg intill bostäder, vilket innebar att ångtransporten beräknades som KM och övriga exponeringsvägar som MKM (28). Exempel finns på beställare som har arbetat fram egna rutiner utifrån Naturvårdsverkets generella modell för att beräkna riktvärden, men även för att ta fram mätbara åtgärdsåtgärder (JM AB, Göteborgs kommun, Jönköpings läns länsstyrelse). De har anpassat metodiken efter vanliga förutsättningar för de områden som berör deras verksamheter respektive geografiska förhållanden.

5.3 Markanvändning

Generella riktvärden är framtagna för mindre känslig markanvändning med (MKMgv) eller utan grundvatten uttag (MKM) och känslig markanvändning (KM). Förutom för dessa kategorier finns branschspecifika riktvärden för parkmark och mark med lågt utnyttjande.

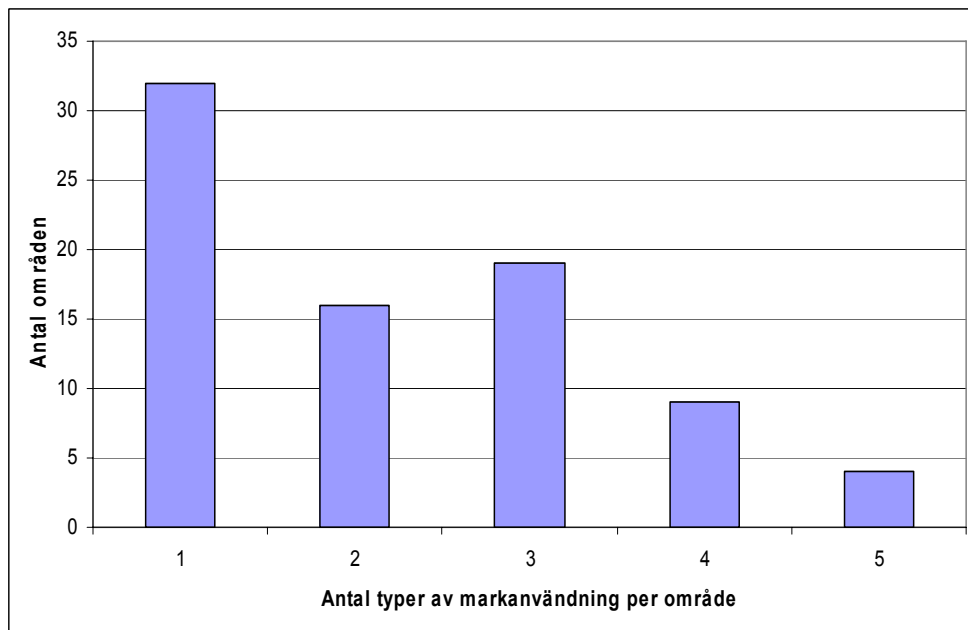
Ytterligare tre kategorier av markanvändning förekommer ofta i utredningarna, dessa är ”hårdgjorda ytor”, dvs. parkeringar, cykelvägar, vägar, asfalterade ytor, ”naturmark” och ”under byggnader”, figur 3. Mark kring bostäder har ofta inkluderats i kategorierna ”gårdsmark” och ”grönområden” men förekommer också som egen markanvändning i utredningarna.



Figur 3. Antal typer av markanvändning och på olika djup som platsspecifika riktvärden beräknats för. Marken används givetvis på många andra sätt och ibland används jord med en uppsättning av riktvärden för flera typer av markanvändning, se nedan. Figuren speglar inte den följande processen där riskvärdering ingår, och som kan innebära färre och andra typer av markanvändning.

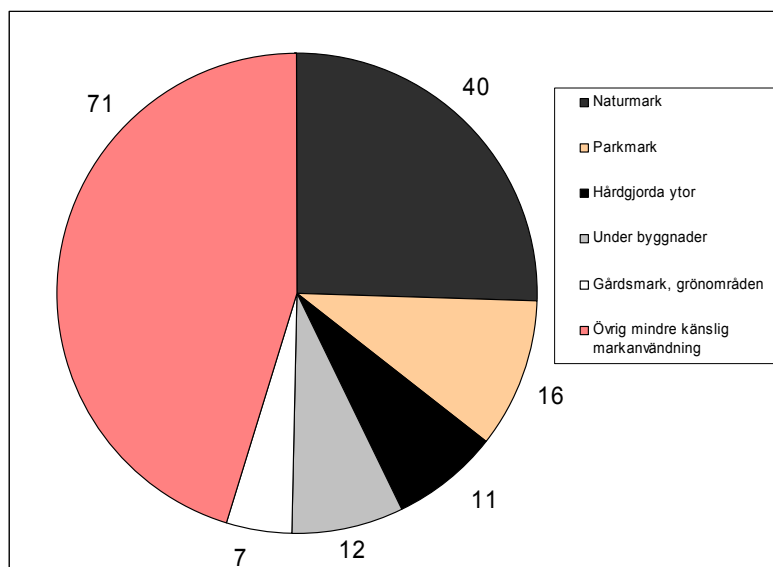
Andra exempel på användningsområden är betesmark, kyrkoområde, lekplats, stallområde, småbåtshamn, skolgård och fri användning. Bostäder, industrier och kontor är andra vanliga markanvändningar. ”Övrig mindre känslig markanvändning” i figur 3 avser mindre känslig markanvändning som inte gäller mark avsedd bara under byggnader och hårdgjorda ytor.

Som mest har fem olika typer av markanvändning tagits fram för ett och samma område i underlaget, figur 4. Ett av objekten är Norra Älvstranden, Göteborg (16) som är ett mycket stort område och består av många delområden. Där delades användningen in i hårdgjorda ytor, bebyggd kontors- och industrimark, mindre grönytor kontor, bostäder, större parkområden. Även i Västerjärva (27) planerades för fem typer av markanvändning, bl.a. beroende på ett flertal värdefulla delområden med stora natur- och bevarandevärden och förekomst av fisksort (rödlistad) i ytvattenrecipient. Vanligast är att marken ska användas på flera sätt, varav den ena oftast är bostäder.



Figur 4. Antal slag av markanvändning som används i beräkningarna av riktvärden på varje objekt. På de flesta områden definieras flera typer av markanvändning.

Indelningen i markanvändning på EBH-bidragssområden skiljer sig i viss mån åt mot övriga områden, figurer 3 och 5. Delvis kan utformningen av markanvändningen spegla utförare, markanvändningen Naturmark är betydligt vanligare på EBH-bidragssområden än på övriga områden. Markanvändningen ”övrig mindre känslig markanvändning” gäller knappt hälften av markklasserna, figur 5. Områden där industriverksamhet pågått långt tillbaka i tiden och där ansvariga för efterbehandling saknas och exploateringsintresset är lågt, är just sådana objekt som statens bidragsmedel kan användas för.



Figur 5. Antal typer av markanvändning på olika djup som platsspecifika riktvärden beräknats för på områden undersökta med statliga EBH-bidragsmedel. Den största sektorn utgörs av mindre känslig markanvändning annan än enbart under byggnader och hårdgjord ytor (antal markklasser). Figuren speglar inte den följande processen där riskvärdering ingår, och som kan innebära färre och andra typer av markanvändning.

5.3.1 Markklasser

För de flesta områden har riktvärden tagits fram för olika markanvändning och djup, här kallade ”markklasser”. Medianvärdet är tre klasser på en plats. För objektet Dockan i Malmö (15) beräknades riktvärden för 12 markklasser, fyra markanvändningar på tre djup. På objekt som finansierats med EBH-bidragsmedel är antalet beräknade markklasser enligt medianvärdet högre, 5, än på övriga områden, 3. Det kan bero på att dessa områden ofta är areellt mycket stora och kostsamma, att en riskvärdering alltid utförs, att det inte finns någon ansvarig för föreningen samt att det bland övriga områden finns många mindre objekt (kvarter, enskilda tomter) med få typer av markanvändning.

För 15 områden har riktvärden bara beräknats för en typ av markanvändning och djup. För ett av dessa områden (35) har två typer av riktvärden beräknats, ”konservativa riktvärden” och ”realistiska riktvärden”. Båda baseras i stort på den generella modellen, den ena enligt KM och den andra enligt MKM för området som bostäder ska byggas på. Förutsättningarna på området, stora hårdgjorda ytor, har varit motivet till att beräkna platsspecifika riktvärden. Motivet för två typer av riktvärdena var att underlätta den efterföljande riskvärderingen.

Skulle inte platsspecifika riktvärden ha tagits fram skulle knappt 200 av markklasserna ha riskbedömts med Naturvårdsverkets riktvärden för KM och drygt 100 med MKM. Framförallt skulle antalet markklasser ha varit färre. Ifall även SPIMFAB:s modell används skulle framförallt antalet KM-områden minska och istället klassas som parkmark.

5.3.2 Djup

Många utredare har utgått från SPIMFAB:s modell som till skillnad från Naturvårdsverkets inkluderar djup. Mer än fyra femtedelar av markklasserna baseras på olika djup i marklagren. SPIMFAB-modellen publicerades 1998. Användning av djup i beräkningarna ökade inte mellan år 2000 och 2004 och djup som del i riskmodellen anammades således fort.

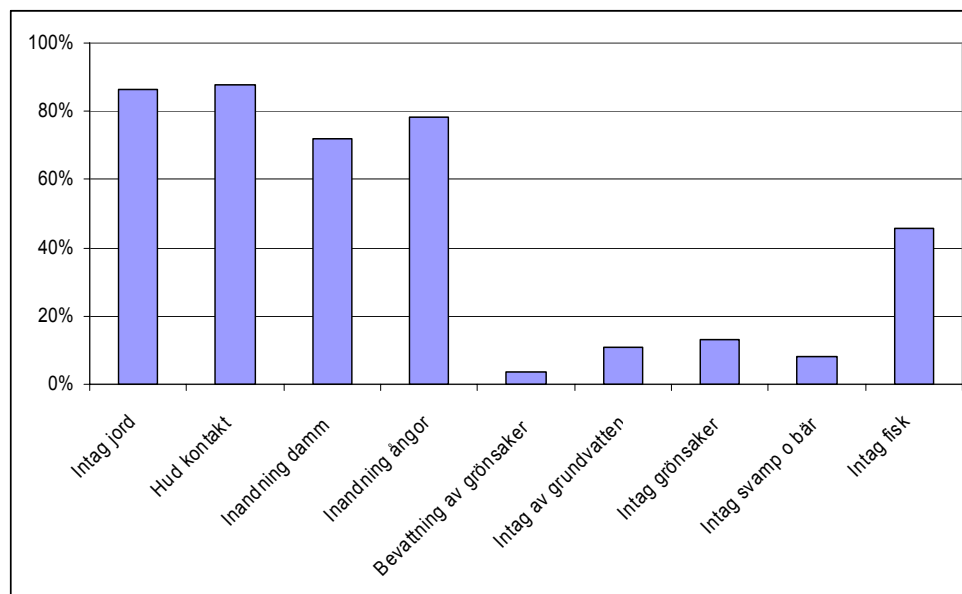
Indelningarna i djupled sker ofta med ca en meter i taget och slutar ofta i och med djupet ”djupare än 2 m”. Förfarandet motiveras med att exponeringen för människor minskar med djupet. Även växtlighet och djurliv anses exponeras mindre lägre ner i marklagren och djupen 0-0,7 m eller 0-1 m används då i beräkningarna.

5.4 Hälsa

5.4.1 Exponeringsvägar

Totalt sett har intag av och hudkontakt med jord använts mest frekvent, i nära 90 % av markklasserna, i beräkningarna av riktvärden, figur 6. Därefter har inandning av damm och ångor ansetts exponera människor, följt av fiskkonsumtion. Förtäring av grundvatten, grönsaker, bär och svamp har mindre frekvent bedömts vara potentiella exponeringsvägar. Som ses i figur 6, så är den minst frekvent använda av exponeringsvägarna som visas i figuren ”bevattning av grönsaker”. Denna exponeringsväg ingår inte i Naturvårdsverkets generella modell, och i de fall intag

av grundvatten har beaktats innebär detta ett skydd även för bevattning. Att det är just direktintag av jord och inandning av jord, damm och ångor som är mest modellerade är naturligt då dessa exponeringsvägar oftast är aktuella oavsett markanvändning. Exponering via bevattning (19, 55, 64) och bad (64) har också beaktats i riskbedömningar, men har inte bedömts utgöra en risk på de aktuella områdena. Även exponering för kräftor och via sediment har riskbedömts (55), och hudkontakt och intag av sediment bedömdes utgöra möjliga risker för den senare källan. Källare och garage har för övrigt getts skyddsfunktioner genom att exponeringen i lägenheterna minskar genom en större utspädning beroende av byggkonstruktionen. En annan konstruktion som bedöms minska exponeringen via ånga är användningen av radonsäker platta.



Figur 6. En sammanställning av frekvensen över använda exponeringsvägar i beräkningar av platsspecifika riktvärden för alla markklasser på samtliga 80 områden.

Det är huvudsakligen exponeringstiden som har ändrats vid beräkningen av de platsspecifika riktvärdena. Ändringarna har ibland varit små, andra gånger har exponeringstiden satts till noll och därmed uteslutits. Adsorptionsfaktorer, upptagshastigheter, dammhalter etc. har bara i enstaka fall redovisats justerade. Dammhalten har förändrats i utredningen om fyllnadsmassor (49). Undersökningar av partikelhalter och typ av partiklar från Stockholm samt källor till damm i stadsmiljöer, har ingått som platsspecifika data. Dessutom har damning relaterad till årstid, dvs. att snö täcker stora ytor under ena halvan av året, tagits med i modellen. Dammhalter uppmätta i regionen har också använts i en utredning för bostadsbebyggelse (37). I Falu tätort har exponeringen via damm bedömts vara större i grönområden än i Naturvårdsverkets generella modell (72). På ett industriområde bedömdes hela fraktionen damm vara förorenad (64).

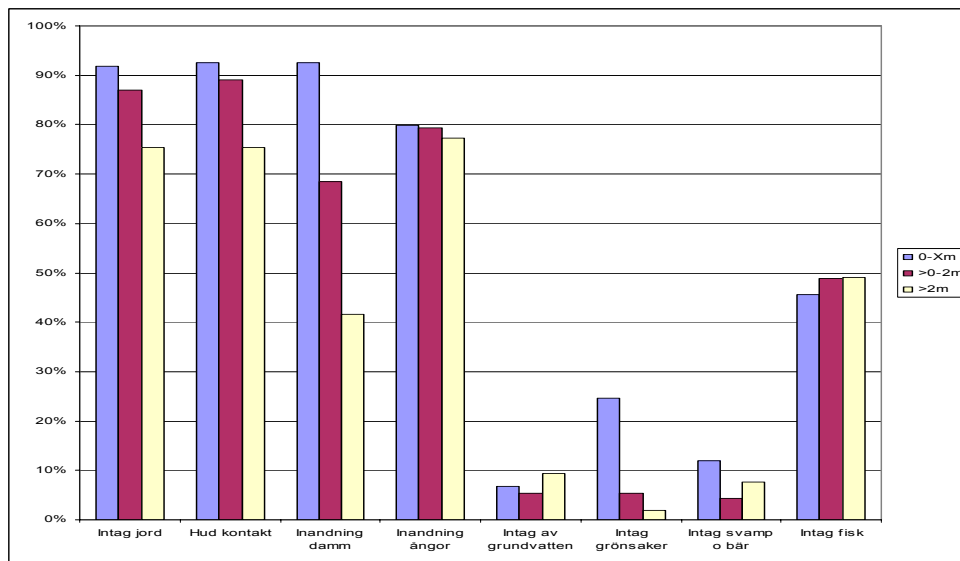
Ett annat undantag är arbetet där intag av jord och hudkontakt beräknades utifrån MDEP (Massachusetts Department of Environmental Protection 1994)

scenario "S3" istället för scenario "S2", dvs. räknat med kort och intensiv exponering, men totalt sett lägre exponering via dessa vägar, jämfört med den generella modellens (19).

Av de 15 modeller som ingår i en jämförande studie av riskbedömningsmodeller (NICOLE 2004), är det bara i den svenska och norska som ekotoxikologisk riskbedömning ingår. I jämförelsen av doser via respektive exponeringsväg har den norska men inte den svenska generella modellen ingått p.g.a. att Norge har ett officiellt beräkningsverktyg. De två modellerna är emellertid jämförbara i sin uppbyggnad. Dosen som fås vid exponering för jord via intag och hudkontakt skiljer inte mellan den norska och de flesta övriga modeller, medan dosen vid inandning av damm utomhus beräknas högre med den norska modellen. Författarna till NICOLE-utredningen förklarar den högre dosen via damm med längre exponeringstid, hela dagen istället för två timmar. Inandning av damm har använts minst av de fyra exponeringsvägar som ingår i modellen för MKM, figur 6. Det beror sannolikt på att den branschspecifika modellen (SPIMFAB) från 1998 anammats, dvs. antaganden om exponering för damm ner till 0,7 m. Denna avgränsning i djupled för damm ingår inte i den generella modellen från 1997. Exponering av damm har inte ändrats oftare än någon annan exponeringsväg jämfört med den generella modellen.

5.4.2 Exponering vid olika djup

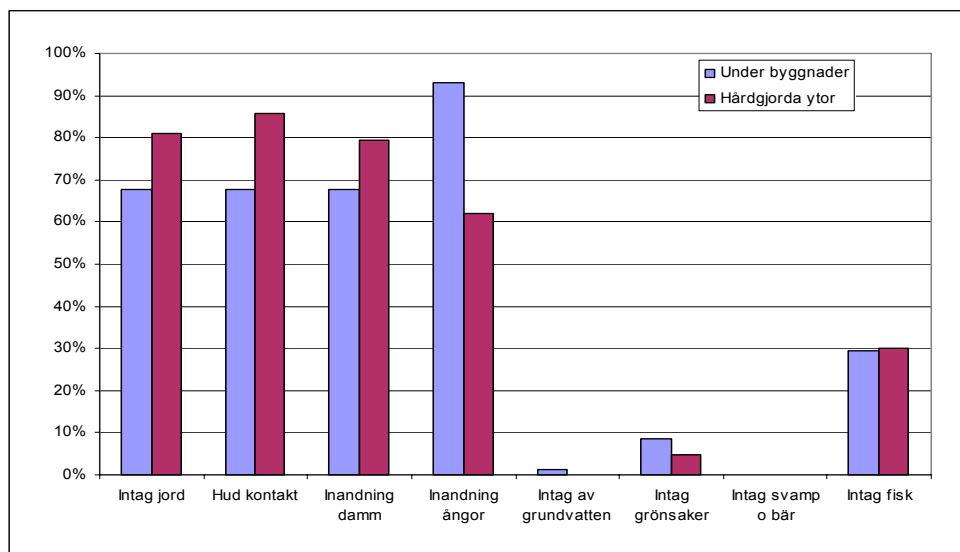
Med djupet ändras sannolikheten för exponeringen för föroreningarna för människor, vilket beaktats när platspecifika riktvärden tagits fram, figur 7. Markklasserna i figuren tillhör såväl bostadsområden som industrimark, i liknande omfattning för respektive djup (förhållandet 3:2, totalt 298 markklasser). Då många olika djupindelningar används av olika utförare för olika objekt, har djupen delats in i tre kategorier i sammanställningen. När jord förekommer i ytan har de klassats tillhöra 0-x m, och kan alltså vara jord i de översta 0,3 m eller obegränsat ner i marken. Mark som ligger strax under jordytan ner till 2 m har förts ihop i kategorin >0 – 2m. Ytterligare en stor kategori gäller mark under 2 m. Framförallt har exponering via damm ansetts minska med djupet, i enlighet med SPIMFAB:s modell, medan föroreningar i gasfas har beaktats oavsett djup, om än med högre utspädning från djupare lager. Då förekomst av föroreningar i fisk är oberoende av på vilken nivå i marken ämnena förekommer, är denna exponeringsväg medtagen i beräkningarna ungefär lika ofta för markklasser på olika djup. Detsamma gäller grundvattenintag men här är djupare marklager överrepresenterat. Exponering via grönsaker förväntades nästan bara i det översta marklagret, men intag av grönsaker, svamp och bär har även funnits med vid bedömning av mark under 2 m. Därmed inte sagt att riktvärdena påverkas av att exponeringsvägen finns med i beräkningarna. Däremot minskar det restriktionerna av användning av marken.



Figur 7. Frekvens av beaktade exponeringsvägar vid olika djup i marken. Respektive djup utgörs av markklasser från alla typer av markanvändning. Exponeringen av intag av grönsaker har beräknats avta med djupet, till skillnad mot exponering från intag av fisk.

5.4.3 Under byggnader och hårdgjorda ytor

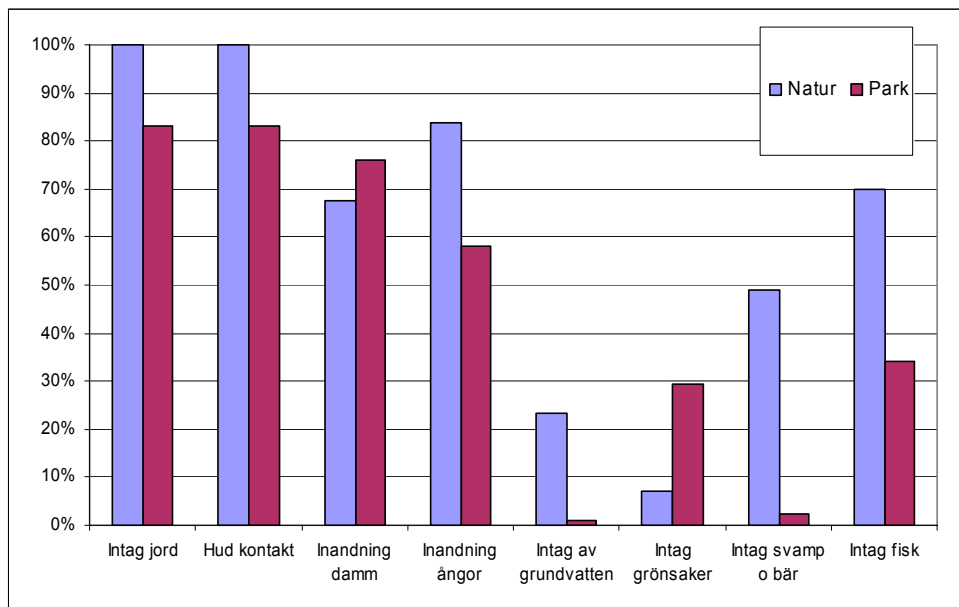
Minskad åtkomlighet i de fall då marken bebyggs eller hårdgörs (asfalteras eller grusas) har varit motiv till att anta att grönsaker från platsen inte äts lika ofta som från t.ex. ytliga marklager, figur 7 och 8. Ångtransport av föroreningar har beaktats framförallt under byggnader, figur 8. Medan markanvändningen under byggnader innebär exponering bl.a. inomhus, innebär hårdgjorda ytor bara exponering utomhus. I SPIMFAB-modellen beräknas utomhusluft spädas ut 100 gånger mer än luften i byggnader, medan den generella modellen från 1997 inte inbegriper utomhusluft.



Figur 8. Frekvens av beaktade exponeringsvägar för jord under byggnader respektive hårdgjorda ytor. Framförallt har risken baserats på att få i och på sig jord samt exponering via luften.

5.4.4 Parkmark och naturmark

Fastän parkmark och naturmark kan låta som relativt liknande markanvändning skiljer sig frekvensen i användningen av exponeringsvägar i beräkningarna åt, figur 9. Många utredningar gäller markanvändning som motsvarar parkmark ("grönområden", "gårdsmark" och "grönytor", 88 markklasser). De som motsvarar naturmark (43 markklasser) har nästan alla samma konsult som utförare. Skillnaderna kan därför delvis tillskrivas utredarna. Men Parkmark ligger oftare i anslutning till bostäder och här har intag av grönsaker inkluderats, medan Naturmark erbjuder bär och svamplockning. Exponeringsvägen "intag av grönsaker" har säkerligen använts även i fall där det egentligen är fråga om bär, och vice versa. Intag av jord och hudkontakt har beaktats som exponeringsväg i alla markklasser inom markanvändningen Naturmark, också för jord längre ner i marken.



Figur 9. Frekvens av beaktade exponeringsvägar för markanvändning natur och park. Grundvattnet har oftare bedömts som möjlig exponeringsväg vid markanvändningen naturmark än parkmark.

5.4.5 Inga eller få medräknade exponeringsvägar samt ändringar

I riktvärdesberäkningarna för tio markklasser har ingen humanexponering beaktats (9, 31, 53, 65, 68, 69, 79). I häften av fallen gäller det jord under 2 m, övriga jord från 0,7 eller 1,5 m ner under hårdgjorda ytor respektive gårds- och parkmark. Närliggande ytvatten har bedömts vara skyddsobjekt för markklasserna och styrt riktvärdena på sex av de sju markklasser där det varit möjligt att härleda riktvärdesstyrningen.

I 21 markklasser har inandning av ånga bedömts vara den enda exponeringsväg av betydelse för människor. I samtliga fall utom ett är marken helt eller delvis bebyggd. När två exponeringsvägar använts i beräkningarna har dessa varit ångtransport och fiskkonsumtion gällande mark under byggnader, med ett undantag.

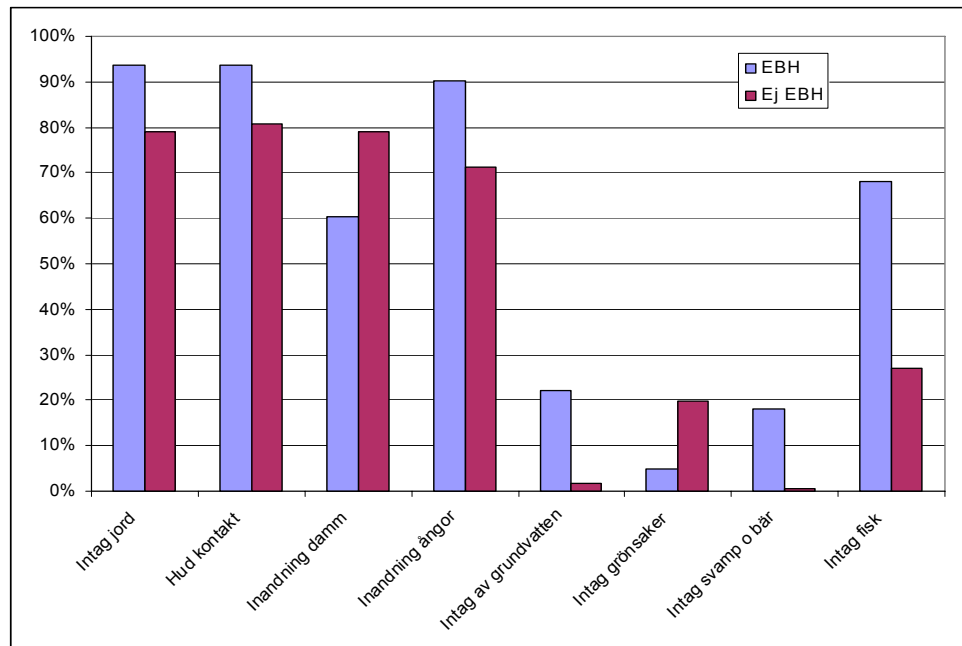
Jämförelser mot Naturvårdsverkets generella modell

Om varje markklass kategoriseras enligt Naturvårdsverkets generella modell från 1997 (Naturvårdsverket 1997a och b), dvs. utan indelning i djupled, har exponering via intag av jord, hudkontakt, inandning av damm och ångor ändrats för ca 80% av markklasserna, med liten skillnad mellan KM- och MKM-markklasser. Ändringarna kan innebära såväl längre som kortare exponeringstid, för det är oftast exponeringstiden som har ändrats, men kortare tid på platsen dominerar. För ånga har även ändrade antaganden för utspädningen mellan luft i jord och inomhus gjorts. På sju områden finns markklasser där inga ändringar gjorts i antaganden om exponering för människa, men där skyddet av framförallt när markmiljön bedöms anorlunda än i den generella modellen. Platsanpassningar av den generella modellen varierar från att inga förändringar gjorts med avseende på hälsa till att alla exponeringsvägar bedömts skilja sig från den generella modellen från 1997. Därtill kan andra antaganden angående spridning och skyddsvärde hos markmiljö ha gjorts.

Jämförs medräknade exponeringsvägar på alla områden som skulle klassats som KM respektive MKM, har intag av jord, hudkontakt och inandning av ånga bedömts vara något vanligare exponeringsväg på MKM-områden än KM-områden. Detta beror troligen på att en större andel markklasser avser bebyggd jord på KM-områden än på MKM-områden. När t.ex. bostäder byggs minskas ibland exponering via ånga med radonsäker platta, varpå exponeringsvägen uteslutits i beräkningarna. Fiskintag har ingått i knappt 50 % av alla riktvärdesberäkningar, figur 6, oavsett om marken ska användas för bostäder eller industri. I den generella modellen beräknas fiskexponering enbart vid känslig markanvändning.

5.4.6 Beställare och utförare

När alla markklasser på EBH-bidragssområden jämförs med alla övriga områden, skiljer sig frekvensen i exponeringsvägar som bedömts relevanta, figur 10. Frekvensen beror på vilken typ av områden som utretts, figur 3 och 5, men också på utförarna. De flesta utförare har valt att i några fall, framförallt på djupet, anta att ingen exponering för intag av jord sker alls, medan den utförare som beräknat merparten av de platsspecifika riktvärdena på EBH-bidragssområden inte i något fall helt har uteslutit intag av jord och hudkontakt, även om exponeringstiderna förändrats.



Figur 10. Frekvens av beaktade exponeringsvägar i riktvärdesberäkningar på områden som finansierats med statliga EBH-bidrag respektive områden utredda med annan finansiering.

5.4.7 Bakgrundsexponering

För bly, nickel, dioxiner, kadmium och kvicksilver anses exponeringen från andra källor än jord, bakgrundsexponeringen, vara så stor att det påverkar acceptabla halter i jord (Naturvårdsverket 1997b). Exempel på andra källor är mat, amalgam och luft. Bakgrundshalter kan mätas i omgivande miljö och kan vara ”naturliga” halter. Arsenik är ett exempel på ett grundämne som i vissa delar av Sverige förekommer i relativt höga halter i grundvatten beroende på typ av berggrund. Bakgrundshalter kan eventuellt påverka bakgrundsexponeringen, medan bakgrundsexponering inte påverkar bakgrundshalter. Från utredningarna framgår det att en viss begreppsförvirring råder mellan bakgrundshalter och bakgrundsexponering.

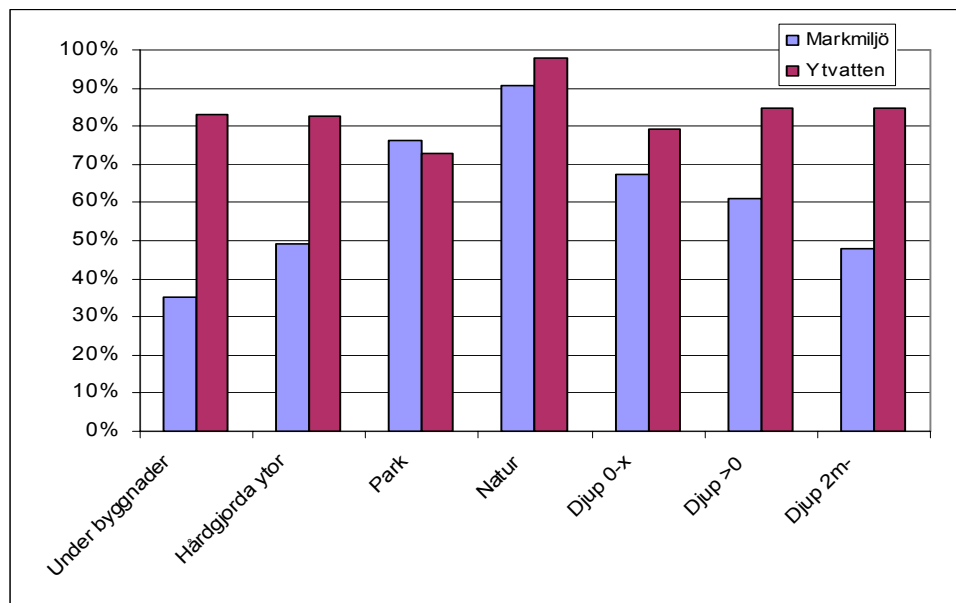
När föroreningssituationen för Falu tätort riskbedömdes, utvärderades bakgrundsexponeringen i området utförligt (72). I två andra utredningar anges att ingen hänsyn tagits till bakgrundsexponering. Motivering saknas, och eftersom hälsa styr två riktvärden av ämnena ovan, blir riktvärdena högre än med justering. Ibland saknas motivering till uteslutande av bakgrundsexponering, men förfarandet har ändå redovisats. Det har varit svårt att utläsa huruvida bakgrundsexponering har beaktats. För andra utförare är justeringen självklar och redovisas inte av den anledningen.

5.5 Miljö

Sett ur markklassynpunkt skyddas markmiljön mindre ofta än ytvattenrecipienten, framförallt under byggnader och hårdgjorda ytor, figur 11. Sett till hela områden så skyddas mark och ytvatten nästan lika ofta, ca 80 % av områdena. Ibland finns inga ytvatten att skydda, andra gånger anges att data för ämnet saknats för att beräkna skydd av ytvattenrecipient. Ju längre ner föroreningar förekommer, desto mindre

risk antas de utgöra för organismer i marken, på motsvarande sätt som för människor. Eftersom ytvattenrecipienten kan påverkas av föroreningar oavsett vilket djup de förekommer på och spridning kan ske via grundvatten från omgivningen även om den förorenade ytan är övertäckt, har inte markanvändning och djup inneburit lika stora skillnader i riskbedömningen som för markmiljön. Naturmark innebär det största skyddet för djur och växter på platsen och i intilliggande vatten, i nästan alla beräkningar har ytvatten ingått som skyddsobjekt.

I denna sammanställning har noterats huruvida spädningsförhållandena för objektet i och till ytvattenrecipienten angetts vara mindre, större eller desamma som i Naturvårdverkets generella modell. För över hälften av områden skiljer sig utspädningen. I några fall redovisas inga uppskattningar av grund- och ytvattenförhållanden eller förväntad spridning och återfinns inte heller i den marktekniska undersökningen, men de generella antagandena har använts. I andra fall anges skyddet av markmiljön innebära skydd även för närliggande vatten (24, 45, 53, 67, Naturvårdsverket 1997 b). För att ta hänsyn till att andra verksamheter påverkar vattnet, har endast en tiondel av ytvattenrecipientens utspädningskapacitet utnyttjas för ett objekt (30). Tas recipientens hela kapacitet i bruk för ett område finns naturligtvis risken att recipienten överbelastas.



Figur 11. Hänsyn tagen till markmiljö och ytvattenrecipient för respektive markanvändning och djup, baserat på markklasser vid beräkning av platsspecifika riktvärden.

Flera utredare har påpekat svårigheten att ta fram platsspecifika ekotoxikologiska data, framförallt för markmiljön. Istället har multipliceringsfaktorer använts, på liknande vis som ekotoxikologiska data i den generella modellen beräknades från holländska riktvärden. De svenska riktvärdena för markmiljö (KM) togs fram genom att ekotoxikologiska HC50-värden (Hazardous concentration 50 %) dividerades med två. Dessa HC50-värden är en nivå bestämd ur en statistisk modell vid

vilken möjliga negativa effekter kan uppstå för hälften av arterna och de biologiska processerna (Posthuma et al 1998). Multiplieringsfaktorer har använts för 20 % av områdena (inte av markklasserna). Därtill har miljöskyddet som utifrån markanvändningen motsvarat KM ofta ändrats till MKM, vilket också är en typ av faktorändring. När faktorer har använts har inte resonemang förts om vilket egentligt skydd de beräknade riktvärdena innebär.

Även riktvärden för ytvatten har ändrats med faktorer, men oftare har ändringar skett med avseende på uppdateringar och komplettering av ekotoxikologiska data. Naturvårdsverkets ytvattenkriterier, holländska (RIVM) och kanadensiska (CCME) data är några av de källor och data som har använts.

På åtta områden har varken mark eller vatten tagits med i beräkningarna av riktvärden. För två områden kan detta sägas bero på utformningen av uppdraget, dvs. enbart hälsa har varit av intresse för beställaren. På två andra områden har miljö riskbedömts separat. Hade både hälsa och miljö ingått i beräkningarna hade riktvärdena blivit lägre. Ett exempel är en pågående verksamhet som har förorenat omgivningen och negativa effekter i ytvatten ska förhindras, men omgivande vatten har inte ingått i riktvärdesberäkningarna eller riskbedömts.

5.6 Markens egenskaper

Markens egenskaper påverkar såväl spridning av föroreningar som direkt exponering av människor, växter, djur och andra organismer. I Naturvårdsverkets generella modell har en fördelningskoefficient K_d , fördelningen mellan vatten och jord, använts. Dessa värden togs fram genom uppskattning byggd på erfarenheter i referensgruppen för det projektet. Adsorption av organiska ämnen korrelerar till andelen organiskt material, då organiska oladdade föreningar löser sig dåligt i vatten. K_d -värdet kan därför beräknas utifrån föreningens fördelning i vatten och oktanol (organisk fas). Organiska ämnen samt kvicksilver fördelar sig även till luftfas, varför Henrys konstant H används i beräkningarna.

Hantering av spridning av föroreningar via grundvatten för bedömning av påverkan på ytvatten, redovisas under rubriken Miljö 3.5. Utredningarna som redovisar användningen av platsspecifika markdata som densitet och andel luft i mark är få. Dessa parametrar varierar lite jämfört med variationen i tid som människor befinner sig på platsen, exponeringstiden, och har därför lägre inverkan på riktvärden. Ur ett längre perspektiv kan markegenskaperna vara mer beständiga än förutställningarna för vistelsetiden på området.

5.6.1 Organiskt kol

För mindre än hälften av områdena, 40 %, har redovisats huruvida kolhalt i marken beaktats vid beräkningar. På knappt en fjärdedel av platserna anges att andelen organiskt material eller kol har mätts. Övriga har angett att man antagit en halt, ofta generella modellens 2 %, och har bl.a. motiverats med att andelen organiskt material skiljer mycket över området. Majoriteten har inte redovisat hur denna egenskap hos marken har hanterats. När hänsyn har tagits till markens genomsläpplighet enligt SPIMFAB-modellen, kan en viss anpassning till platsen sägas ha gjorts, då

genomsläpplig mark definieras ha hälften så hög kolhalt i översta marklagret som normaltät och tät mark (Naturvårdsverket och SPI 1998). Det är framförallt spridningen av organiska föreningar som påverkas av andelen kol i marken, metaller påverkas generellt inte på samma sätt. Något uppenbart samband mellan typ av förorening (t.ex. dioxiner, PCB, kvicksilver) och uppgifter om kol har dock inte hittats, eller att lakteter har använts istället. I modellen från 1997 (Naturvårdsverket 1997 a och b) ges inga begränsningar för korrigering i spridningsberäkningar med avseende på kolhalt, medan modellen för bensinstationer (Naturvårdsverket och SPI 1998) begränsar justeringen till att omfatta intervallet 0,5-15 % organiskt kol, därutöver antas korrelationen inte gälla. Korrigeringsfaktorn skiljer i djupled, liksom andelen kol. För PAH:er i översta marklagret (t.o.m. 2 m) har extra säkerhet antagits genom att inte korrigera för kol. Typ av kol är viktig för adsorptionen av denna grupp av föreningar (Ribes et al 2003). Uppgiften om andel kol har använts för att uppskatta spridning av organiska föroreningar via vatten och ånga, men inte för ekotoxikologiska beräkningar, se rubriken Biologiska undersökningar 3.7.

5.6.2 Genomsläpplighet

Markens genomsläpplighet har påverkat beräkningar av spridning med vatten och ånga. Exponering via ånga begränsar de generella riktvärdena för kvicksilver, klorbensener, BTEX och lösningsmedel av den typ som bl.a. använts vid kemtvättar, samt nästan alla branschspecifika riktvärden för f.d. bensinstationer vid MKM (Naturvårdsverket 1997a och 1998). I den senare modellen skiljs genomsläpplig, normal och tät mark åt. På minst 11 av de 80 områdena har marken ansetts genomsläpplig vilket inneburit att utspädningen mellan porluft och luft i bostäder är betydligt lägre än i den tidigare modellen.

5.6.3 Bakgrundshalter

Framtagandet av platsspecifika riktvärden för Falu tätort baseras på höga bakgrundshalter av bl.a. koppar och bly, som hänger samman med regionens geologiska utformning och verksamhet, gruvindustrin (72). Bakgrundshalter av såväl damm som föroreningar i damm ligger som underlag för riktvärdena för fyllnadsmassor i Stockholm (49). Analyser av jord från området användes tillsammans med publicerade regionala data när riktvärden beräknades för en f.d. glasbrukstomt (74). I hälften av utredningarna framgår det att föroreningsnivåer i omgivningen beaktats i beräkningarna av riktvärden, men i flera fall har det varit svårt att bedöma om hänsyn tagits till bakgrundsnivåer. Arsenik, kobolt och dioxiner förekommer i halter i omgivningarna som tangerar och ibland överskrider de halter som generellt anses bör underskridas (Naturvårdsverket 1997b). Denna justering av riktvärdena efter sammanvägning mellan hälsa och miljö är m.a.o. inte riskbaserad men uppenbart nödvändig. I Norge, vars modell har stora likheter med den svenska, undersöks nästan alla områden med avseende på naturliga halter, vilket hänger samman med modellens utformning. I tätbebyggda områden har även bakgrundshalter av PAH:er uppmätts som överlappar de generella riktvärdena (Göteborgs stad 2003). Bakgrundshalterna påverkar även bakgrundsexponeringen av människor, djur och växter, och kan därför vara en anledning både till att justera upp som ner riktvärden.

5.6.4 Surhetsgrad

Uppgifter om att pH har mätts i jord har påträffats i minst fem utredningar, därtill har pH mätts i vatten. Enligt Posthuma (1998) är kännedom om markens surhetsgrad viktig i bedömningen av biotillgänglighet av metaller som zink, inte minst för att pH påverkar ämnets löslighet i vatten. Också för organiska föroreningar som kan joniseras, såsom klorfenoler, påverkar pH biotillgänglighet och även fördelning i jord respektive vattenfas.

5.6.5 Lakteter

Lakteter har utförts på jord från en tredjedel av alla områden. I sammanställningen finns uppgifter om att mellan ett till sjutton prover har lakats vid respektive område. Såväl lakteter som liknar de naturliga förhållandena som mer extrema förhållanden har använts: lakning i kolonn, skakning, centrifugering, sekventiell och tillgänglighetslakning.

Standardiserade lakmetoder finns tillgängliga för metaller, men inte för organiska föreningar än så länge. Organiska ämnen kan vara svåra att testa lakning på av samma anledning som de är besvärliga att provta i vatten, dvs. vattenskyende egenskaper och låg vattenlöslighet. I ett arbete studerades lakbarheten av organiska ämnen (alifatiska kolväten och PAH) (31), och svårigheter med denna typ av lakteter konstaterades. Även oorganiska ämnen kan vara svåra att bestämma lakningsbenägenhet för. I preliminära tester som utförts inom Marksaneringscentrum Norr, ökade lakbarheten av arsenik betydligt då förhållandena i skaklaktetet ändrades från de standardiserade oxiderande, till reducerande förhållanden som är ganska vanligt förekommande i t.ex. gamla deponier (Kumpiene 2005).

Lakteterna har använts för att uppskatta ämnenas fördelning mellan vatten och jorden, Kd. En kombination av lakteter och kemiska analyser av jord och grundvatten har använts av en utförare för att ta fram Kd-värden (62, 71, 73, 74, 75, 78). Hälften av de beräknade fördelningskoefficienterna från områdena, dvs. 12 serier, ingår i sammanställningen och inga av dessa underskrider de uppskattade Kd-värdena i den generella modellen.

5.7 Biologiska undersökningar

I samband med insamlingen av rapporter om beräkning av platsspecifika riktvärden samlades även information om användningen av biologiska tester in. Informationen efterfrågades framförallt från länsstyrelser och inte i samma grad från kommuner. Eftersom biologiska tester och undersökningar används i olika skeden av undersökning av ett förorenat område, är insamlingen inte på något vis heltäckande.

Biologiska undersökningar kan syfta till att uppskatta risker för såväl människa som miljö, t.ex. kemisk analys av fisk, där testet ger information om risk via exponeringsvägen intag av fisk och om miljöbelastningen. Andra biologiska undersökningar används enkom för miljöriskbedömning, som t.ex. microtoxtester. Biologiska undersökningar har utförts på eller kring minst tretton områden. Flera av de biologiska undersökningarna har utförts utanför själva arbetet med det förorenade

området, bl.a. på initiativ av kommuner och vattenförbund. I tabell 1 har biologiska undersökningar och de resultat som redovisas i utredningarna sammanställts.

5.7.1 Toxicitet

På tre områden har test utförts av direkt toxicitet (2, 31, 55). I ett test har fiskyngel använts. Individer som fortfarande utvecklas är oftare känsligare för störningar än individer som bara upprätthåller och inte utvecklar funktioner. Microtoxtester av porvatten från sediment utanför ett annat område testades och visade mycket stor påverkan jämfört med de riktvärden som anges i metodiken för inventering av förorenade områden (Naturvårdsverket 1999a). I denna undersökning relaterades resultaten direkt till de bedömningsgrunder som tagits fram just för förorenade områden (Naturvårdsverket 1999b). Jord från det tredje området testades med såväl växter (engelskt rajgräs och vitklöver) som djur (ringmask). Toxiciteten på växter studerades genom att mäta tillväxt av skott och rötter, vilket är ett relativt rättframt sätt att mäta påverkan, dessutom en påverkan som har relevans för växtens funktion. Kokongantal och tiden det tog innan de kläcktes användes som mått på toxicitet hos en liten ringmaskart. Innan testet hade jorden vattenextraherats och extraktet gjutits in i agarplattor. Genom att använda flera olika arter har påverkan p.g.a. olikheter i känslighet minskas något. Dessa tester togs fram år 1999 av IVL (IVL 2002), men har enligt uppgift hittills använts sparsamt.

Övriga undersökningar har fokuserat på förekomst, spridning och biotillgänglighet genom bottenfaunaundersökningar och analyser av metaller och organiska föroreningar i organismer i närliggande vatten. Eventuella toxiska effekter avspeglas framförallt i artrikedom, artsammansättning och individtäthet.

Tabell 1. Typ av biologiska undersökningar på och kring områden som platsspecifika riktvärden beräknats för samt resultatet av undersökningarna.

Undersökning	Resultat	Område nr	Föroreningar
Vatten från stor recipient och grundvatten användes för subletaltest på zebrafiskyngel.	Inga effekter nedströms anläggningen kunde spåras, smärre effekter av grundvattnet.	2	As, Cr, Cu, Zn, Pb
Kemisk analys av metall- och arsenikhalt i fiskmuskel	Låga halter i fiskmuskel.	3	Metaller, PAH, olja
Metaller i abborrlever och kvicksilver i abborrmuskel, Vegetationsundersökning, Metaller, PAH och PCB i snäcka, Lymnaea. Upptag i vattenmossa.	Förhöjda metallhalter i abborrlever. Ingen av testerna pekade mot endast en föroreningskälla, förutom föroreningar i snäcka.	13	Metaller, alifater, aromater, PAH, PCB, dioxiner
Rot- och skotttillväxt på engelskt rajgräs och vitklöver, upptagstest i engelskt rajgräs, reproduktionstest på ringmask (vattenextrakt av jord i agar).	Hög halt olja och PAH gav effekt på rot- och skotttillväxt vitklöver, metaller och låg halt olja och PAH gav ingen effekt på tillväxt. Inga effekter på antal kokonger men på kläckningstid.	31	Metaller, alifater, PAH, klorerade etener
Bottenfaunaundersökning av å.	Tidigare oljeläckage påverkade bottenfaunan, men inte bestående. Lokalen nedströms bedöms ha "mycket höga" naturvärden p.g.a. flera ovanliga arter.	51	Metaller, alifater, aromater, PAH
Microtox-tester av porvatten från sediment.	Microtox-tester visade på mycket stor påverkan utanför tjärtippen, trolig påverkan av punkt-källa uppströms, jämförda mot Naturvårdsverket 1999a.	55	Bl.a. PAH, Zn, Cd och Cr
Bottenfaunaundersökning, nedbrytningsförsök med löv.	Korrelation mellan ekosystemens struktur och funktion, och metallgradient.	59	Metaller, alifater, aromater, PAH
Analyserat Hg och dioxiner i abborre, bottenfaunaundersökning, strömevande och profundal fauna, provfiske, undersökning nattsländelarver.	Överlag normal fauna (fisk, strömbotten och profundal, istidsreliker i den senare), ev påverkan även på referens, mundelsskador fjärdermygglarver.	64	Metaller, dioxiner, PAH, kvicksilver
Bottenfaunaundersökningar	Bottenfauna starkt påverkad	70	Klorfenoler, dioxiner
Metallförekomster i mossa och sallad från området. Iakttagelser av förorenad brytning.	Relativt lågt metallupptag i växter, störningar i förorenad brytning.	72	Metaller
Metallanalys av vatten, vattenmossa och musslor från närliggande sjö. Bottenfaunaundersökning.	Mycket förhöjda arsenikhalter i bl.a. vattenmossa, förhöjda halter krom i vattenmossa och musslor. Stor art- och individrikedom. Mycket höga naturvärden.	73	Metaller, PAH
Bottenfaunaundersökning i å har utförts, naturvärdesbedömningar.	Rödlistade arter påträffade, måttliga naturvärden till riksinnes, för olika vatten.	74	Metaller, PCB, PAH, petroleum
Vattenmossa placerades ut längs industriområdet.	Halter mättes i vattenmossan och indikerade inte spridning av kvicksilver från kloralkalifabriken.	78	Metaller, kvicksilver, PAH, dioxiner

5.7.2 Skyddsobjekt

Kännedom om arter och naturvärden är en förutsättning för att kunna avgöra vilka skyddsobjekt man har att ta hänsyn till vid utformandet av riktvärden och riskbedömning. Ofta kommenteras miljön för området i utredningarna om platsspecifika riktvärden med att industriell verksamhet pågått länge, att ytor är hårdgjorda etc., varför miljövärdet sätts lågt. Markanvändningen på de områden som biologiska undersökningar gjorts för, är både känslig och mindre känslig, ofta båda delar. Markanvändningen på tre områden som undersökts skulle med den generella modellens indelning av markanvändning vara MKM (3, 51, 55).

Alla områden utom ett som har berörts av biologiska undersökningar, har be- kostats av s.k. EBH-bidragsmedel. Det innebär inte att EBH-bidragsmedel finansierat alla dessa biologiska undersökningar, eftersom flera undersökningar utförts i andra sammanhang och på initiativ av andra aktörer. Därtill kommer eventuella undersökningar som inte fångats upp i den här sammanställningen.

På ett område testades själva jorden i större omfattning. I ett av testerna nyttjades visserligen vattenextrakt av jord i agar, ett steg som kan ha stor påverkan på den toxiska effekten beroende på förorening, men matrisen jord har ändå testats. I Naturvårdsverkets rapportserie om förorenade områden ingår en handledning för analys- och testmetoder av förorenad mark med microtoxtester anpassad för jord (Naturvårdsverket 1999b). Jord är i flera avseenden en svårare matris än vatten att bedöma exponering för, eftersom jord även inkluderar vattenfasen och därmed de fördelningsförhållanden som gäller för olika föroreningar och jordarter. Även organismernas nicher och beteende varierar stort för markmiljön. Övriga undersökningar rör antingen grundvatten, ytvatten eller sediment.

5.7.3 Organiskt kol

Kolhalten har inte redovisats ha använts för att beräkna platsspecifika ekotoxikologiska data, trots att biotillgängligheten påverkas av andelen organiskt material (Van Gestel 1990). En låg andel organiskt material innebär lägre adsorption och högre tillgänglighet för biota via vattenfasen. I det holländska arbete vars ekotoxikologiska data används för markmiljö i Sverige, har ekotoxikologiska data för såväl metaller som organiska ämnen korrigerats för innehåll av organiskt material (Den-neman and Van Gestel 1990). Innehållet av organiskt material är f.ö. högre, 10 % (dvs. ca 6 % organiskt kol), än i den jord som vi i Sverige vanligtvis beräknar platsspecifika riktvärden för.

5.7.4 Organismer som provtagare

Organismer fungerar för en del ämnen som passiva provtagare (egentligen är det de passiva provtagarna som fungerar som organismer), genom att de ackumulerar föroreningar från vatten och/eller sediment under en längre tid och på så vis kan dels ge ett mått på föroreningsnivån över tiden, dels anrika föroreningar så att de kan detekteras. Föroreningar som är mycket vattenskyende och fettlösliga, som t.ex. PCB:er och dioxiner, kan återfinnas i organismer som fisk utan att kunna påvisas i ren vattenfas, om inte mycket stora mängder vatten analyseras. Miljöns påverkan

på biotillgängligheten fångas också upp i analysen av organismer. Däremot kan föreningar som bryts ner av organismerna gå förlorade. Som nämnts används även passiva provtagare för provtagning av vatten och luft. När de används i vatten härmar de organismer i upptaget av biotillgängliga föroreningar, dvs. föroreningar som är lösta i vattnet och inte adsorberade till partiklar.

5.7.5 Biologiska undersökningar och riktvärden

Huruvida de biologiska undersökningarna har påverkat de platsspecifika riktvärdena har varit svårt att utläsa ur utredningarna. Testerna av markens toxicitet på växter och maskar nyttjades dock inte för beräkningar av platsspecifika riktvärden i det underlag som ingår i sammanställningen, trots att testerna i delar liknar de tester som ligger till underlag för de generella riktvärdena. Undersökningar som påvisat spridning av föroreningar i vattendrag kan ha påverkat riktvärden, liksom upptaget av metaller i växter användes i beräkningarna av hälsobaserades riktvärden, exponering via grönsaker. Därutöver kan möjligtvis korrektionsfaktorer beroende på jordart enligt SPIMFAB-modellen ha nyttjats (Naturvårdsverket och SPI 1998). I själva bedömningarna av huruvida det finns risk för negativa effekter på miljön (miljöriskbedömningar) har dock resultaten från de biologiska undersökningarna använts i flera fall.

5.8 Riktvärden

De riktvärden som beräknas ska vara halter som inte utgör risk för människor och miljö. I Naturvårdsverkets generella modell har risknivån satts till ökad cancerrisk under en livstid för en av 100 000 människor. Dessa halter vägs sedan samman i en riskvärdering mot andra hänsyn som ekonomiska, psykologiska och tekniska faktorer för att ta fram mätbara åtgärds mål.

I flera utredningar har både beräknade och ”föreslagna” riktvärden angetts. De senare har justerats t.ex. i samråd med miljökontor, m.a.p. policy hos beställare eller av praktiska skäl såsom hantering av förorenade massor. Här i sammanställningen har beräknade och föreslagna riktvärden skiljts åt.

5.8.1 Platsspecifika riktvärden

Platsspecifika riktvärden redovisas inte i sammanställningen för tolv områden, antingen p.g.a. att inga beräknade utan bara föreslagna riktvärden angetts, eller för att riktvärden för människa och miljö har presenterats separat i utredningarna.

Riktvärden har i två arbeten angetts som intervall (18, 80). Intervallen har baserats på multiplicering av riktvärden för markmiljö med faktorer som 1-2, 3-5 och 5-10.

Riktvärden som innebär obegränsade halter för en eller flera föreningar eller grundämnen har presenterats för 16 % av områdena. Det är främst för zink och tyngre alifatiska kolväten (>C16-C35) som höga halter angivits (på hälften av områdena med riktvärden utan begränsningar). Dessa ämnen har också de högsta generella riktvärdena (Naturvårdsverket 1997 och 1998). Riktvärden beräknas även för ämnen som inte uppmätts i höga halter på platsen. Under kontor ansågs inte

arsenik och bly utgöra någon risk (20). Trevärt krom var utan begränsning på fyra av de 80 områdena, varav två under hus och på två områden en meter ner i marken i park och kring bostäder. Obegränsade koncentrationer PAH-c modellerades att inte utgöra risk under bostäder i ett område (46). Bedömningen grundades bl.a. på underliggande garage, tät bottenplatta, läge av grundvattenyta m.m.

Exempel finns på stora skillnader i beräknade begränsade riktvärdeshalter mellan olika jordlager i djupled. Riktvärdena kan skilja 1000 gånger eller mer för t.ex. arsenik, trevärt krom, dioxiner och övriga PAH:er.

Lägre riktvärden än generella riktvärden

Har platsspecifika riktvärden beräknats som är lägre än Naturvårdsverkets generella riktvärden? Ja, för känslig markanvändning har tio ämnen beräknats till lägre halter (inkl. grupper och former av ämnen: As, Pb, Cu, Crtot, CrVI, Hg, Zn, PCB, PAH-c och PAH-ö). Bensen, toluen, etylbensen och xylen underskrider i ett par fall de generella riktvärdena från 1997 men inte SPIMFAB:s branschspecifika riktvärden (Naturvårdsverket 1997 a och b och Naturvårdsverket och SPI 1998), tabell 2, för genomsläpplig mark. Marktyp har alltså påverkat dessa riktvärden. Det lägsta med avseende på bakgrundshalt justerade arsenikvärdet värde som återfanns var 5 mg As/kg TS (71). Riktvärdena för bly och PCB sattes lägre med hänvisning till nya, lägre TDI-data, rapporten gjordes år 2001 och området gällde lekplatser (8). Låg utspädning till respektive skyddsvärt ytvatten sänkte sexvärt krom- och kvicksilverriktvärden (2, 71). Marken där riktvärdet för cancerogena PAH:er sattes under det generella för KM innehöll en relativt låg andel organiskt kol. Mindre organiskt kol innebär ökad möjlig mobilitet och därmed större exponering via grönsaker från denna odlingsmark (27). Riktvärdet för totalchrom inkluderade sexvärt krom efter att andelen av kemisk förekomstform undersökts (5). Förbehållet i de generella riktvärdena är att man kan utesluta denna mer toxiska form av krom. De lägre riktvärdena för koppar och zink innebär ökat skydd för markmiljön jämfört med den generella modellen (63, 64). Riktvärdena utgör halva halten av skyddet för känslig markanvändning, KM, det är dock inte helt säkert att det har varit utredarnas avsikt att öka skyddet för markmiljön.

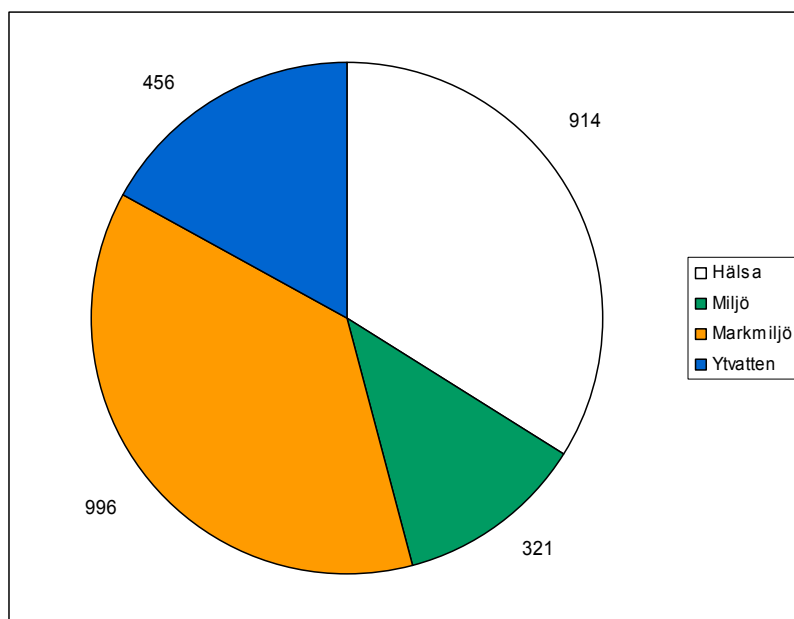
Då varje markklass jämförts med den generella klassningen beroende på markanvändning, jämförs riktvärden inte bara mot riktvärden för den fria användningen utan även med MKM. Flera markklasser där olika typer av industriverksamheter bedrivs eller planeras understiger de generella riktvärdena för MKM. Lägsta beräknade platsspecifika riktvärdet för kvicksilver understeg KM-riktvärdet och angavs för en arbetsplats. Låg utspädning av porluft till inomhusluft medförde det lägre riktvärdet.

Tabell 2. Tabell över ämnen och riktvärden lägre än Naturvårdsverkets generella riktvärdet, KM (Naturvårdsverket 1997 a och b). Generella riktvärden inom parentes, lägsta plats-specifika riktvärde framför parentes.

Ämne	Riktvärde	Ämne	Riktvärde
As	5 (15)	PCB	0,01 (0,02)
Pb	65 (80)	Bensen	0,01 (0,06)
Cu	48 (100)	Toluen	8 (10)
Cr tot	30 (120)	Etylbensen	8 (12)
Cr VI	3 (5)	Xylen	9 (15)
Hg	0,3 (1)	PAH-c	0,2 (0,3)
Zn	175 (350)	PAH-ö	5 (20)

Har hälsa eller miljö styrt riktvärde?

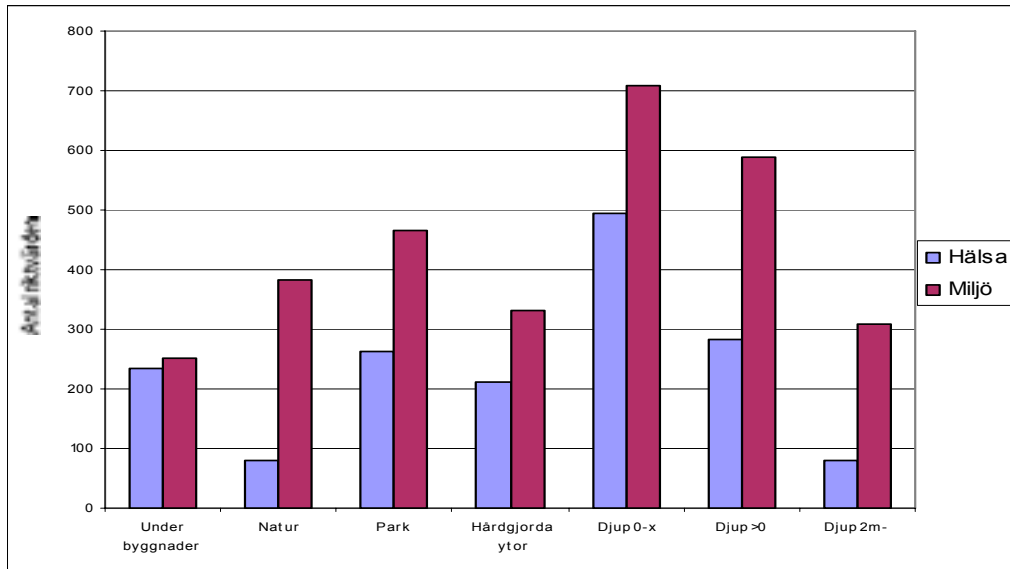
Två tredjedelar av de platsspecifika riktvärdena i sammanställningen styrs av skyddet av miljön, figur 13. Miljön på platsen styr riktvärdet dubbelt så ofta som närliggande vattenmiljö, om bara dessa två segment i figuren beaktas. ”Miljö” i figuren omfattar både mark- och vattenmiljö, men även om denna del skulle styras enbart av skydd av ytvatten så skulle markmiljön ändå vara styrande för riktvärdena oftare än vattenmiljön.



Figur 13. Antal platsspecifika riktvärdena som styrs av miljö respektive hälsa (mörk sektor). I ”miljö” i figuren ingår både mark- och vattenmiljö. Totalt omfattar miljö därför tre av figurens fyra segment.

Inte för något av djupen eller av markanvändningarna under byggnader, hårdgjorda ytor, park eller natur har hälsa styrt riktvärdena oftare än miljön, när antal riktvärden jämförs, figur 14. Relativt hälsa har skydd av miljö styrt de flesta platsspecifika riktvärdena på djupet och i naturområden. Av de markanvändningar som presenteras i figur 14, har människors hälsa styrt störst andel riktvärden i jord

under byggnader. Miljö har varit styrande för lika många riktvärden som hälsa under byggnader.



Figur 14. Antal platsspecifika riktvärden som styrs av miljö respektive hälsa. Miljö styr riktvärden oftare än hälsa oavsett markanvändning och djup. Störst andel riktvärden styr miljö när marken används som naturmark respektive i djupliggande jord.

Markmiljö och närliggande vatten har påverkat riktvärdena mer än hälsa i ännu högre grad på EBH-bidragsområden (75 %) än på övriga områden (60 %). På områden som inte utreds med EBH-bidragsmedel är det betydligt vanligare att bostäder planeras, hälften av markklasserna kategoriseras som KM, medan Naturmark är vanligast i KM-gruppen i EBH-bidragsområden. Boende i tät bebyggelse har relativt små odlingsmöjligheter och dricksvattnet tas vanligen inte från området, vilket skulle tala för större miljöhänsyn relativt hälsa. Av rapporter i sammanställningen framgår att jord under byggnader, asfalterade ytor i anslutning till bostäder och även parkmark, anpassad för människor, har inte bedömts vara ekologiskt gynnsamma miljöer.

Exponeringsvägar för människor som styrt riktvärden

Exponering via damm har bedömts exponera människor mindre med djupet, figur 7. I SPIMFAB-modellen (Naturvårdsverket och SPI 1998) utgår denna exponeringsväg helt under 0,7 m, som över 0,7 m är styrande för PAH-c vid MKM. Istället styr hudkontakt och inandning av ångor. I 40 % av beräkningarna av platsspecifika riktvärden i sammanställningen ingår inandning av damm som exponeringsväg i jord under 2 m, och styr riktvärdet för PAH-c även på djupet vid MKM. PAH-ö styrs i den generella modellen av intag av växter (KM) respektive hudkontakt (MKM). Då intag av fisk har bedömts kunna innebära exponering även vid MKM, styr denna exponeringsväg på djupet och under hårdgjorda ytor. PCB, triklorfenol och dinitrotoluen är andra ämnen där fiskintaget kan vara styrande exponeringsväg på områden med mindre känslig markanvändning.

5.8.2 Föreslagna riktvärden och mätbara åtgärds mål

De platsspecifika riktvärden som beräknas ska baseras på risk, utan praktiska hänsyn andra än att inte understiga lokala till regionala bakgrundshalter. Begreppen ”mätbara åtgärds mål” och ”föreslagna riktvärden” har inte använts synonymt, men skiljer sig från begreppet ”beräknade platsspecifika riktvärden”. Det senare begreppet har använts just för bedömning av risk på området, uppmätta halter har jämförts med beräknade m.a.p. risk, medan de förra begreppen använts för resonemang om åtgärder. Riktvärden för båda kategorierna har samlats in för som mest 53 markklasser. För en tredjedel av områdena i sammanställningen föreslås riktvärden eller mätbara åtgärds mål m.a.p halter. Inga anspråk görs på att föreslagna riktvärden och åtgärds mål är de slutgiltiga.

Liksom de riskbaserade riktvärdena så skiljer halterna mellan markklasser i djupled, i en del fall 100 gånger eller mer. Största skillnaden utgjorde de föreslagna riktvärdena för bensen, 2500 gånger över respektive under 1m i marken, det berodde på att det beräknade riktvärdet i ytlagret sänkts (9). De riktvärden som föreslås är oftast samma som eller lägre än de beräknade platsspecifika riktvärdena, när samma markklasser jämförs med varandra. Om man bortser från obegränsade värden, skiljer de beräknade och de föreslagna (”tillämpade” i detta fall, 25) riktvärdena som mest 1000 gånger. Riktvärdet för PAH-ö har justerats ner till MKM enligt beställarens policy, därav skillnaden. Faktorer på ca 10 är dock betydligt vanligare. I flera fall höjs riktvärdena i förslagen gentemot de beräknade, i ett fall (8) beroende på att ekotoxikologiska data för platsen uteslutits efter riskbedömningen, på vilka grunder är oklart då miljöhänsyn fortfarande finns med som målsättning för området enligt anmälan. Det förekommer således att de generella riktvärdena används för alla eller några ämnen och markklasser, istället för de som beräknats för platsen. Det finns också beställare som enligt sin praxis avrundar värden som ligger nära KM eller MKM till dessa allmänt erkända riktvärden.

Motiven till att sanera till lägre halter än vad som bedöms utgöra en risk är av såväl praktisk som psykologisk natur. Till de jordnära skälen hör att det kan vara opraktiskt att hålla reda på många riktvärden och därför slås markklasser ibland ihop, underskridande av avfallskriterier ingår i en del fall som policy hos beställare och riktvärden som innebär att förorening kan förekomma i fri fas utan att utgöra hälsorisk kan ändå påverka människor genom att upplevelsen anses obehaglig. Lukt kan också vara skäl till lägre halter. Ska människor bo på området är det ännu viktigare att platsen upplevs som säker och trygg. Risken att olika jordlager återförorenar varandra p.g.a. stora skillnader i föroreningsinnehåll ska också undvikas. Då riskhantering är en iterativ process kan markanvändningen och miljöhänsyn förändras efter en riskbedömning. Ytterligare en anledning att underskrida riktvärden baserade på risk är att samhället bedömt ämnet prioriterat att fasa ut ur miljön, som t.ex. kadmium och kvicksilver (42).

6 Diskussion om riktvärdesberäkningar (del 1)

6.1 Modeller

En ny modell som bygger på Naturvårdsverkets tidigare modeller kan sägas ha vuxit fram genom åren. I den tidigaste modellen från 1997 ingår tre markanvändningar (KM, MKM, MKMgv). I modellen från 1998 ingår ytterligare två typer av markanvändning, nämligen parkmark och mark med lågt utnyttjande (MLU) och i den praktiska tillämpningen även mark under byggnader, under hårdgjorda ytor och Naturmark. Den senare benämningen används framförallt av en utförare. Markanvändningarna mindre känslig markanvändning med grundvattenuttag (MKMgv) samt mark med lågt utnyttjande kan i praktiken sägas ha bytts ut av andra kategorier i den praktiska tillämpningen. När området som är förorenat ligger intill ett område med annan markanvändning, har modifieringar utifrån den generella modellen gjorts för t.ex. spridningsmodeller.

Djupet spelar större roll i tillämpningarna än i de publicerade modellerna (Naturvårdsverket 1997b och 1998) och när skyddsobjektet är markmiljön avgränsas denna ofta i djupled. Även för hälsa används djupet något mer (intag av jord), men även mindre (inandning av damm). Annars är det nästan uteslutande exponeringstiden som har ändrats vid beräkningen av de platsspecifika riktvärdena för hälsa, ibland genom uteslutning av exponeringsväg. Adsorptionsfaktorer, upptagshastigheter, dammhalter etc. har bara i enstaka fall redovisats justerade. För att skydda miljön används faktorsomräkningar frekvent. Sambandet mellan önskat och verkligt skydd i praktiken förefaller dock oklart för de flesta, då sambandet mellan föroreningshalter och känslighet hos arter, och därmed skydd av arter, inte är linjärt. I två utredningar belystes osäkerheten om vilka halter som innebär skydd av miljön genom att riktvärdena presenterades som intervall. Den som beräknar riktvärdena påverkar också utformning av modell och antaganden, vilket markanvändningen Naturmark är ett exempel på, men även beställare och myndighet påverkar utformningen med respektive praxis.

Ursprungliga indata såsom ekotoxikologiska data för t.ex. vattenmiljön har åldrats och kompletteras och uppdateras av utredarna allt eftersom nya data blivit tillgängliga. Skrivningar som att fiskkonsumtion inte tagits med i riskbedömningen p.g.a. att ämnesdata saknas, torde bli ovanligare.

En diskussion pågår i samhället om hur den markanvändning som riskbedömningar bygger på, t.ex. uteslutande av odling i anslutning till bostäder, görs juridiskt giltiga och långsiktiga. Markrestriktioner bundna till fastigheten genom föreläggande som skrivs in i fastighetsboken, anses vara en framkomlig väg. Det långsiktiga perspektiv som eftersträvas i efterbehandlingssammanhang blir då lättare att uppnå. SPIMFAB skriver in ungefär en tredjedel av de fastigheter som ska undersökas i centrala fastighetsdataregistret. Detta görs genom en notering under punkten ”Inskrivningar” i fastighetsregistret och kan formuleras som ”nyttjanderätt hela fastigheten” (Broms 2005). Långsiktigheten är viktig att beakta när

markanvändningen för områden bestäms – hur länge kommer markytan vara hårdgjord? Kommer parkmarken inom snar framtid att bebyggas?

Modellerna har anpassats i olika grad till platsen. I några fall har exponeringen för människa bedömts vara densamma som i Naturvårdsverkets generella modell och anpassningen kan ha bestått i annan skyddshänsyn till miljön. I andra fall har alla exponeringsvägar bedömts skilja sig från den generella modellen och data om jorden, vattnet och organismer insamlad från platsen och omgivningen har använts.

I sammanställningen ingår endast skriftliga utredningar om platsspecifika riktvärden, men det förekommer också mer informella sätt att ta fram riktvärden. Då får, som en beställare uttryckte det, beställare och utförare ”snarare kännedom om riktvärden genom att diskutera fram exponeringsförutsättningar, markförhållanden, markanvändning mm”. Ändringar i den generella modellen, såsom att ta bort en exponeringsväg, uppfattas inte alltid som anpassningar till platsen men som ett enkelt sätt att bedöma risker för området. En mindre omständlig bedömning kan också vara eftertraktad när problemet måste lösas snabbt, som när gamla trasiga oljeledningar upptäcks i samband med byggnationer och måste åtgärdas.

Majoriteten av platsspecifika riktvärden har beräknats för områden som med Naturvårdsverkets generella modell från 1997, skulle ha klassats som KM. När även SPIMFAB:s modell används minskar antalet KM-områden och jämförs med parkmark. Framförallt skulle antalet markklasser ha varit färre. En vanlig uppfattning bland myndighetsutövare är just att riktvärden tas fram för alltför många delområden och markklasser.

6.2 Ekotoxikologiska data

Osäkerheten kring hur miljön ska skyddas är stor. Många olika organismer, ofta okända, ska skyddas från exponering via flera exponeringsvägar. Allt detta ska presenteras som ett värde, till skillnad mot skyddet av människa där data tas fram för respektive exponeringsväg.

Också i det fall där man faktiskt undersökt området m.a.p. ekotoxikologiska effekter har man inte gått vidare och räknat om data till platsspecifika riktvärden. Biologiska tester att användas för markföroreningar i inventeringssyfte beskrivs i Metodik för inventering av förorenade områden – analys och testmetoder (Naturvårdsverket 1999b). Handledningen har dock nyttjats med sparsamhet. Stor kunskap om hur resultaten ska tillämpas krävs, och det kan vara svårt att förankra resulterande förslag. Man ska också vara medveten om att ett test kan vara biologiskt utan att för den skull ge vägledning om acceptabla halter för miljön, eftersom en del biologiska tester är analyser av föroreningshalten i jorden på motsvarande sätt som kemiska analyser.

Riktvärden är bara en del i underlaget till den egentliga riskbedömningen där riktvärden bl.a. jämförs med aktuell situation. Ändå har fokus varit stort på riktvärden och det kan bero på att siffror är relativt lätta att jämföra och precisera. Av samma anledning kan det uppfattas som säkrare att utföra kemiska analyser än t.ex. biologiska undersökningar. Genom att använda såväl kemiska som biologiska metoder kan en bättre bild av föroreningssituationen nås. Ett angreppssätt är s.k.

TRIAD-undersökning som innebär att matrisen (t.ex. jord, sediment, ibland även vatten) analyseras kemiskt, biologiska tester utförs på matrisen och ekosystemen undersöks i fält. Undersökningarna är relativt omfattande och därmed kostsamma.

Då markmiljön styr majoriteten av riktvärdena, är det av stort intresse att kunna verifiera att förutsättningarna har förbättrats efter en sanering. Biologiska undersökningar före och efter en sanering är ett direkt mått på huruvida en egentlig förbättring för olika organismer har uppnåtts. Fördelar med biologiska tester är bl.a. att toxiciteten vägs samman, och att den är mätt och inte beräknad. Till nackdelar hör svårigheter att tolka resultat, att översätta toxicitetstester och hur man ska relatera resultaten till andra organismer. I samtal med myndighetsutövare och utredare har bristen på riktvärden för biologiska tester påtalats och tester motsvarande dem för t.ex. massaindustrin efterfrågats.

Eftersom jord generellt är en svårare matris än vatten att bestämma toxicitet för, är det också svårare att ta fram representativa toxicitetstester och riktvärden. Arbete pågår med att ta fram en typ av bibliotek, där biologiska tester valts bl.a. utifrån tidigare verksamhet, och där erfarenheter samlas för underlag till biologisk klassning av olika verksamheter. En av metoderna som används är exponering av *Daphnia magna* för vattenextraherad jord (Johnson 2005). En utredning om hur större hänsyn kan tas till risker för miljön pågår dessutom inom kunskapsprogrammet Hållbar Sanering 2005 (Jones 2004). Laboratorier erbjuder ett större utbud av ekotoxikologiska tester idag än för bara några år sedan.

Möjligheten att ta fram platsspecifika riktvärden m.a.p. andelen organiskt kol har inte nyttjats i utredningarna som ingår i sammanställningen, vilket kanske delvis kan förklaras med att det generellt skulle innebära lägre accepterade halter i djupled med avtagande kolinnehåll, samtidigt som djupare marklager ofta anses mindre viktiga för ekosystemen. Då biotillgängligheten av framförallt organiska föreningar påverkas av markens innehåll av organiskt material, är det en parameter som påverkar risken för miljön.

I ramdirektivet för vatten är huvudprincipen att man kan använda icke-biologiska mätparametrar (metallhalt t.ex.) för att bedöma biologiskt tillstånd i ett vatten, men bara som komplement till en biologisk mätparameter och inte istället för en sådan (Naturvårdsverket 2005b). Detta kommer sannolikt leda till att biologiska tester mer anpassade till att spegla effekter av vissa verksamheter utvecklas. På sikt kan vattendirektivet påverka arbetet med förorenade områden också genom att områdena påverkar våra vattensystem, och undersökningar kanske utförs gemensamt.

6.3 Riktvärden

De generella och platsspecifika modeller som har använts är ”stegvisa”, t.ex. i djupled. Därmed blir även resulterande halter stegvisa med ibland stora skillnader mellan närliggande marklager. I verkligheten minskar respektive ökar inte risken lika dramatiskt som riktvärdena gör gällande. Dessutom innebär stora skillnader i halter risk för återförorening. Stora skillnader mellan angränsande markklasser, av platsspecifika riktvärden och mätbara åtgärds mål, kan vara en anledning att se över

antagande gjorda för t.ex. exponeringsscenario och riskvärdering, då risker kan ha såväl över- som underskattats. Stora skillnader i grundvattennivåer bör också övervägas extra noggrant.

En uppskattning av exponeringsvägar som styr platsspecifika riktvärden utifrån frekvensen använda exponeringsvägar i beräkningarna har gjorts för några ämnen. Exponering för fisk har beaktats i större omfattning än i generella modellen och SPIMFAB-modellen i beräkningarna av platsspecifika riktvärden, vilket innebär att fisk skulle styra riktvärdet vid mindre känslig markanvändning för PAH-ö och vissa andra ämnen med hög biokoncentreringsgrad.

I flera utredningar har riktvärden för miljö och hälsa inte vägts ihop. För bedömningen av konsekvenserna för hälsa respektive organismer i marken och närliggande ekosystem är det viktigt att ha tillgång till underliggande data. Men det gör det också enklare att bortse från miljöhänsyn, inte minst sedan markmiljö ofta är styrande, vilket kan innebära mindre saneringsinsatser.

De riktvärden som föreslås efter en riskvärdering är oftast samma som eller lägre än de beräknade platsspecifika riktvärdena. Om de halter som används vid sanering skiljer mycket från dem som beräknats på ett riktigt och realistiskt sätt utifrån risk, kan det i praktiken innebära att man går från en fördjupad riskbedömning som bygger på platsspecifika antaganden, till en förenklad riskbedömning grundad på generella förutsättningar.

6.4 Presentation

Många gånger har det varit svårt att avgöra hur olika parametrar har använts, t.ex. kolinnehåll och hur spridning till ytvattenrecipient hanterats. En del data beskrivs i separata markmiljöundersökningar, men långt ifrån alla. Ett sätt att förbättra riskbedömningar är att väl dokumentera de antaganden som görs och att motivera dem. Detta görs sparsamt idag och är en brist. Det gäller oavsett vilken metod som används och i vilken omfattning som förändringar gentemot de modeller som redan finns görs. Även antaganden som inte skiljer från använd basmodell behöver motiveras och dokumenteras. Härigenom kan såväl riktiga som felaktiga antaganden identifieras. Problem kan annars uppstå om man behöver återkomma till området, då det är svårt att följa förda resonemang om dessa inte är redovisade. Presentationen av ingående parametrar blir troligen tydligare i samband med att Naturvårdsverket kommer att ge ut en excel-baserad beräkningsmodell.

7 Olika lika ämnen (del 2)

7.1 Tillämpning av erfarenheter och forskning i riskbedömning

På områden som förorenats långt tillbaka i tiden finner man ofta ett stort antal olika föroreningar och summaparametrar används därför mer eller mindre ofta vid kemisk analys och bedömning av risk. För en del ämnen saknas många väsentliga toxicitetsdata, för andra ämnen kan skillnaderna i fysikalkemiska egenskaper vara relativt små, och hantering av många enskilda ämnen kan bli otymplig. Genom att föra samman många ämnen och hantera dem som ett ämne kan dock information och förståelse om hur föroreningar kan uppträda i miljön gå förlorad. I andra fall kan användning av data för andra ämnen vara ett sätt att skaffa sig en uppfattning om hur det ”nya” ämnet uppträder i miljön. Möjligheter att inkludera en större upplösning och skillnader i egenskaper hos ämnen på ett förorenat område illustreras nedan. I 4.1 visas hur dioxinprofiler kan användas kvalitativt för bedömning av källor och avgränsning i plan och djup. Exempel på kvantitativ användning i bedömning ges under 4.2 och 4.4 baserat på beräkning av referenskoncentrationer för metylkvicksilver och PAH-metabolit. I 4.3 redovisas för hur metalliskt bly uppträder i miljön, vilket kan användas kvantitativt.

7.2 Dioxiner och dioxinlika föreningar

Det finns 210 olika klorerade polyklorerade dibenso-*p*-dioxiner (PCDD) och polyklorerade dibensofuraner (PCDF). ”Dioxin” används ofta som ett samlingsnamn då de liknar varandra i struktur och förekomst. Av dessa totalt 210 varianter, s.k. kongener, har 87 stycken fyra eller fler kloratomer, men bara ett mindre antal av dessa brukar återfinnas i biologiskt material och räknas till de mest toxiska. De 17 som bedöms vara de mest toxiska kongenerna liknar varandra genom att de alla är klorerade i 2,3,7,8-positionerna och dessa analyseras rutinmässigt. Dessa 17 kongener har olika toxiska ekvivalentfaktorer (TEF) som innebär att toxiciteten av de olika kongenerna kan adderas till en summa, koncentrationen toxiska ekvivalenter (TEQ). Påverkan av dioxiner är bred då dioxiner kan påverka många olika system i kroppen. Viktminskning, immunologiska effekter och störningar på reproduktionen är några konstaterade effekter (Safe 1990).

7.2.1 Dioxiner, furaner och PCB:er

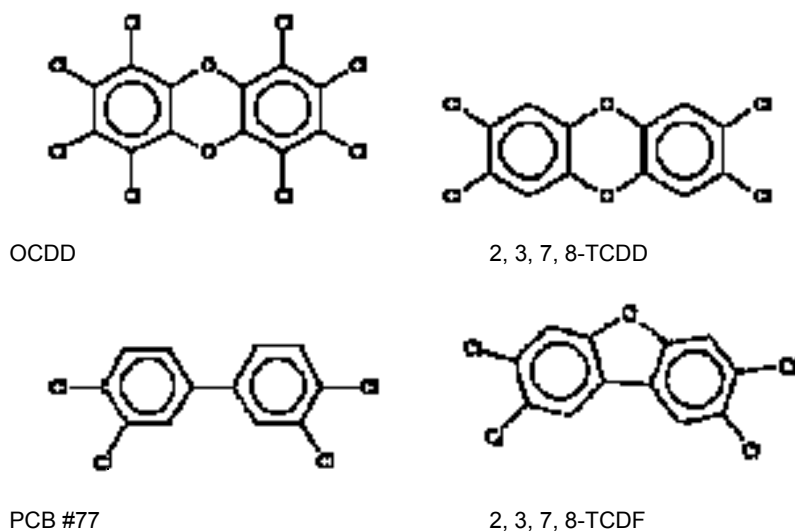
Skillnaden i toxicitet bland dioxiner är stor. De idag internationellt använda toxiska ekvivalensfaktorer från WHO (van den Berg et al 1998) skiljer 10 000 gånger mellan mest och minst toxiska kongen med toxicitetsfaktor. Skillnaderna i fysikaliska egenskaper är också betydande, Tabell 3. Lösligheten av t.ex. 2,3,7,8-TCDF i vatten är ca 1000 gånger högre än av OCDD. Oktanol-vattenfördelningskoefficienterna (K_{ow}) varierar i samma storleksordning. K_{ow} är en styrande parameter för organiska ämnen såsom dioxiner och PCB:er i miljön. Upptag i fisk, växter och spridning till vatten och ånga påverkas mycket av K_{ow} (styrande

parameter i riktvärdesmodell på remiss 2005). Denna parameter beror dock i sin tur på bl.a. hur stor molekyl är och hur kloratomerna sitter i förhållande till varandra (Andersson 2005). Förutom de två föreningsgrupperna klorerade dioxiner och furaner ingår även vissa PCB:er i en del sammanhang i dioxinbegreppet. Tolv av totalt 209 PCB:erna har dioxinlika egenskaper vilket medför att de också uppvisar dioxinlik toxicitet. Dessa 12 stycken s.k. non-orto PCB:er har således också givits TEF-värden (van den Berg et al 1998), se tabell 3. Genom att inbegripa PCB:erna utökas de fysikalkemiska skillnaderna i ämnesgruppen.

Tabell 3. Fysikalkemiska data och WHO toxiska ekvivalensfaktorer för urval av klorerade dibenso-p-dioxiner, dibensofuraner och bifenyler (PCB:er).

	2,3,7,8-TCDD	OCDD	2,3,7,8-TCDF	OCDF	PCB #77	PCB #169
Log K_{ow}	6,64 a	8,60 a	6,53 a	8,78 a	6,11 b	7,42 b
Löslighet i vatten (mg/l)	$1,9 \times 10^{-5} a$	$4,0 \times 10^{-7} a$	$4,2 \times 10^{-4} a$	$1,2 \times 10^{-6} a$	$7,5 \times 10^{-4} b$	$5,0 \times 10^{-4} b$
WHO TEF c	1	0,0001	0,1	0,0001	0,0001	0,01

a Sammanställt i Tysklind 1993, b Brodsky och Ballschmiter 1988, c van den Berg et al 1998



Figur 15. Strukturer av ett urval av klorerade dibenso-p-dioxiner, dibensofuraner och bifenyler (PCB:er).

7.2.2 Dioxiner och klorfenoler

Andra föreningsgrupper som i samband med platsundersökningar ibland har behandlats som en homogen ämnesgrupp, är klorfenoler och dioxiner. Klorfenoler som är betydligt enklare och mindre kostsamma att analysera än dioxiner har använts för att spåra dioxiner, då de senare har spridits vid användningen av klorfenolpreparat. Klorfenoler och klorfenolderivat fungerar som skydd mot bl.a. blånadssvamp. Pentaklorfenol nämns ofta, men även fenoler med fyra och tre klor hindrar angrepp från svamp och andra organismer. Förutom trä har även t.ex. tyg

behandlats med klorfenoler (Lexén et al 1993). Innan förbud mot användning av pentaklorfenolpreparat infördes 1978 fanns ett stort antal träimpregneringsmedel innehållande klorfenoler och klorfenolderivat på marknaden. Pentacopperol, Dovicide (pentaklorfenol) och Ky-5 (tetraklorfenol) är några exempel på namn under vilka bekämpningsmedlen såldes. Vid tillverkning av klorfenolpreparat bildas klorerade dioxiner i olika grad.

Förutom skillnader i K_{ow} (pentaklorfenol $\log K_{ow}$ 5) är skillnaden i löslighet i vatten stor. Vissa organiska föroreningar, såsom klorfenoler, förekommer som laddade joner över ett visst pH. Protolyskonstanten pK_a , dvs. det pH då en oladdad förening avger väte och blir laddad jon, är för pentaklorfenol ca pH 5 (Mackay et al 1995). Markens pH är ofta över 5, vilket innebär att pentaklorfenol till stor del torde vara löst i vattnet. Klorfenoler är också lättare att bryta ner biologiskt än dioxiner. Även vid lägre pH då pentaklorfenol är oladdad kan klorfenoler spridas om vattnet innehåller mycket löst organiskt kol (DOC). I en undersökning var pentaklorfenols fördelning till löst organiskt material ca 1000 gånger högre än till vatten vid pH 4 i jord med mycket hög andel organiskt material (Frankki och Skyllberg 2005). Av dessa anledningar kan det vara missledande att kartlägga (friklassa) dioxinförekomst utifrån klorfenolförekomst, då dioxiner inte förekommer naturligt i jonform (dvs. betydligt lägre vattenlöslighet än klorfenoler) och adsorberar hårt till jord (se utredningar om platsspecifika riktvärden, utredning 4 och 44).

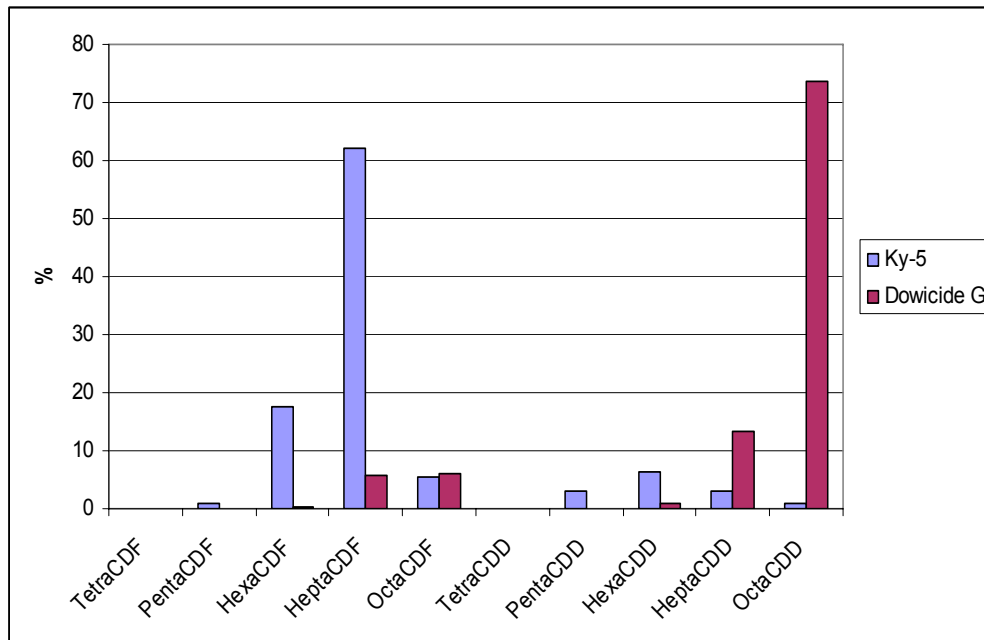
7.2.3 Användning av mönster och profiler av dioxiner

Den relativa förekomsten av olika dioxiner och dibensofuraner har länge använts för att identifiera olika källor och grupperingar som proverna representerar (Rappe et al 1987, Tysklind et al 1993, Hansson 1997, Matscheko et al 2001, Östlund 2003). Det är med andra ord möjligt att använda mer information från en kemisk analys än halten förening i provet i riskklassningar och riskbedömningar.

Klorfenolmedel kan tillverkas på olika sätt, vilket gör att innehållet av dioxiner och dibensofuraner skiljer sig åt mellan olika medel. Fenol kan kloreras med klorgas, klorfenoler med få klor kan kloreras ytterligare och hexaklorbensen kan hydrolyseras alkaliskt. Halterna av PCDD/F varierar, men även förhållandet mellan olika kongener inom samma kloreringsgrad och mellan kloreringsgrader beror av preparaten. Dessa förhållanden som kallas mönster respektive profiler, kan användas för att identifiera möjliga dioxinkällor. Även ett prov med låga dioxin- och dibensofuranhalter kan peka mot att klorfenolinnehållande medel påverkat området. Därmed minskar risken att friklassa ett område genom att ”hot-spots” missats i samband med t.ex. en markunderökning. Vanliga analyser ger halterna av de 17 mest toxiska kongenerna, samtliga med klor i 2,3,7,8-positionerna. Även övriga kongener med fyra till åtta klor kan analyseras, ibland mot ett mindre tillägg, därur kan dioxinmönster (kongener med samma antal klor) och -profiler (kongener med olika antal klor) tas fram.

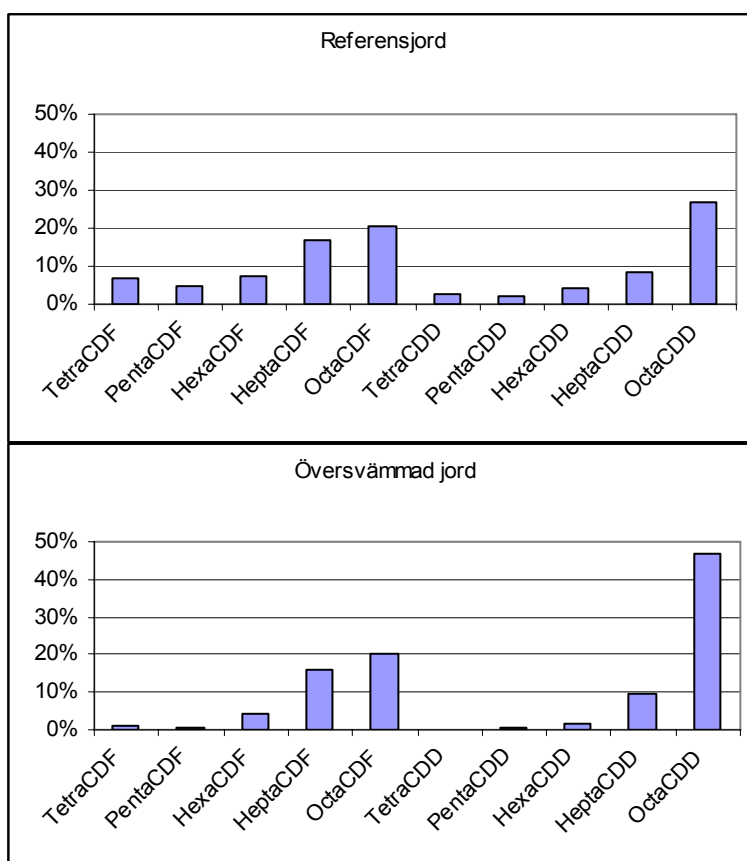
Pentaklorfenolatpreparatet Dovicide hade en dioxinprofil enligt figur 16 (Persson 2005) vid analys av det tekniska preparatet. Oktaklordioxinen är dominerande, därefter följer dioxinkongener med sju klor. Även högklorerade dibensofuraner förekommer i preparatet, men i betydligt lägre halter. Ett annat klorfenolpreparat

som använts mycket är Ky-5, där tetraklorfenoler utgör den största andelen av klorfenolerna (ca 80 %). Dioxinprofilen i Ky-5 skiljer sig åt från det pentaklorfenolbaserade medlet (Persson 2005), med höga halter av heptaklorerade dibensofuraner. Även dioxiner förekommer, framförallt hexaklorerade kongener.



Figur 16. Dioxinprofiler i natriumpentaklorfenolatpreparatet dowocide G och natriumtetraklorfenolatpreparatet Ky-5. Halterna har inte räknats om till toxiska ekvivalenter (TEQ) och andelarna har beräknats mot totala halten av alla tetra- till oktaklorerade dioxiner och dibensofuraner. Vanligast förekommande i dowicid G är dioxinen med åtta klor, OCDD, medan Ky-5 innehåller mer av högklorerade dibensofuraner (CDF-klorerade dibensofuraner, CDD-klorerade dibenso-p-dioxiner).

Prover tagna från ett område som var känt för att ha svämmats över med förorenat sediment och prover från jord utan tidigare känd påverkan av sediment analyserades, figur 17 (Matscheko 2001). Koncentrationen toxiska ekvivalenter i det senare provet var låg (1 ng WHO-TEQ/kg TS) men profilen avvek från andra referensjordar och var liknande den i jord som svämmats över. Därav kan slutsatsen dras att även detta område mest troligt svämmats över och låga halter utesluter därför inte påverkan från en specifik källa. Detta i sin tur kan medföra behov av att ytterligare undersöka området för att spåra så kallade ”hot-spots” och källor.



Figur 17. Dioxinprofiler i jord översvämmad med sediment (nedre delen av figuren) och jord som låg över det egentliga översvämningsområdet (övre delen). Dioxinhalten i referensjorden var låg men sedimenten kan utifrån profilerna antas vara en dioxinkälla (Matscheko et al 2001).

Höga detektionsgränser kan påverka resultaten genom att enstaka kongener får större genomslag på halten homolog (t.ex. summa TetraCDF). Oftast har dioxiner och dibensofuraner med få klor lägre detektionsgräns än de med många klor. Fler möjliga kombinationer av klor i olika positioner med fyra klor är möjliga än med många klor, dvs. det finns fler tetraCDF-kongener än hepta-kongener.

Även mönstret av dioxiner och förekomst av specifika kongener kan vara till hjälp när mark som misstänks vara förorenad undersöks. 1,2,3,4,6,7,8-HpCDF är den kongen som förekommer mest i Ky-5-blandningar. Denna kongen är också vanlig i prover från material som bedöms vara bakgrundsexponerade vilket innebär att den mest är användbar för att identifiera dopningsmedel. På mark där kommunalt avloppsslam har spridits kan relativt höga halter av oktadioxin förekomma p.g.a. att denna kongen dominerar i slam.

Har verksamheten på ett område varit träskyddsdroppning med klorfenolmedel har platsen förorenats med högklorade dioxiner, figur 16. Har istället kloralkaliprocesser bedrivits är furaner med fyra och fem kloratomer vanligare. Riktvärden för olika dioxin- och furankongener för markanvändningar som är "generella", dvs. känslig, mindre känslig m.fl., beräknas bli likartade. Att inte kongenernas fysikal-kemiska olikheter slår igenom på motsvarande generella riktvärden beror på att störst exponering antas ske genom intag av jord och via hudkontakt med jord och damm. Endast lite är känt om hur biotillgängligheten skiljer mellan de olika

kongenerna så generellt används faktorn 1 (dvs. all förorening antas tas upp). Ett riktvärde gemensamt för tetra- till oktadioxiner och -furaner innebär en överskattning av risk. Detta beror dels på att biotillgängligheten från jord sällan är 100 %, dels på att egenskaper som styr spridning, upptag via grundvatten och grönsaker baseras på egenskaper hos TCDF, den rörligaste kongenen vars referenskoncentrationer är lägst.

TCDF och OCDD sprids i olika grad till ytvatten från jord, vilket kan användas i riskbedömning av recipient. Halterna i mark som riskerar påverka i vatten är dock många gånger högre än för påverkan på hälsa. Som omnämnts ovan speglar den tidigare verksamheten på ett område profilen av dioxiner i jordprover om halterna är höga, men ibland även då halterna är låga. Då lösligheten i vatten varierar stort mellan olika dioxiner bör mark- och vattenprover ha olika dioxinprofil om föroreningssituationen på ett område är relativt homogen. I de fall profilerna i vatten och jord liknar varandra väl, kan man misstänka att det snarare är dioxiner på partiklar än lösta och möjliga att spridas med vattnet, som påvisats.

7.3 Omvandlingsprodukter av PAH

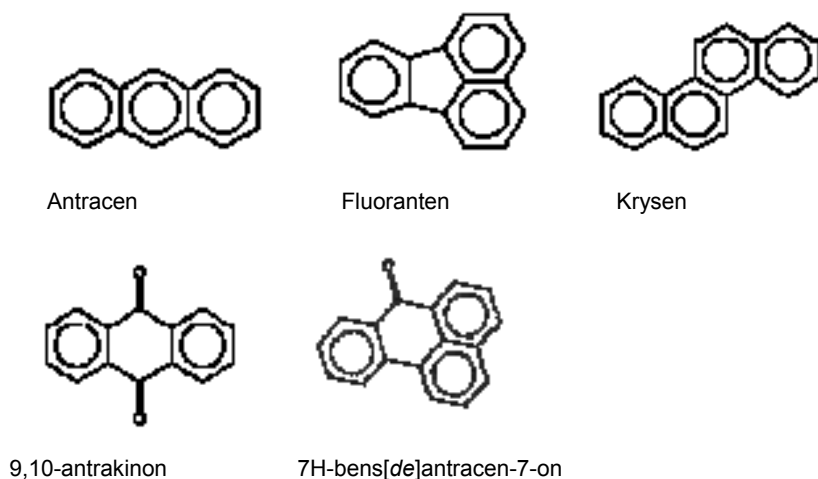
Polycykliska aromatiska kolväten (PAH:er) bildas vid all typ av förbränning och återfinns därför överallt i vår miljö. På områden med verksamheter som gasverk och träimpregnering har höga halter PAH konstaterats. Andra källor av PAH är drivmedel och använda oljor. PAH:er kan adsorbera hårt till partiklar och föroreningskällan kan därför ha betydelse för spridningen och biotillgängligheten.

PAH:ernas olika toxiska egenskaper har beaktats i riskbedömning i viss grad genom att dela in dem i cancerogena och övriga PAH:er, och i ännu högre grad genom att ranka de cancerogena kolvätena utifrån toxiska egenskaper. Förslag på rankning av övriga PAH:er finns också (sammanställt i Delistraty 1997). Därtill finns PAH:er som inte grupperats till någon av de båda grupperna, t.ex. alkylerade PAH:er. PAH-liknande föreningar kan innehålla t.ex. syre, kväve eller svavel och påverka föreningens egenskaper ytterligare.

Att bryta ner föroreningarna är en långsiktig lösning. I vissa saneringsprocesser som används för att efterbehandla jord förorenad med PAH:er kan dock giftiga omvandlingsprodukter bildas, samtidigt som de ursprungliga föroreningarna bryts ned (Lundstedt 2003). Ökande halter av stabila omvandlingsprodukter har påvisats i ett antal olika saneringsprocesser. Lundstedt (2003) har påvisat ökande oxy-PAH-halter i två biologiska och en kemisk saneringsprocess. De biologiska processerna utnyttjade mikroorganismer respektive rötsvampar för att bryta ned föroreningarna, medan den kemiska processen utnyttjade väteperoxid för samma syfte.

Exempel på omvandlingsprodukter är 9,10-antrakinon, 7H-bens[de]antracen-7-on (7H) och fenalenon (se strukturer i bl.a. Durant 1996 och figur 18), vilka alla tillhör gruppen oxy-PAH:er, dvs. PAH innehållande en eller flera syreatomer. Oxy-PAH:n 9,10-antrakinon kan bildas vid biologisk nedbrytning av antracen (Cerniglia 1997). 7H-bens[de]antracen-7-on har strukturella likheter med fluoranten, figur 18. Oxy-PAH:er är relativt stabila jämfört med motsvarande PAH (Lundstedt 2003), och kan därför ackumulera i miljön. Intresset för oxy-PAH:er är återigen stort och

motiverar en enklare jämförelse av oxy-PAH:er och PAH:er att ta hänsyn till vid riskbedömning. Är det otillräckligt att bara analysera de ursprungliga föroreningarna vid sanering? Kan det ibland vara viktigt att också analysera vissa omvandlingsprodukter? En jämförelse av egenskaper som påverkar spridning, halter i miljö och toxicitet följer.



Figur 18. Strukturer av ett urval av PAH:er och oxy-PAH:er.

7.3.1 Fysikalkemiska egenskaper

Eftersom oxy-PAH:er innehåller syre, figur 18, är de mer polära och därmed mer vattenlösliga och spridningsbenägna än de egentliga PAH:erna som uteslutande består av kol och väte, tabell 4.

Tabell 4. Fysikalkemiska egenskaper hos några PAH:er och oxy-PAH:er. Data angivna för PAH:er är de som använts i den riskbedömningsmodell som sändes på remiss 2005-07-04.

Ämne	Cas-nr	K _{ow}	K _{oc}	H'	Referenser
Krysen	218-01-9	645 654	524 807	4,73x10 ⁻⁶	SNV 2005
Fluoranten	206-44-0	144 544	151 356	1,63x10 ⁻³	SNV 2005
7H-bens[de]antracene-7-on	82-05-03	53 703	22 072*	2,70x10 ⁻⁶	KowWin, Meyaln
Antracene	120-12-7	28 184	19 953	8,95x10 ⁻⁴	SNV 2005
9,10-antrakinon	84-65-1	2188	899*	9,61x10 ⁻⁷	KowWin, SRC

* beräknad från K_{ow} med faktor 0,411

Fördelning av oxy-PAH:er mellan oktanol och vatten samt luft och vatten i tabell 4 är uppskattningar gjorda med olika program som författarna till respektive arbete har använt och är inte experimentella data. K_{ow}-beräkningarna baseras på KowWin som är ett LogKow-program. Programmet har utvärderats och rekommenderas bl.a. av Nordiska rådet (Nordiska rådet 1995, Cronin och Livingstone 2004). Fördelningen mellan vatten och organiskt kol (K_{oc}) har uppskattats genom att multiplicera K_{ow}-data med 0,411 enligt den korrelation som påvisades av Karickhoff 1981.

Metoden är grov (jämför olika K_{ow} -data i Mackay et al 1995), och olika korrelationer mellan K_{ow} och K_{oc} finns utarbetade för olika grupper av ämnen (t.ex klorfenoler, estrar, nitrobensener, Sabljic et al 1995). De beräknade K_{oc} -värdena för oxy-PAH:er överensstämmer dock väl med experimentella opublicerade data (Karlsson 2005).

7.3.2 Upparbetning och analys

År 2005 analyserade inga svenska laboratorier omvandlingsprodukter av PAH:er rutinmässigt, men de flesta torde ha utrustning och kunskap att analysera dessa ämnen kvalitativt och vid behov kvantitativt. På Umeå universitet har en metod utvecklats som förenklar analysen av PAH:er och oxy-PAH:er i förorenad jord (Lundstedt 2003). Metoden går ut på att separera PAH:erna från oxy-PAH:erna på samma gång som de extraheras från jordprovet. Båda dessa steg är nödvändiga för ett tillförlitligt analys svar, men de utförs vanligtvis separat. Metoden bygger på trycksatt lösningsmedelsextraktion (ASE), med adsorbentpackade extraktionsceller. PAH:er och oxy-PAH:er extraheras ut selektivt i två separata fraktioner genom att utnyttja olika starka lösningsmedel. Fraktionerna är tillräckligt rena för att direkt analyseras med GC/MS.

7.3.3 Halter i miljön

Halter av oxy-PAH:er i mark från gasverk, koksverk och träimpregneringsverksamhet i nivå med PAH-halterna i jorden konstaterades av Lundstedt (2003). Halten av 7H var 18 mg/kg, av antracen 70 mg/kg och av de sju cancerogena PAH:erna 910 mg/kg i jord från en gasverkstomt (Lundstedt 2003). En dansk studie från 1990-talet av luft visade på liknande resultat: 9,10-antrakinon förekom i motsvarande halter som PAH:er (Miljöstyrelsen 1999). Det kan innebära att områden som förorenats diffust av trafik och annan förbränning har ett liknande föroreningsmönster.

7.3.4 Toxicitet

PAH:er indelas av bl.a. amerikanska och svenska Naturvårdsverket i cancerogena och övriga PAH:er. De senare har inte konstaterats vara cancerogena för människor och djur. PAH:er blir cancerogena först efter metabolism. Andra effekter av PAH:er är påverkan på utveckling, reproduktionsförmåga, immunsystem, hud, endokrina systemet m m.

Idag är relativt lite känt om hur toxiska omvandlingsprodukter av PAH:er är. I de studier som har gjorts har dock flera oxy-PAH:er visat sig vara toxiska (Huang et al 1993, Mallakin et al 1999, McConkey et al 1997). I många fall är effekten lägre än för PAH:er, men ibland har oxy-PAH:erna till och med visat sig vara mer toxiska än PAH:erna de bildats från (Huang et al 1993, Mallakin et al 1999, McConkey et al 1997). Fenantrenkinon var t.ex. mer toxisk för den vattenlevande växten kupandmat än fentranren (Huang et al 1993). Precis som för PAH:er är mutagenicitet en viktig toxisk egenskap för många oxy-PAH:er. Oxy-PAH:er som visats vara

mutagena är för att nämna några, fenalenon, antantrenkinon, 6H-benso[*cd*]pyren-6-on, benzo[*a*]pyrene quinoner samt ovan nämnda 7H (Durant et al 1996, Fernandez et al 1992, Casellas et al 1995). Betydligt högre koncentrationer krävdes dock generellt av dessa ämnen än av de flesta cancerogena PAH:erna för mutagen effekt på humanceller (Durant et al 1996). Exempelvis var krysen, som var den minst mutagena PAH:n av de s.k. cancerogena PAH:erna, mutagen vid koncentrationen 750 ng/ml medan oxy-PAH:n 7H var mutagen vid koncentrationen 3300 ng/ml. En av oxy-PAH:erna, 6H-benso[*cd*]pyren-6-on, var dock mutagen vid 1/3 av benzo[*a*]pyrens mutagena koncentration, och den senare brukar betraktas som den mest cancerogena PAH:n. Både PAH:er och oxy-PAH:er kan dessutom vara toxiska på andra sätt, och att jämföra hur mutagena ämnen är säger därför bara en del om ämnens potentiella toxicitet. Fenantrenkinon var t.ex. inte mutagen vid låga doser i Durants försök (1996), men humancellerna kunde inte testas för högre koncentrationer p.g.a. celldöd orsakad av andra verkningsätt av fenantrenkinon.

Vid biologisk och kemisk sanering av PAH-förorenad mark kan bildandet av toxiska omvandlingsprodukter leda till att den totala toxiciteten i marken inte sjunker i den utsträckning som de sjunkande PAH-halterna visar (Morelli et al 2001, Alexander et al. 2002). I vissa fall kan toxiciteten t.o.m. öka (Brooks et al 1998). En förklaring skulle kunna vara ökade halter och tillgänglighet av oxy-PAH:er, som setts bl.a. vid ackumulering i mask (Matscheko et al 2002). En annan förklaring kan vara att metaboliterna är mer toxiska än ursprungssämnen. Exempelvis har en av nedbrytningsprodukterna av fenantren, fenantrenkinon, visats vara mer toxisk än ursprungssämnet. Fenantrenkinon kan bl.a. bildas då fenantren bryts ner av solljus (McConkey 1997). Därtill har en del PAH:er en bedövande effekt vid höga halter (Jager et al 2000), vilket kan påverka organismers rörlighet och eventuellt minska exponeringen vid höga halter och öka vid lägre.

I de riskbedömningsmodeller som används antas att effekterna är additiva och inte antagonistiska (motverkande) respektive synergistiska (samverkande). För ämnen som har samma toxiska mekanism fungerar detta bättre än då effekten av ämnen med olika toxiska mekanismer adderas.

7.3.5 Riskbedömning

Eftersom kunskapen om omvandlingsprodukternas toxicitet är begränsad, bygger en bedömning av den potentiella risk ämnena utgör på många antaganden. Oxy-PAH:n 7H-benso[*de*]antracen-7-on är strukturellt lik fluoranten. Den senare anses dock inte mutagen, vilket PAH:er med endast tre bensenringar sällan är. Krysen som har fyra bensenringar ingår i gruppen cancerogena PAH:er och har tillsammans med fluoranten använts som utgångsämnen när en mycket försiktig bedömning av 7H har gjorts. Fysikalkemiska egenskaper specifika för 7H har använts i beräkningar nedan (enligt remissmodell Naturvårdsverket 2005), tabell 4 och 5. Däremot har toxikologiska data för fluoranten och krysen använts för 7H (7Hk respektive 7Hf). Beräkningarna pekar mot att effekter skulle kunna uppstå vid liknande nivåer av fluoranten, krysen och 7H, tabell 5. Störst risk bedöms intag av grönsaker utgöra. Det har dock stor betydelse vilken fördelningskoefficient mellan vatten och organiskt kol i marken (K_{oc}) som använts. Att exponeringen för

oxy-PAH:n 7H via ånga är mindre jämfört med fluoranten är dock helt klart, beroende på att syre i oxy-PAH:er gör dem mer vattenlösliga och mindre flyktiga än sina motsvarande PAH:er. H'-värdet (dimensionslös Henrys konstant) för krysen i modellen på remiss (H' 0,00021, från RIVM) är väldigt lågt. Med ett högre och kanske rimligare H' skulle även krysen bedömas mer flyktig än oxy-PAH:erna, övriga exponeringsvägar skulle inte påverkas nämnvärt.

Tabell 5. Bidrag från olika exponeringsvägar av PAH:er och en oxy-PAH, 7H (7H-bens[de]antracen-7-on) vid känslig markanvändning. Beräkningarna för 7H baseras på fysikalkemiska data (tabell 4) och toxikologiska data för krysen (7Hk) respektive fluoranten (7Hf).

Exponeringsvägarnas påverkan på hälsoriskbaserat riktvärde							
Ämne	Exponeringsvägens påverkan på ojusterat hälsoriskbaserat värde						
	Intag jord	Hudkontakt jord/damm	Inandning damm	Inandning ånga	Intag dricksvatten	Intag av grönsaker	Intag fisk
Krysen	1,1%	0,5%	57%	0,1%	0,2%	41%	0,1%
Fluoranten	3,3%	1,4%	15%	32%	0,6%	48%	0,1%
7Hk	0,5%	0,2%	27%	0,6%	1,8%	70%	0,1%
7Hf	1,8%	0,8%	8%	0,2%	2,2%	87%	0,1%

Tabell 6. Relativa riktvärden i jord för fluoranten och 7H (7H-bens[de]antracen-7-on) relaterad till krysen.

Relativa riktvärden		
Ämne	Ytvatten-miljön	Ojusterat Hälsoriskvärde
Krysen	1	1
Fluoranten	1/25	3
7Hk	1/24	1/2
7Hf	1/170	3/2

Den högre vattenlösligheten och lägre adsorptionen av omvandlingsprodukter (7H) innebär risk för relativt stor spridning. Detta kan påverka organismer i närliggande ytvatten, tabell 6. Fluoranten är mer toxiskt för vattenlevande organismer än krysen. Eftersom fluoranten dessutom är mer mobilt än krysen ökar risken för effekter vid samma koncentrationer än mer. Det senare gäller på motsvarande sätt i ännu högre grad oxy-PAH:n 7H. Oxy-PAH:er har som nämnts tidigare visats ha effekter på vattenlevande växt (Huang et al 1993). Vid riskbedömning av PAH-förorenade områden bör därför framförallt effekter av oxy-PAH:er i närliggande ytvatten vägas in i bedömningen och vid val av eventuell saneringsmetod.

7.4 Bly i kulfång

Bly har sedan länge använts i ammunition främst genom att det är en vanligt förekommande och billig metall med hög densitet. Det senare är av betydelse för ammunition eftersom man då kan lagra mer kinetisk energi och få högre precision.

Bly är dessutom en mjuk gjutbar metall, vilket är av betydelse för framställning av kulor och för undvikande av rikoschetter. Vid skjutbanor förekommer bly i metallisk form i högre grad än på andra områden, vilket påverkar risken. Dessutom förekommer andra ämnen såsom vanadin och arsenik, som också ingår i ammunition.

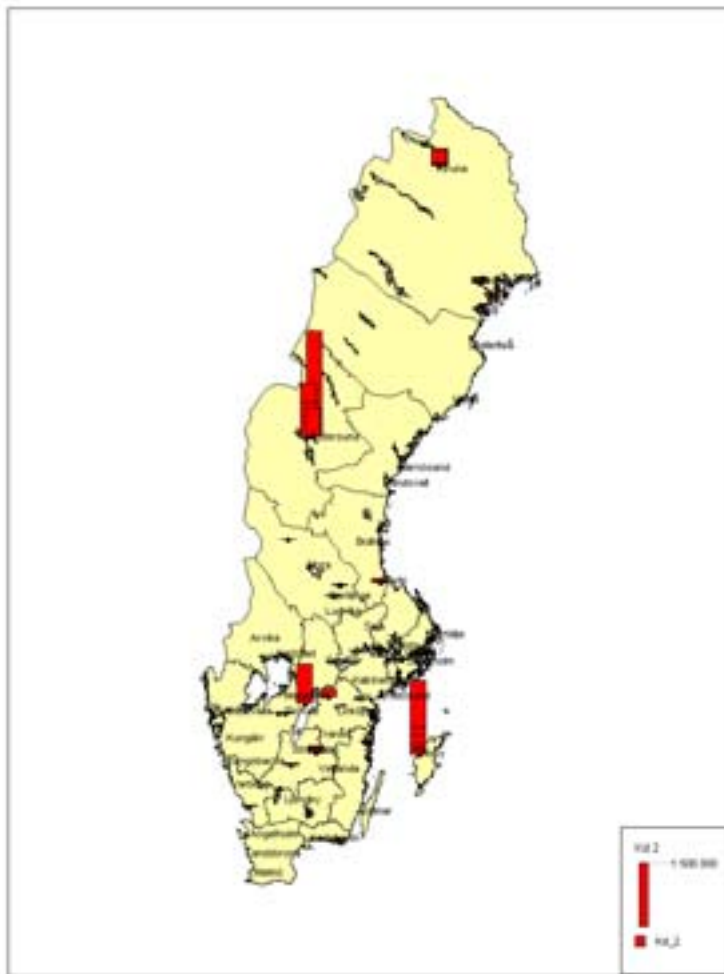
Oavsett hur användningen av bly i samband med skytte kommer att se ut i framtiden, har tidigare användning resulterat i stora mängder bly vid skjutbanor. Vid skjutbanor i USA var halterna i mark på området 10-10000 gånger högre än bakgrundshalterna (Cao et al 2003). Analyser från fem svenska skjutbanor visade på halter mellan 52-3400 mg/kg jord (Lin et al 1995). Blyhalterna i kulfångssand från 19 orter (57 prover) i Sverige insamlade mellan år 2000-2005, var 16-28000 mg/kg, bilaga 2. Dessa kan jämföras med det generella riktvärdet för MKM på 300 mg/kg som används i Sverige (Naturvårdsverket 1997). Enligt en utvärdering av inventeringsdata hade de allra flesta skjutbanor som då inventerats bedömts tillhöra riskklass 3 (Gustavsson och Nilsson 2003), dvs. branschrisiklassen skjutbanor tillhör.

7.4.1 Spridning och korrosion

Korrosion av blyhagel innebär möjlig spridning av bly i vattenfas. Rörligheten av bly i mark är generellt mycket låg jämfört med andra metaller som kadmium, koppar och nickel (Li och Shuman 1997). Endast i några fall har transport ner till en meter i marken konstaterats, då främst som blyorganiska komplex (Qvarfort och Waleij 2002). Rotkanaler, sprickor och grovkornig mark innebär ökad spridningsrisk, framförallt för att blyet inte adsorberas lika effektivt som i finkornig jord. Organiskt material och mineral som smektit, ferrihydrit och manganhydroxider minskar generellt blyets rörlighet i mark. Hög andel löst organiskt material kan dock öka rörligheten av bly vid neutralt pH genom att bilda vattenlösliga blyorganiska komplex (Cao et al 2003).

De viktigaste faktorerna som kontrollerar korrosion av bly och i förlängningen spridning är pH, tiden, klimatet, bildandet och behållandet av korrosionsskikt. I naturen är processen mycket komplicerad och rörligheten anses vara platsberoende (Lin et al 1995). Även redoxpotential, andel organiskt material i jorden, katjonbyteskapacitet, vattenhalt, kornstorlek, CO₂ tryck och temperatur inverkar. Korrosionen av bly har i en sammanfattning visats variera mellan några få promille och 50 % per år (Qvarfort och Waleij 2004). Sjunkande pH innebär förutsättningar för högre blyhalter i vatten och sambandet är ännu tydligare i mark (Qvarfort och Waleij 2004). Bly binder hårt till karbonater, fosfor och sulfat, även under ganska sura förhållanden. Bly i jordarter som innehåller dessa element kan därför antas vara relativt orörligt. Härigenom kan SGU:s jordartskartor och mineral- och bergartsdatabasen vara användbara i riskbedömningen. Tidigare erfarenheter visar att pH relativt sällan mäts i jordprover (se första delen av rapporten om riktvärdesberäkningar). För riskbedömning av blys mobilitet är mätning av pH en mycket viktig parameter. Om pH understiger 5 förekommer bly bl.a. som fria blyjoner i marklösningen. Lösligheten minskar linjärt i intervallet 3,5-6,5 (Qvarfort och Waleij 2004). När pH är 6,5-8 kan dock lösligheten öka p.g.a. ökad förekomst av löst organiskt

material och blykomplex (Sauve 1998). I proverna tagna från kulfången var pH mellan 6,2-9,4, bilaga 2, vilket innebär att utlakningen m.a.p. pH borde vara relativt låg. Kd-värden beräknade från LS 2 i lakteter var generellt höga (medianvärde 30 000) men spannet var stort, mellan 200-1 430 000, figur 19. Kd-värdet som används i Naturvårdsverkets modeller är 1000 (Naturvårdsverket 1997, 1998, 2005). Kornstorleken är inte mätt i jordproverna men materialet representerar en fördelning mellan 0 – 8 mm. Ingen tydlig korrelation med pH konstaterades ($R^2=0,3$) utan korrigeringar, men i kalkrika områden som Östersund och Gotland är lakbarheten lägre än övriga områden, figur 19. Efter korrigering för lokala avvikelser blir korrelationen betydligt högre ($>0,6$).



Figur 19. Ju mindre lakbart blyet i marken är, desto högre Kd-värde. Bly i jord från kulfång i Östersund och Gotland, var svårlakad.

7.4.2 Exponering, toxicitet och riskbedömning

Bly förekommer naturligt i jordskorpan som mineralet blyglans (PbS) och, i mindre skala, cerussit ($PbCO_3$) och anglesit ($PbSO_4$). Bly förekommer sällan naturligt i metallisk form. Trots att oxidation av metalliskt bly är utomordentligt långsam bildas relativt snabbt en stabil hinna av oxid, sulfat eller karbonat på en färsk

snittyta av metallen. Detta korrosionsskikt skyddar från fortsatt vittring. Oxid kan tillsammans med syror bilda blyjoner (Pb^{2+}) vilka är giftiga. Vattenledningar av bly kan därför vara hälsofarliga.

Eftersom naturen, särskilt på magra jordar i västra Sverige, är försurad ($pH \approx 4-5$), finns teoretiskt möjligheten att Pb^{2+} urlakas från kulfång. Emellertid kan man räkna med att tillgången på sulfatjoner är tillräcklig hög för att demobilisera bly genom utfällning av angelsit ($PbSO_4$). Det är därför inte troligt att urlakning av blyjoner (Pb^{2+}) från kulfångssand skulle kunna orsaka nämnvärd skada i grund- eller ytvattenrecipinter.

Då skjutbanor sällan ligger intill bostadsområden utgör blyföroreningarna sällan ett problem för människors hälsa i vardagen. Intag av bly via jord, vilket inkluderar inandning av större partiklar, bedöms vara den största exponeringsrisken för förorenad jord i den generella modellen (Naturvårdsverket 1997b). Vid skjutbanor förekommer en stor del av blyet i metallisk form vilket innebär en lägre biotillgänglighet och därmed risk, än om blyet förekom i andra former och var löst i porvatten och grundvatten. Även i metallisk form är dock blyet biotillgängligt när exponeringen sker via mun-mag-tarmsystemet (McKinney 2000, Barltrop och Meek 1979, Panariti och Berxholl 1998). Upptaget av bly i blodet minskar med ökande storlek på blypartiklarna (Barltrop et al 1979), men det är inte känt hur stora partiklar korrelationen gäller för. Antagandet kan därför inte göras att stora blymetallpartiklar inte innebär exponering, men att den är mindre än vid exponering för små partiklar. Vid försök med skjutning av blyammunition i sand, visades den största andelen bly finnas i fraktionen 2-4 mm och en mycket mindre andel i 0,125-0,25 mm (Qvarfort och Waleij 2002). Slutsatsen blir därför att även metalliskt bly i kulfångssand är tillgängligt och kan innebära exponeringsrisk för människor vid t.ex. monteringsarbeten vid skjutbanan, men att större partiklar utgör en mindre risk än finmaterial.

Ett stort problem med bly vid jakt är emellertid att andfåglar som lever i våtmarker, blir exponerade för ammunition, framförallt hagel. Det är främst hagel som orsakar förgiftningar eftersom fåglarna får i sig bly via föda genom att missta hagel för gruskorn, de senare nödvändiga för matsmältningen. Änder, gäss och svanar som betar på botten av sjöar eller strandängar men även måsfåglar och vadare är speciellt utsatta för denna typ av blyförgiftning. Detta förhållande är väl dokumenterat och är den övervägande orsaken till restriktioner vid användandet av hagel inom dessa områden. Det är även belagt att rovfåglar indirekt får i sig bly från bytesdjuren (Mörner 2003).

Det är främst marklevande organismer som befaras påverkas vid höga blyhalter i marken (Naturvårdsverket 1997a). På motsvarande sätt som större blyfragment i kroppen innebär lägre blyupptag, minskade lakbarheten med ökande kornstorlek (Qvarfort och Waleij 2002). Därtill är större partiklar mindre tillgängliga fysiskt för små organismer. Även för marklevande organismer är metalliskt bly m.a.o. tillgängligt, men i olika grad beroende på blyfraktionering och levnadssätt m.m. Svenska riktvärden för effekter i markmiljön (E_{mark}) baseras på holländska modeller (Naturvårdsverket 1997 och 2005). I dessa beräknas E_{mark} utifrån motsvarande koncentration i vatten och ämnets fördelningskoefficient mellan jord och vatten,

framförallt för ämnen där toxicitetsdata från försök i jord saknas (Crommentuijn 1997). Endast löst metall anses biotillgänglig. Effekterna av den blyhalt som mäts i kulgångssand kan därför överskattas på två vis, dels genom att metalliskt bly är mindre biotillgängligt än löst, dels p.g.a. att lakbarheten och därmed tillgängligheten i många fall är låg. Även riktvärden som baseras på effekter på marklevande organismer kan således beräknas verksamhets- och platsspecifikt.

Sammanfattningsvis så skiljer sig de förorenande aktiviteterna vid skjutbanor mycket från många andra förorenande verksamheter. Bly förekommer framförallt metalliskt, vilket innebär en något lägre biotillgänglighet än om blyet förekommer i lösning. Hälsoriskerna är därmed lägre än vad halten anger. Lakbarhet avseende bly från ett stort antal kulfång i Sverige är generellt låg. I de fall mark-pH överstiger 6 och mineral såsom smektit, ferrihydrit och manganhydroxider förekommer enligt mineralogiska kartor på platsen, kan en låg rörlighet förväntas och därmed en liten spridning till yt- och grundvattenrecipienter. Det är framförallt marklevande organismer och, ifall skjutbanan ligger intill våtmark, sjöfågel som riskerar påverkas av bly från skjutbanor. Högre adsorption till jord innebär lägre exponering också för organismer i mark. Detta sammantaget med det stora antalet skjutbanor som finns i landet motiverade att riktvärden beräknades för bly i kulfång som en utveckling av branschrikklassning (Qvarfort, Lundgren 2006). En jämviktsmodell användes för skydd av marklevande organismer baserad på lakförsök med prover från kulfång samt litteraturdata om toxicitet i vatten och jord.

7.5 Kvicksilverformer i riskbedömning

Hantering av kvicksilver inom massa- och pappersindustrin samt kloralkaliindustrin har varit en källa till förorening av jord och strandnära områden. Koncentrationerna av kvicksilver i fri form i vatten är vanligtvis mycket låga även på områden som förorenats. En betydligt större andel är bundet eller adsorberat till jorden. Kvicksilver utmärker sig bland de oorganiska ämnena genom att bilda extremt starka bindningar till naturligt organiskt material. Detta förklaras av interaktionen mellan Hg^{2+} och reducerade organiskt svavel, s.k. tiolgrupper (Skylberg et al 2000). Av denna anledning korrelerar Hg^{2+} positivt till halten kol i bäckvatten (Johansson et al 1991, Mierle och Ingram 1991). I de svenska modeller som ofta används för beräkning av riktvärden (Naturvårdsverket 1997 och 2005) ingår inte andelen kol som en parameter som speglar kvicksilvers fördelning i vatten- och fastfas. Anledningen är att för lite är känt om dess påverkan, för att kunna använda denna parameter generellt. Att olika former av kvicksilver fördelar sig olika mellan vatten och jord har visats i flera undersökningar (Allison och Allison 2005, sammanställning) och kan användas för uppskattning av rörlighet och exponering av olika kvicksilverformer.

7.5.1 Kemisk analys

Hittills har kemisk analys av totalkvicksilver dominerat i samband med undersökningar och riskbedömningar av förorenade områden. Det beror till stor del på att analys av ingående kvicksilverformer har varit svåra att få utförda. Svenska

kommersiella laboratorier kan idag analysera metylkvicksilver i luft, vatten, jord, sediment och biologiskt material. En ny metod för att provta Hg^0 (elementärt eller metalliskt kvicksilver), Hg^{2+} (oorganiskt kvicksilver), MeHg^+ och dimetylkvicksilver (organiskt kvicksilver) i luft och i fält och därefter analysera ämnena, har utvecklats (Larsson och Frech 2003). Vid provtagningen förekommer kvicksilver-species i komplex med andra ämnen. Metoden bygger på att en känd mängd av samma kvicksilverform som ska mätas tillförs provet under provtagningen, som en anrikad isotop. I metoden ingår adsorption av kvicksilverföreningar på kromatografiskt material, derivatisering, termisk desorption och separation och identifiering med gaskromatograf/induktivt kopplad plasma/ masspektrometer. Eftersom tillsatt isotop har samma kemiska och fysikaliska egenskaper som ämnet som ska analyseras (analyten) och går att särskilja från analyten, är metoden transparent och förluster och omvandlingar under hanteringen av provet och effekter av matrisen kompenseras väl. Detta är en fördel jämfört med traditionella metoder som bygger på användning av standarder vid sidan om proverna. Användning av isotoputspädning används också för analys av olika kvicksilverformer i vatten, jord och sediment och finns kommersiellt tillgängliga efter samarbete med forskare.

En utveckling av metoden ovan med on-line derivatisering har använts för att mäta avgång till luft av Hg^0 och Hg -föreningar från sediment i mikrokosm (Larsson et al 2005). I närvaro av luftflöde minskade avgången av kvicksilver. Metoden kan vara användbar för att undersöka processer i kvicksilverförorenade sediment och jordar. Den kan också användas för att mäta faktiska koncentrationer i luft som komplement till, eller istället för, att beräkna halten utifrån förväntad fördelningen mellan mark och luft och kännedom om koncentrationer i mark (Frech et al 2004). Metoden är dock ännu inte anpassad för riktigt höga halter och hantering enligt ovan av mycket kvicksilverförorenad mark är problematisk ur provtagningssynpunkt än så länge.

Halter i miljön

Metylkvicksilver utgör oftast en mindre andel av totalkvicksilver i miljön. Andelen MeHg av totalkvicksilver var mindre än 1 % i sediment från Umeälven (Sanfridsson 2003), medan den var högre i Svartsjöarna, mellan 0,7-13 % av totalkvicksilver (Hultfreds kommun 1998). I jord från skogsmark var andelen MeHg hög, mellan <0,5-5,2 %, och i strandbanken till en dränerande bäck upp till 17 % (Skylberg et al 2003). Analyser av jordar från Kina och Slovakien, referensområden och förorenade områden, visar på betydligt lägre inflytande av MeHg , generellt < 1 % (Horvat et al 2003, Dombalova et al 2005). I nederbörd i Kungsbacka mätt månadsvis år 2000 utgjorde MeHg 3 % av Hg_{tot} (IVL 2000). Mätningarna i luft med isotopmetoden, beskriven ovan, resulterade i koncentrationer om 2,1-2,6 $\text{ng Hg}^0/\text{m}^3$ och mindre än ca 0,05 $\text{ng MeHg}/\text{m}^3$, dvs. mindre än 3 % (Larsson och Frech 2003). I en annan undersökning togs jord från ett område förorenat av industrier (Frech et al 2004). Halterna av olika kvicksilverformer mättes i luften ovanför jorden på laboratorium. Elementärt kvicksilver utgjorde 98-99 % av det Hg_{tot} , Hg^{2+} 1-2 % och metylkvicksilver 0,003 %.

7.5.2 Riskbedömning

I svenska riskbedömningsmodeller (Naturvårdsverket 1997 och 2005) beräknas riktvärden för totalkvicksilver. Elementärt kvicksilver Hg^0 är betydligt flyktigare än (mono)metylkvicksilver. Metylkvicksilverkomplex har lägre Kd-värden och är därmed mer mobila än Hg^{2+} -komplex (oorganiskt kvicksilver). Metylkvicksilver är dessutom mer toxiskt för vattenlevande organismer än oorganiskt kvicksilver och står för stor del av bioackumuleringen. Med ett riktvärde för totalkvicksilver antas att kvicksilver består av den mest toxiska formen för respektive exponeringsväg, när olika former snarare utgör andelar av totalkvicksilver. Det innebär att riskerna kan överskattas. Frågan är därför om separata riktvärden bör beräknas för elementärt kvicksilver, metylkvicksilver och oorganiskt kvicksilver. För beräkningarna i tabell 7 har i Naturvårdsverkets modeller använts. Kategori 3 har kompletterats med data gällande kvicksilverformer (Allison och Allison 2005 samt Lindkvist 1984). Observera att för flera ingångsparametrar används samma data för Hg_{tot} , MeHg och Hg^{2+} .

Beräknat enligt Naturvårdsverkets modeller (1997 och 2005) är det kvicksilver som vi andas in, elementärt kvicksilver, som utgör störst exponering vid markanvändning motsvarande dem i modellerna. Därefter följer intag av metylkvicksilver via vatten, jord och grönsaker. Använda data för tolerabelt dagligt intag av oorganiskt kvicksilver är fyra gånger högre än av metylkvicksilver. Referenskoncentrationerna av Hg^{2+} -komplex är därför flera gånger högre än av MeHg och Hg^0 . Vid mindre känslig markanvändning bedöms kvicksilverkomplex ha underordnad betydelse för exponeringsrisk, på grund av hög flyktighet hos Hg^0 .

För ytvattenrecipienten kan spridning av MeHg ha större betydelse än spridning av övriga kvicksilverspecies. Det innebär att information om kvicksilverformer ger ökad kännedom om möjlig miljöpåverkan. De metyleringsprocesser som sker i omväxlande syrefria miljöer, populärvetenskapligt beskrivet av Skyllberg (2003), är också viktiga för halt och effekter av MeHg.

Tabell 7. Referenskoncentrationer för kvicksilver utifrån Naturvårdsverkets modeller (Naturvårdsverket 1997 och 2005). I kategori 3 har följande parametrar ändrats gentemot modell: Hg²⁺-komplex: Kd-värde, Henrys konstant H' och TDI. MeHg-komplex: Kd-värde och H'. Cytv – acceptabla halter i ytvatten. KM-känslig markanvändning, MKM-mindre känslig markanvändning.

1. Generell modell 1997		Referens-	
Hg _{tot}	Exponeringsväg alt. Cytv (µg/l)	koncentration (mg/kg)	Kommentar
KM Hg _{tot}	Dricksvatten	3	Innan justering
MKM Hg _{tot}	Inandning ånga	26	Innan justering
Ekotox ytvatten Hg _{tot}	0,1 µg/l	1200	
2. Remissmodell 2005			
Hg _{tot}			
KM Hg _{tot}	Inandning ånga	11	Innan justering
MKM Hg _{tot}	Inandning ånga	33	Innan justering
Ekotox ytvatten Hg _{tot}	0,01µg/l	20	Ccrit bakgrundshalt Hg
3. Remissmodell 2005			
Hg ²⁺ och MeHg			
KM Hg ²⁺	Intag jord	200	Innan justering
MKM Hg ²⁺	Intag jord	2700	Innan justering
KM MeHg	Intag jord o grönsaker	47	Innan justering
MKM MeHg	Intag jord	640	Innan justering
Ekotox ytvatten Hg ²⁺	0,01 µg/l Hg	250	Ccrit bakgrundshalt Hg
Ekotox ytvatten MeHg	0,01 µg/l Hg	25	Ccrit bakgrundshalt Hg
KM Ekotox mark		5	
MKM Ekotox mark		10	

Inandning av ånga styr generella riktvärden av kvicksilver i Naturvårdsverkets modeller. Enligt miljömedicinska bedömningar gjorda för ett antal områden förorenade med kvicksilver samt intilliggande områden, är det framförallt just inandning av elementärt kvicksilver som utgör eventuell risk för människor. Men jämfört med den källa till exponering inomhus som egna och andras amalgamfyllningar innebär, så anses i många fall förorenade områden (utan ytvattenrecipient) utgöra en mindre risk för människor (Sällström 2003). De halter i luft som accepteras för arbetsmiljö i Sverige är 10 och 30 gånger högre för organiskt respektive oorganiskt kvicksilver än de acceptabla luftkoncentrationer för totalkvicksilver som WHO rekommenderar för alla aktiviteter och som används i den modell som skickades på remiss 2005 (Arbetsmiljöverket 2005, WHO 2000, Naturvårdsverket 2005).

Vid en given kvicksilverhalt i jord är det framförallt hälsoeffekter av Hg⁰ och MeHg som kan förväntas. Oorganiskt kvicksilver är mindre toxiskt och mindre spridningsbenäget. Halten Hg⁰ torde främst bero på hur kvicksilverhantering skett, t.ex. om flytande kvicksilver (Hg⁰) har hanterats. Andelen MeHg är dock i flera fall relativt låg i såväl luft, jord som sediment, vilket innebär att vid jämförelser av faktiska Hg_{tot}-halter med referenskoncentrationer för Hg_{tot} överskattas hälsorisken.

Vid bedömning av miljöeffekter har metylkvicksilver en viktig roll, dels p.g.a. högre toxicitet och mobilitet än oorganiskt kvicksilver, dels för att metylkvicksilver kan bildas framförallt i syrefattiga och omväxlande syrerika och syrefattiga områden. Dessutom bioackumuleras MeHg i hög grad. Höga andelar metylkvicksilver har påträffats i strandbankar i skogsmarker (Skylberg et al 2003) och i fiberbankar på stora djup utanför cellulosaindustrier. Kunskap om metyleringsprocessen och hur parametrar såsom nya och gamla kolkällor och koncentration av sulfat- och sulfidjoner i porvatten etc. gynnar respektive försvårar metylering är därför viktig. Det påverkar såväl provtagningsstrategier som riktvärden och behandlingsmetoder. Flera steg på vägen har tagits i ett projekt om metylering i sediment (Skylberg 2004).

Förändringar i miljön påverkar alltså förekomstformer av kvicksilver i jord och sediment. För bedömning av risker för negativa effekter på hälsa i dagsläget kan användning av referenskoncentrationer för olika former av kvicksilver vara användbart. När risker ska bedömas på lång sikt och åtgärder baseras på dessa, finns anledning att vara mer försiktig med detta förfarande.

8 Diskussion om olika lika ämnen (del 2)

Allt större kunskap om ämnenas enskilda formers egenskaper öppnar för större praktisk användning av dessa för hälsa och miljö. Att krom har olika egenskaper vid olika oxidationstal används i modeller (Naturvårdsverket 1997a), olika hygieniska gränsvärden finns för organiskt respektive oorganiskt kvicksilver (Arbetsmiljöverket 2005) och numera erbjuds också kommersiella analyser av olika arsenikformer. Hur stabila olika former är saknas dock många gånger information om, vilket försvårar hänsyn till förekomstform eftersom bedömning av risker från förorenade områden ska ske i ett långt tidsperspektiv.

8.1 Kvicksilverformer

Nya analysmetoder finns för säkrare provtagning och analys av olika kvicksilverformer, som i miljön och vid provtagningen förekommer som komplex (Larsson et al 2005). Metodiken kan användas för att mäta den verkliga exponeringen på platsen. Återigen ska det långa tidsperspektivet ses, men att kalibrera modellerade halter mot uppmätta ger bättre möjligheter att uppskatta också framtida risker.

När halter på ett område jämförs med referenshalt för totalkvicksilver överskattas generellt risken för negativa effekter på hälsa. Det beror på att metalliskt kvicksilver och metylkvicksilver utgör störst risk via inandning respektive intag av jord, grönsaker och vatten, men förekommer i mindre andel av totalkvicksilver. Oorganiskt kvicksilver är mindre toxiskt men utgör generellt en större andel av Hg_{tot} . I vissa miljöer kan dock metyleringen vara hög och belastningen av metylkvicksilver betydande. Vilka omständigheter som gynnar metylering undersöks för närvarande i andra projekt inom kunskapsprogrammet Hållbar Sanering, men i omväxlande syrerika och syrefattiga miljöer som t.ex. strandkanter, har metyleringsgraden varit hög. Kvicksilver är ett prioriterat ämne och ska fasas ut ur samhället vilket kan vara grund för mätbara åtgärds mål i form av låga halter. Sådana prioriteringar görs dock i riskvärderingen och påverkar inte bedömningen av risker.

8.2 Bly i kulfång

På skjutbanor och i kulfång förekommer bly till stor del i metallisk form. Även metalliskt bly är biotillgängligt och fragment av hagel och kulor kan därför ha negativa effekter på organismer. Upptaget av bly tycks dock vara mindre från större partiklar. Eftersom det framförallt är organismer som lever i eller nära jord som riskerar att påverkas av höga blyhalter, är det viktigt att ta hänsyn till markeffekter på platsen som i sin tur är beroende av biotillgängligheten. Blyets rörlighet på ett stort antal militära skjutbanor var generellt lågt (bilaga 2) jämfört med de K_d -värden som används i svenska modeller (Naturvårdsverket 1997, 1998, 2005).

8.3 Oxy-PAH:er

När många olika ämnen och därtill flera ämnesgrupper såsom klorerade dioxiner, furaner och bifenyler hanteras som ett ämne, förloras en del om uppfattningen om hur föreningarna uppför sig i naturen. Vid bedömning av effekter av en annan grupp organiska föreningar, PAH:er, bedöms relativt ofta även de enskilda PAH:erna (se del 1 om riktvärdesberäkningar). Allt större intresse riktas mot omvandlingsprodukter av PAH:er. Oxy-PAH:er är generellt inte lika toxiskt potenta som PAH:er, men eftersom de kan bildas naturligt vid saneringar, är relativt stabila och lättare sprids med vatten bör deras potential att påverka t.ex. ytvattenreceptienter tas med i bedömningen.

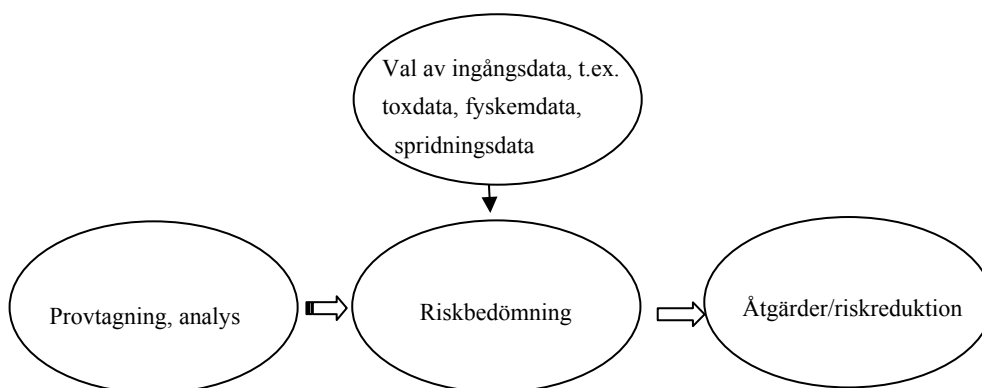
8.4 Dioxiner och dioxinlika föreningar

Dioxinanalyser ger mer information än halter. Förekomst av såväl enskilda dioxiner som den relativa förekomsten av olika dioxiner kan användas i riskklassning och riskbedömningen för avgränsning av föroreningsutbredning och för att bedöma föroreningskälla. Vid jämförelsen av mönster och profiler och för att avgöra bakgrundsbelastning är det viktigt att ha tillgång till referensprover. Tidigare användning av klorfenolpreparat för dopning av trä har gett upphov till mark förorenad med högklorerade dioxiner och furaner. De generella riktvärdena baseras på egenskaper hos lågklorerade ämnen vilket innebär att risken med intag av grönsaker och grundvatten generellt överskattas på områden med t.ex. tidigare dopning.

9 Framtida arbete

9.1 Hur ska arbetet med riktvärden, riskbedömning och åtgärder bedrivas i framtiden?

Behovet av kunskap om hydrogeologi, kemi, biologi och toxikologi ställer stora krav på dem som arbetar inom fältet och ska undersöka, bedöma och åtgärda förorenade områden. Allt sedan den första svenska riskbedömningsmodellen kom 1997 har behovet av att uppdatera data som beräkningar och modeller bygger på funnits och diskuterats. Ekotoxikologiska data kompletteras och uppdateras ständigt, toxiska ekvivalent faktorer (TEF:ar) revideras regelbundet och av olika organisationer och nya erfarenheter nås om modellens möjlighet att förutsäga risknivåer. Arbetet med vattendirektivet kommer sannolikt resultera i att fler ekotoxikologiska metoder utvecklas och används vilket torde påverka arbetet med förorenade områden. En samsyn på alla dessa med flera parametrar och metoder behövs för att arbetet med riskbedömningar ska vara smidigt och den information som allmänheten och beslutande på olika nivåer får är så samstämmig som möjligt, figur 20. Enligt sammanställningen i den första delen av rapporten om riktvärdesberäkningar finns stora skillnader i hur plats specifika riktvärden tas fram. Fortlöpande uppföljning av de riskbedömningar som utförs vore av stort värde för att säkerställa ett likartat synsätt över landet och hos olika aktörer. Efter utförd sanering dokumenteras att åtgärds målen för projektet uppfyllts och därefter avslutas projektet. I flera av projekten föreslås någon form av kontrollprogram för framtida uppföljning av utförd sanering, men det är inte klarlagt exakt omfattning, vem som ska finansiera uppföljningen eller vem som ska utföra den. Samsyn kring nya erfarenheter som rör behandlingsmetoder och uppföljning av saneringsprojekt underlättar såväl metodutveckling som bedömning av miljönytta i EBH-arbetet.



Figur 20. Figuren visar fyra steg i arbetet inom efterbehandling. Förslagsvis upprättas ett råd som tillhandahåller branschen information och råd om nya ingångsdata för bedömningar av risker vid områden för samsyn, effektivitet i hanteringen och bra kommunikering till allmänheten.

Kemikalieinspektionen har tillgång till ett toxikologiskt råd. Rådet verkar för en hög vetenskaplig standard i myndigheternas riskanalyser och ger vägledning i utarbetandet av kriterier och principer för vetenskaplig tolkning. Rådet sköter också samordning och samsyn i riskanalyser. Ett motsvarande råd för arbete med förorenade områden men med större bredd på ingående discipliner och aktörer i branschen, skulle kunna vara en väg mot samsyn och kontinuerlig uppdatering av data för användning i bedömningar av risker och åtgärder. Arbetet på nationell nivå skulle underlättas om europeiska länder samarbetade och utvärderade nya forskningsresultat och erfarenheter tillsammans och respektive land avgjorde hur rekommendationerna fördes vidare. Inom EU-projektet Heracles förs vissa diskussioner om att skapa en databas för toxiska och fysikalkemiska data tillsammans med Chemical Bureau (Carlone, e-brev 2006-01-12). Behoven av samordning finns m.a.o. i flera länder.

Balansen mellan riskbedömning baserad på summaparametrar eller en uppdelning på enskilda föroreningskomponenter (t.ex. förekomstformer) är viktig och måste ses utifrån vilka behov som föreligger. Risk för såväl över- som underskattning finns ständigt. Användning av tillgänglig information kan dock öka säkerheten i riskbedömningen.

Idag överskattas t.ex. generellt hälsoriskerna med riktvärden för totalkvicksilver. Riskerna för organismer i ytvatten är svårare att bedöma bl.a. för att mer kunskap om vilka betingelser som gynnar respektive missgynnar metylering av kvicksilver behövs. Projektet pågår för att öka kunskapen inom detta område. Dioxiner adsorberas hårt till organiskt material men ska för den skull inte betraktas som orörliga. Pågående arbeten pekar mot skillnader i fördelning mellan löst och fast organiskt material för olika dioxin- och furankongener. På sikt kan det ge oss bättre förståelse för spridning av klorerade dioxiner och furaner med grundvatten, i bäckar och sjöar. Generellt är oxy-PAH:er mindre potenta än PAH:er. Jämförelse av toxicitet och spridningsbenägenhet pekar dock mot att vissa oxy-PAH:er kan utgöra risk för ytvattenrecipienter vid något lägre halter än motsvarande PAH:er och därför behövs mer data om dels toxicitet men också om fysikalkemiska parametrar såsom K_{oc} för dessa ämnen. Det råd som föreslås ovan har sedan möjlighet att förmedla dessa kunskaper vidare för bredare användning i riskbedömnings-sammanhang.

Sammanfattningsvis nås alltjämt större kunskap om våra föroreningar genom såväl forskning som praktiska erfarenheter. För att samhället snabbt ska få tillgång till denna kunskap föreslås att ett nationellt råd upprättas som verkar för implementering, samordning och samsyn av nya data och modeller. En organisation på europeisk nivå skulle kunna tillhandahålla en del av utvärderingarna om vilka data som rekommenderas.

10 Referenser

Del 1 Riktvärdesberäkningar

Broms Sandra. 2005. Muntlig kontakt augusti angående SPIMFAB:s förfarande kring inskrivning av fastigheter i central fastighetsdataregistret i efterbehandlingshänseende.

Denneman CAJ, van Gestel CAM. 1990. *Bodemverontreiniging en bodemecosystemen: voorstel voor C-(toetsings)warden op basis ecotoxicologische risico's*. RIVM report 725201001, National Institute of public health and environmental protection, Bilthoven, The Netherlands.

Göteborgs stad. 2003. *PAH-undersökning av yttjord inom Göteborg*. Göteborgs miljöförvaltning R 2003:10, Göteborg.

IVL Svenska Miljöinstitutet AB. 2002. Allard Ann-Sofi, Malmberg Marianne, Remberger Mikael. *Platsspecifik bedömning av förorenad mark – biologiska tester i kombination med kemiska analyser*. IVL-rapport B1492, Stockholm.

Johnson Torbjörn Pelagia AB. 2005. Muntlig kontakt angående ekotoxikologiska tester med *Daphnia magna* på vattenextrakt av förorenad jord.

Jones Celia. Ansökan till Hållbar Sanering, Naturvårdsverket. 2004 från Kemakta. *Förbättrade riskbedömningar – prioritering av framtida insatser*. Naturvårdsverket, Stockholm.

Kumpiene J. 2005. *Assessment of trace element stabilization in soil*. Avhandling. Institutionen för samhällsbyggnad, Luleå tekniska universitet.

Mackay D, Shiu W.-Y, Ma K.-C. 1995. *Illustrated handbook of physical-chemical properties and environmental fate for organic chemicals*. Vol IV, CRC Lewis publisher, Boca Raton, Florida USA.

Massachusetts Department of Environmental Protection. 1994. *Background documentation for the development of MCP numerical standards*. Bureau of waste site cleanup and office of research and standards, USA.

Miljøstyrelsen. 1998. "JAGG" (Jord, Afdampning, Gas, Grundvand). Danmark.

Naturvårdsverket. 1997a. *Generella riktvärden för förorenad mark - beräkningsprinciper och vägledning för tillämpning*. NV rapport 4638, Stockholm.

Naturvårdsverket. 1997b. *Development of generic guideline values – model and data used for generic guideline values for contaminated soils in Sweden*. NV rapport 4639, Stockholm.

Naturvårdsverket och Svenska petroleuminstitutet (SPI). 1998. *Förslag till riktvärden för förorenade bensinstationer*. NV rapport 4889, Swedish petroleum institute and Swedish Environmental protection agency, Stockholm.

Naturvårdsverket. 1999a. *Metodik för inventering av förorenade områden. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Vägledning för insamling av underlagsdata*. NV rapport 4918, Stockholm.

Naturvårdsverket. 1999b. *Metodik för inventering av förorenade områden. Analys- och testmetoder*. NV rapport 4947, Stockholm.

Naturvårdsverket. 2005b. *En bok om svensk vattenförvaltning*. NV rapport 5489, Stockholm.

Network for industrially contaminated land in Europe. 2004. *Risk assessment comparison study*. Industrial sub-group, ISG, NICOLE, BP Global environment management, Middlesex, Storbritannien.

Posthuma L, van Gestel CAM, Smit CE, Bakker DJ, Vonk JW 1998. *Validation of toxicity data and risk limits for soils: final report*. RIVM report 607505004, National Institute of public health and environmental protection, Bilthoven, The Netherlands.

Ribes S, van Drogge B, Dachs J, Gustavsson Ö, Grimalt J. 2003. Influence of soot carbon on the soil-air partitioning of polycyclic aromatic hydrocarbons. *Environmental Science & Technology* 37, 2675-2680.

Statens forurensningstilsyn. 1999a. *Veiledning om risikovurdering av forurenset grunn*, SFT, Norge.

Statens forurensningstilsyn. 1999b. *Beregningverktøy SFT 99-01 Vers 1.0.xls*. SFT, Norge.

Van Gestel CAM and Ma W-C. 1990. *An approach to quantitative structure-activity relationship (QSARs) in earthworm toxicity studies*. Chemosphere 21, 1023-1033.

Umhverfisstofnun. 2005. <http://english.ust.is/infobase/pollution-prevention/WasteManagementInIceland/ContaminatedsoilInIceland/>. Island.

Del 2 Olika lika ämnen

Alexander RR, Tang J, Alexander M. 2002. Genotoxicity is unrelated to the total concentration of priority carcinogenic polycyclic aromatic hydrocarbons in soils undergoing biological treatment. *Journal Environmental Quality* 31: 150-154.

Allison J, Allison T. 2005. *Partition coefficients for metals in surface water, soil and waste*. Amerikanska naturvårdsverket. USEPA 600/R-05/074.

Arbetsmiljöverket. 2005. *Hygieniska gränsvärden och åtgärder mot luftföroreningar*. Arbetsmiljöverkets författningssamling. AFS 2005:17.

Barltrop D, Meek F. 1979. *Effect of particle size on lead adsorption from the gut*. Archives of Environmental Health 280-285.

- Brodsky J, Ballschmiter K. 1988. Reversed-phase liquid chromatography of PCBs as a basis for the calculation of water solubility and Kow for polychlorinated biphenyls. *Fresenius' journal Analytical Chemistry* 331, 295-301.
- Brooks LR, Huges TJ, Claxton LD, Austern B, Brenner R, Kremer F. 1998. Bioassay-directed fractionation and chemical identification of mutagens in bioremediated soils. *Environmental Health Perspectives* 106, 1435-1440.
- Cao X, Ma LQ, Chen M, Hardison DW, Harris WG. 2003. Lead transformation and distribution in the soils of shooting ranges in Florida, USA. *The Science of the Total Environment* 307, 179-189.
- Carlone Claudio. 2006-01-12. E-brev.
- Casella M, Fernandez P, Bayona JM, Solanas AM. Bioassay-directed chemical analysis of genotoxic components in urban airborne particulate matter from Barcelona (Spain). *Chemosphere* 30, 725-740.
- Cerniglia CE. 1997. Fungal metabolism of polycyclic aromatic hydrocarbons: Past, present, and future applications in bioremediation. *Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology* 19, 324-333.
- Crommentuijn T, Polder MD, van de Plassche EJ. 1997. *Maximum permissible concentrations and negligible concentrations for metals, taking background concentrations into account*. RIVM report 601501001. The Netherlands National institute for public health and the environment.
- Cronin MTD, Livingstone DJ. *Predicting chemical toxicity and fate*. CRC press LLC, Boca raton Florida, USA.
- Delistraty D. 1997. Toxic equivalency factor approach for risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons. *Toxicological and Environmental Chemistry* 64, 81-108.
- Dombaiova R, Huang J-H, Matzner E. 2005. Mercury and methylmercury in soils and plants of differently contaminated sites in Slovakia. *Journal of plant nutrition and soil science* 168, 238-240.
- Durant JL, Busby WF, Lafleur AL, Penman BW, Crespi CL. 1996. Human cell mutagenicity of oxygenated, nitrated and unsubstituted polycyclic aromatic hydrocarbons associated with urban aerosols. *Mutation research* 371, 123-157.
- Eriksson J, Frankki S, Shchukarev A, Skyllberg U. 2004. Binding of 2, 4, 6-trinitrotoluen, aniline, and nitrobenzene to dissolved and particulate soil organic matter. *Environmental Science & Technology* 38, 3074-3080.
- Fernandez P, Grifoll M, Solanas AM, Bayona JM, Albaiges J. 1992. Bioassay-directed chemical analysis of genotoxic components in coastal sediments. *Environmental Science & Technology* 26, 817-829.

- Frankki S, Skyllberg U. 2005. Chlorophenol binding to dissolved and particulate soil organic matter determined in controlled equilibrium systems. *European Journal of Soil Science*.
- Frech W, Tesfalidet S, Larsson T, Lambertsson L, Chtchoukarev A. 2004. *Delunderlag för kvicksilversanering vid industriområde i Sundsvall, emissionspotential och specieringsbestämning*. MCN rapport, ISSN 1651-8241.
- Hansson M. 1997. *Occupational exposure to polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans versus other sources*. Licentiatavhandling, Umeå Universitet, Umeå.
- Horvat M, Nolde N, Fajon V, Jereb V, Logar M, Lojen S, Jacimovic R, Falnoga I, Lij Q, Faganeli J, Drobne D. 2003. Total mercury, methylmercury and selenium in mercury polluted areas in the province Guizhou, China. *The Science of the Total Environment*, 304, 231-256.
- Huang X-D, Dixon DG, Greenberg BM. 1993. Impacts of UV radiation and photomodification on the toxicity of PAHs to the higher plant *Lemna gibba* (duckweed). *Environmental Toxicology* 12, 1067-1077.
- Gustavsson M, Nilsson U. 2003. *Utvärdering av inventeringsresultat och användning av MIFO*. Naturvårdsverket, Stockholm.
- Jager T, Sánchez FAA, Muijs B, van der Velde E, Posthuma L. 2000. Toxicokinetics of polycyclic aromatic hydrocarbons in *Eisenia andrei* (*oligochaeta*) using spiked soil. *Environmental Toxicology and Chemistry* 19, 953-961.
- Johansson K, Aastrup M, Andersson A, Bringmark L, Iverfeldt Å. 1991. Mercury in Swedish forest soils and waters-assessment of critical load. *Water, Air and Soil Pollution* 56, 267-281.
- Hultfreds kommun. 1998. *Svartsjöprojektet. Miljöriskbedömning av fiber- och kvicksilverförekomst i Svartsjöarna och Pauliströmsån*.
- IVL. Svenska Miljöinstitutet AB. *Månadshalter av kvicksilver i nederbörd år 2000, Rörvik, Kungsbacka*.
- [http://www.ivl.se/db/plsql/DVSHGMAN\\$b1.ActionQuery?P_STAT_ID=105&P_MAN=2000%25](http://www.ivl.se/db/plsql/DVSHGMAN$b1.ActionQuery?P_STAT_ID=105&P_MAN=2000%25)
- Karickhoff SW. 1981. Semi-empirical estimation of sorption of hydrophobic pollutants on natural sediments and soil. *Chemosphere* 10, 833-846.
- Karlsson S. 2005. *Mobility of PAHs and oxy-PAHs in contaminated soil*. Examensarbete, Miljökemi, Umeå Universitet.
- Larsson T, Frech W. 2003. Species-specific isotope dilution with permeation tubes for determination of gaseous mercury species. *Analytical Chemistry* 75, 5584-5591.

- Larsson T, Björn E, Frech W. 2005. Species specific isotope dilution with on line derivatisation for determination of gaseous mercury species. *Journal of Analytical Atomic Spectrometry* 20, 1232-1239.
- Lexén K, de Wit C, Jansson B, Kjeller L-O, Kulp S-E, Söderström S, Rappe C. 1993. Polychlorinated dibenzo-*p*-dioxin and dibenzofuran levels and patterns in samples from different Swedish industries analyzed within the Swedish dioxin survey. *Chemosphere* 27, 163-170.
- Li Z, Shuman LM. 1997. Mobility of Zn, Cd and Pb in soils affected by poultry litter extract – I. leaching in soil columns. *Environmental Pollution* 95, 219-226.
- Lin Z, Comet B, Qvarfort U, Herbert H. 1995. The chemical and mineralogical behaviour of Pb in shooting range soils from central Sweden. *Environmental Pollution* 89, 303-309.
- Lindqvist O, Jernelöv A, Johansson K och Rodhe H. 1984. *Mercury in the Swedish environment. Global and local sources*. Naturvårdsverket rapport PM 1816.
- Lundstedt S. 2003. *Analysis of PAHs and their transformation products in contaminated soil and remedial processes*. Doktorsavhandling, Umeå universitet, Umeå.
- Mallakin A, McConkey BJ, Miao G, McKibben B, Snieckus V, Dixon DG, Greenberg BM. 1999. Impacts of structural photomodification on the toxicity of environmental contaminants: anthracene photooxidation products. *Ecotoxicology and Environmental safety* 43, 204-212.
- Matscheko N, Lundstedt L, Svensson L, Harju M, Tysklind M. 2002. Accumulation and elimination of 16 polycyclic aromatic compounds in the earthworm (*Eisenia fetida*). *Environmental Toxicology and Chemistry* 21, 1724-1729.
- McConkey BJ, Duxbury CL, Dixon G, Greenberg BM. 1997. Toxicity of a PAH photooxidation product to the bacteria *Photobacterium phosphoreum* and the duckweed *Lemna gibba*: effects of phenanthrene and its primary photoproduct, phenanthrenequinone. *Environmental Toxicology and Chemistry* 16, 892-899.
- McKinney PE. 2000. Acute elevation of blood lead levels within hours of ingestion of large quantities of lead shot. *Clinical Toxicology* 38, 435-440.
- Meyaln WM, Howard PH. 1991. Bond contribution method for estimating Henry's law constants. *Environmental toxicology and chemistry* 10, 1283-1293. Data I Chemfinder.
- Mierle G, Ingram R. 1991. The role of humic substances in the mobilization of mercury from watersheds. *Water, Air and Soil Pollution* 56, 349-357.
- Miljöstyrelsen. http://www.mst.dk/udgiv/Publications/1999/87-7909-281-0/html/helepubl_eng.htm). Environmental project no. 447, 1999.

Morelli IS, vecchiolo GI, Del pano MT, Panceira MT. 2001. Effect of petrochemical sludge concentrations on changes in mutagenic activity during soil bioremediation process. *Environmental Toxicology and Chemistry* 20, 2179-2183.

Mörner T. 2003. Svensk Jakt Nr 9 . Svenska jägareförbundet, Nyköping.

Naturvårdsverket. 2005. Remiss angående vägledningsmaterial för riskbedömning av förorenade områden. Diarienummer 642-4709-04.

<http://www.naturvardsverket.se/index.php3?main=/dokument/teknik/sanering/saner dok/riskbe/riskbe.htm>

Nordiska Rådet 1995. *Environmental hazard classification. Data collection and interpretation guide*. 2 edition. TemaNord 1995:581. The Nordic council of ministers, Köpenhamn.

Panariti E, Berxholi K. 1998. Lead toxicity in humans from contaminated flour in Albania. *Veterinary Human Toxicology* 40, 91-92.

Persson Y, Lundstedt S, Öberg L, Tysklind M. 2005. *Composition of chlorinated compounds at contaminated sawmill sites – distribution of CPs, PCPPs, PCDEs, PCDFs and PCDDs in soil samples*. Insänt manuskript.

Qvarfort U, Waleij A. 2002. *Bly i skjutvallar. Fördelning av bly i olika sandfraktioner vid skjutning med 7,62 mm ammunition*. Underlagsrapport FOI-R 0164. Totalförsvarets forskningsinstitut, NBC skydd, Umeå.

Qvarfort U, Waleij A. 2004. *Förekomst och miljöeffekter till följd av militära och andra vapenrelaterade aktiviteter*. Underlagsrapport FOI-R 1178. Totalförsvarets forskningsinstitut, NBC skydd, Umeå.

Qvarfort U, Lundgren N. 2006. *Miljö- och hälsoriskbedömning av bly i kulfång*. Underlagsrapport FOI. Totalförsvarets forskningsinstitut, NBC skydd, Umeå.

Rappe C, Andersson R, Bergqvist P-A, Brohede M, Hansson M, Kjeller L-O, Lindström G, Marklund S, Nygren M, Swanson SE, Tysklind M, Wiberg K. 1987.

Overview on environmental fate of chlorinated dioxins and dibenzofurans. Sources, levels and isomeric patterns in various matrices. *Chemosphere* 16, 1603-1618.

Sabljić A, Gusten H, Verhaar H, Hermens J. 1991. QSAR modelling of soil sorption. Improvements and systematics of log Kow vs. log Koc correlations. *Chemosphere* 31, 4489-4514.

Safe S. 1990. Polychlorinated biphenyls (PCBs), dibenzo-*p*-dioxins (PCDDs), dibenzofurans (PCDFs), and related compounds: environmental and mechanistic considerations which support the development of toxic equivalency factors. *CRC Critical Reviews in Toxicology* 21, 51-88.

- Skylberg U, Xia K, Bloom PR, Nater EA, Bleam WF. 2000. Binding of mercury(II) to reduced sulfur in soil organic matter along upland-peat soil transects. *Journal of Environmental Quality*, 29, 855-865.
- Skylberg U. 2003. *Kvicksilver och metylkvicksilver i mark och vatten – bindning till humus avgörande för miljörisk*. Fakta Skog Nr 11.
- Skylberg U, Qian J, Frech W, Xia K, Bleam WF. 2003. Distribution of mercury, methyl mercury and organic sulphur species in soil, soil solution and stream of a boreal forest catchment. *Biogeochemistry* 64, 53-76.
- Skylberg U. 2004. Ansökan till Hållbar Sanering, Naturvårdsverket 2004. Förbättrad riskbedömning av kvicksilverkontaminerade sediment och jordar grundad på kopplingen mellan fastfas speciering och nettometylering. Naturvårdsverket, Stockholm.
- Sveriges geologiska undersökningar, SGU.
http://www.sgu.se/sgu/sv/geol_kartering/jordart_kart.html
- Sällström G. 2003. *Miljömedicinskt yttrande angående kontaminerad mark i Sandliden, Bohus*. Västra Götalandsregionens Miljömedicinska Centrum, Göteborg 2003-07-09.
- Tysklind M, Fångmark I, Marklund S, Lindskog A, Thaning L, Rappe C. 1993. Atmospheric transport and transformation of polychlorinated dibenzo-*p*-dioxins and dibenzofurans. *Environmental Science & Technology* 27, 2190.
- Tysklind M. 1993. *Multivariate chemical characterization and modelling of polychlorinated dioxins and dibenzofurans*. Avhandling, Miljö kemi, Umeå Universitet, Umeå.
- Van den Berg M, Birnbaum L, Bosveld ATC, Brunstrom B, Cook P, Feeley M, Giesy JP, Hanberg A, Hasegawa R, Kennedy SW, Kubiak T, Larsen JC, van Leeuwen FXR, Liem AKD, Nolt C, Peterson RE, Poellinger L, Safe S, Schrenk D, Tillitt D, Tysklind M, Younes M, Waern F, Zacharewski T. 1998. Toxic equivalency factors (TEFs) for PCBs, PCDDs, PCDFs for humans and wildlife. *Environmental Health Perspectives* 106, 775-792.
- WHO. 2000. *Air quality guidelines for Europe*, 2nd ed. WHO regional publications, European series, No. 91. Köpenhamn.
- Östlund P. 2003. *Identifiering och kvantifiering av källor till kvicksilver och dioxiner i systemet Lelång-Bengtsbrohöljen*. Studsvik RadWaste AB. Rapport EKA 2002:6, Bengtsfors kommun.

Områden med platsspecifika riktvärden									
PRV=platsspecifika riktvärden, GRV=genrelle riktvärden, Markklass=jord som PRV beräknats för med viss markanvändning och ibland avgränsad i djupled									
Nr	Område	Län	Kommun	Föreopande verksamhet	Misstänkta föroreningar	Laktes ter	Biol unders	Sammanfattning	Källa
1	Vågmästaren, Kvarteret	S	Karlstad	Såg, virkesupplag, båtvarv	Metaller, klorfenoler, dioxin	0	0	Övre gräns satt för dioxiner, inget PRV överstiger toxtestvärde med viss säkerhetsmarginal på rätta.	Förslag till platsspecifika riktvärden, kvarteret Vågmästaren. 2001-05-15
2	Robertsfors	AC	Robertsfors	Impregnering	As, Cr, Pb, Zn, Cu	1	1	Andra exponeringsförhållanden. Bäckan låg utspädning. Har använt sig av gränsen mellan låga och måttligt höga halter, NV:s ytvattenkriterier, bedömningsgrunder för ytvatten, samt använt läckageberäkningar. Subletaltest på zebrafiskyngel och laktester. PRV för CrVI lägre än GRV.	Huvudstudie - steg 2. Fd träimpregneringsanläggning, Robertsfors kommun. 2003-06-27
3	Tvärans såg	BD	Gällivare	Fd såg	Metaller, PAH, olja	1	1	Om jord under PRV luktar kraftigt ska bortschaktning övervägas. Ekotox off-site ej styrande, därför ej påverkat PRV enl författarna. Analys av metall- och arsenikhalt i anslutande ytvatten.	Fördjudad riskbedömning och förslag till platsspecifika riktvärden för föroreningar i mark. 2002-03-01
4	Hanssons såg	BD	Luleå	Fd såg	Klorfenoler, dioxiner, koppar	0	0	För koppar har djupberoende riktvärden tagits fram, riktvärdet för dioxiner gäller oavsett djup. Avgränsningen av dioxiner mest troligt omgjord. Bakgrundshalten analyserad innan sanering, därav PRV och mätbara åtgärds mål lika.	Rapport Efterbehandling av fd Hanssons såg i Luleå Huvudstudie 2002-06-28, e-brev om bakgrundshalter.
5	Forsmo	Y	Sollefteå	Impregnering	CCA, kresot	1	0	Även med hög fiskkonsumtion, 1kg/vecka från närliggande bäckar, finns ingen risk för negativa hälsoeffekter enligt författarna. Mindre exponeringsrisk i djupled, grundvatten får ej tas ut vid området utan minst 200m därifrån (krav ställs på att grundvatten 200m från området ej ska överstiga dricksvattennormen.), odling tillåts ej på området men bär o svamp ska kunna ätas. Lägre PRV för PAH-ö än GRV.	Fördjudad riskbedömning av Forsmo impregneringsanläggning i Sollefteå kommun. 2002-05-21.
6	Köpmanholmen	Y	Örnsköldsvik	Industriområde bla kloralkali, massafabrik	Metaller, aromater, alifater, terpentin	0	0	Riktvärden framtagna för terpentin. Ekotoxdata för ämnen som ingår i terpentin var få enl författarna. LC-data och säkerhetsfaktor 10 användes. Kd ändrats för Hg utifrån haltmätningar i jord o vatten.	Köpmanholmens industriområde. Omfattning av förorening, riskbedömning och åtgärdsförslag, 2002-06.
7	BT kemi	M	Svalöv	Produktion pesticider	Klorfenoler, fenoxisyror, kresol, dioxiner	0	0	Ingen odling inberäknad, däremot bärntag i översta naturmarklagret. Intaget via fisk beräknas inte utifrån generella modellen utan från Kow-värde (norska o nederländska modellen) samt uppskattat fiskintag. Andelen fett 5% o 40g fisk/dag, max log Kow6. Inandning av ångor beräknad med en mindre utspädning, men färre dagars exponering. Exponeringstiden för hudkontakt jord för vuxna högre, för barn lägre än i generella modellen. Intag av fisk styrande exponeringsväg för de flesta ämnen. Recipientens vatten har även beaktats som dricksvatten, även om ej inräknat i totala exponeringen. Halterna understiger generell de dricksvattennormer man jmf med. Tagit fram många data dels för ämnen som det inte finns generella riktvärden för (fenoxisyror), dels för uppdatering för ämnen som GRV finns för.	Modifierat förslag till platsspecifika riktvärden för fd BT Kemi-området i Svalövs kommun. 2004-08-05, version 3.
8	Alderholmen	X	Gävle	Fd hamn- och industriområde	As, Pb, Cd, Cu, Hg, Ni, Zn, PAH, PCB, alifater >C16-C35	0	0	Rörledningsschakter behandlas inte som massor under täkt yta pga miljöhänsyn. Ingen jord klass D ("diverse") tillåts som återfyllandsmaterial i rörledningsschakt. Delvis utgått från norska modellen. Har räknat med högre toxikologisk risk för PCB och bly, ev indirekt SFT referens. Författarna skriver att riktvärden korrigerats för bakgrundshalter, bakgrundexponering och analytisk detektionsgräns, det senare c-PAH. Skriver att hänsyn bara tagits till detta område och att andra områden kan påverka samma recipient. Lägre PRV för bly och summa 7 PCB än GRV för bly respektive PCB.	Alderholmen. Miljöteknisk markundersökning, platsspecifika riktvärden. 2001-08-28.

Områden med platsspecifika riktvärden									
PRV=platsspecifika riktvärden, GRV=genrelle riktvärden, Markklass=jord som PRV beräknats för med viss markanvändning och ibland avgränsad i djupled									
Nr	Område	Län	Kommun	Föreopande verksamhet	Misstänkta föroreningar	Laktes ter	Biol unders	Sammanfattning	Källa
9	F2 Hägernäs	AB	Täby	fd flyfottlj	Metaller, PAH, alifater	0	0	De riktvärden som föreslagits är betydligt lägre än de beräknade och har anpassats till haltgränser för farligt avfall och uppdragsgivarens policy (KM-krav på gårds- o parkmark samt under byggnader). Riktvärdena gäller ej fri fas utan adsorberade föroreningar ovan grundvatten. Tagit bort ekotox on-site ur beräkningen förutom gårds- o parkmark översta lagret, anses ej relevant. Ingen diskussion ang utspädningsförhållandena till recipeinten, kan ingå i den miljötekniska undersökningen. Riktvärden motsvarande MKM har använts i allra översta lagret under byggnader (0-0,3m) pga ev markarbeten för icke-flyktiga ämnen, för flyktiga ämnen KM.	Beräkning av platsspecifika riktvärden för F2-området i Hägernäs, Täby kommun. 2003-02-20
10	Gjutaren Kvarteret Kungälv	O	Kungälv	Kemtvätt	Aromater, klorerade alifatiska kolväten	0	0	Ingen egentlig riskbedömning av området utan av boendet. Riskbedömning för framtida boende, exponering för föroreningar i jord och i grundvattnet under byggnader. Exponeringstiden för ångor i garage antas innebära största (enda) exponering. Stor utspädning antas i själva lägenheterna. Exponering beräknade i byggnader och ej utomhus. Ingen direkt kontakt med jorden ty under byggnader. Riskbedömning av miljö kan antas ej ha ingått i uppdraget, ingen motivering till varför, annat än att hälsan varit det primära. Platsspecifika riktvärden har tagits fram för två ämnen som saknar generella riktvärden, dikloreten och vinyklorid. Riktvärden för grundvatten beräknade på motsvarande sätt som för jord, dvs inte som SPIMFAB-modellen 1998.	Fördjudad hälsoriskbedömning av föroreningar i mark och grundvatten inom fastigheten Gjutaren 24, Kungälv kommun.2003-12-02.
11	Barkassen	S	Karlstad	Hamn	Alifatiska och aromatiska kolväten	0	0	Inga platsspecifika riktvärden för hälsa har tillåtit överskrida gränsen för farligt avfall. Inga effekter på ekosystem i jorden har beaktats. Har ej sammanvägt hälso- och miljöbaserade riktvärden. Riktvärdena för ytvatten har sänkts förutom map spädningsförhållanden även med hänsyn till att andra verksamheter påverkar recipienten (10x). Andel organiskt kol uppgår till 1 %. Bakgrundshalter är beräknade.	Kvarteret Barkassen, reviderad fördjudad riskbedömning. 2004-04-27.
12	Södra Råtorp	S	Karlstad	Försvarets förråds- underhålls- och övningsverksamhet.	Arsenik, bly, kadmium, kobolt, koppar, alifater, cancerogena PAH, DDT, DDE och DDD	0	0	PRV bedöms motiverat då inget gv uttag kommer att ske och beroende av på vilket djup föreningen förekommer varierar risken för exponering. Nya massor kommer att behöva tillföras för ev odling. Riktvärdena för hälsa, ekotox på området och ekotox ytvatten har inte vägts samman. Beräkningar gjorda om halter som skulle innebära påverkan på recipient och jämförelser med uppmätta halter. En markklass för jord under grundvattenytan. Riktvärden för DDT/DDD/DDE framtagna. Separat bedömning för intag av fisk	Fördjudad riskbedömning och förslag till platsspecifika riktvärden för Södra Råtorp, Karlstad, 2003-07-03.

Områden med platsspecifika riktvärden									
PRV=platsspecifika riktvärden, GRV=genrelle riktvärden, Markklass=jord som PRV beräknats för med viss markanvändning och ibland avgränsad i djupled									
Nr	Område	Län	Kommun	Förorenande verksamhet	Misstänkta föroreningar	Laktes ter	Biol unders	Sammanfattning	Källa
13	Fagervik	Y	Timrå	Ångsåg, sulfittmassafabrik, blekeri, skrotverksamhet, behandling oljeavfall, tillverkning av glasfiberarmerade cisternrör, cisterner etc.	Metaller, Alifater, Aromater, PAH, PCB, dioxiner	1	1	Separat bedömning av inandning ångor motsvarande SPIMFAB-modellen. Författarna ekommenderar att ekotoxvärden nyttjas till ett jorddjup av ca 1 m där fullgod markfunktion krävs. Riktvärden för hälsa o miljö ej sammanvägda. Metaller analyserade i abborrlevar och kvicksilver i abborrmuskel, vegetationsundersökning utförd, metaller, PAH och PCB analyserade i snäcka, <i>Lymnaea</i> . De biologiska undersökningarna har inte använts för beräkning av platsspecifika riktvärden. Lakförsök har utförts men inte använts för beräkning av riktvärden (laktesterna kom till senare). I själva riskbedömningen som görs i utredningen av platsspecifika riktvärden har halterna på området jämförts även med riktvärden för ekotox mark och ytvatten. I den slutliga huvudstudien, utförd av annan konsult, har endast hälsobaserade riktvärden använts i riskbedömningen, de med näst högst skydd av människor sett till medtagna exponeringsvägar.	Fördjupad riskbedömning, Fagervik, 2002-12-18. EBH-projekt Fagervik - Huvudstudie. 2004-08-11.
14	Traversen	AB	Sollentuna	Verkstad och materiallager	Metaller, alifater, aromater, PAH	0	0	Författarna anger att andelen organiskt material uppmätt till något lägre jmf generella modellen. Större utspädning av ånga beräknad ty radontätning i bostäderna. Som buffertzoon kring byggnader på minst 2m sätts det lägsta riktvärdet av markklass under byggnader och under grönytor. Egentligen 4 markklasser om man räknar med buffertzonen kring byggnader. Uppdatering av TDI, RfC och ekotoxdata angivna, sammanställda i rapportens bilaga, där styrande exponeringsväg har angivits för samtliga jordklasser. Överhuvudtaget utförlig redovisning. För en del ämnen under byggnader anges att indata saknas vilket resulterat i riktvärdet "indata saknas". Endast exponering för ånga och ekotox i marken har beaktats. Författarna har angett mättnadsgräns och när riktvärdet önnbär fri fas i porer.	Kv Traversen 7, Sollentuna kommun. Miljö- och hälsoriskbedömning. 2004-03-22.
15	Dockan Malmö	M	Malmö	Oljehamn, skeppsvarv	Metaller, alifater, aromater, PAH	0	0	Fiske anses begränsat i området, liksom grönsaksodlingen. Flera andra källor till samma recipient har påverkat beräkningarna av utspädning, liksom tekniska lösningar. Kd ändrat utifrån uppmätta halter i jord och grundvatten. As 3,x, Cd 10x, Hg 2,5x, Ni 3x, Zn 3x högre Kd jmf med generella modellens data. Risk att nå halter som innebär fri fas kommenteras. Kompletterande begränsningar föreslås på halter av petroleumföroreningar. För djupt liggande föroreningar anges att halterna kan bli mycket höga och bör regleras med riktlinjer för förorenade massor.	Beräkning av platsspecifika riktvärden för Dockan Malmö, 2002-08-22.

Områden med platsspecifika riktvärden		PRV=platsspecifika riktvärden, GRV=genrelle riktvärden, Markklass=jord som PRV beräknats för med viss markanvändning och ibland avgränsad i djupled							
Nr	Område	Län	Kommun	Föreopande verksamhet	Misstänkta föroreningar	Laktes ter	Biol unders	Sammanfattning	Källa
16	Norra Älvsstranden	O	Göteborg	Snickeri, färjeläge, småvarv, virkeshandel, verkstäder, tipp, kvarn (Juvell), gruståkt, kol- och koksutplag, stenkolskross, smedjor, kreosotoljecistern, industrikemikaliehantering, saltutplag, bensinstation, pappersindustri, gastillverkning, hamnverksamhet, golfbana, ytbehandlingsindustri	Metaller bla mkt molybden, tyngre kolväten, PAH, PCB	0	1	Övergripande utredning som använts även för andra områden enl uppgift från kommun. Lätt att följa. Många olika verksamheter på stort område, där delområden kan komma att bedömmas enligt områdets speciella förutsättningar. Två av fem typområden med djupindelning. Har testräknat på exponeringsvägar innan dessa utslutits. Uppjusteringar av riktvärden pga bakgrundshalter, nedjusteringar pga akuttoxicitet, ambition att fasa ut vissa ämnen ur kretsloppet, anpassning till RVF:s förslag till gräns för farligt avfall. Även justering med faktor och ned till MKM utan speciellt angiven orsak. Stor recipient. Även tillämpning av riktvärdena föreslås, där extremvärden och medianvärden har olika betydelse för olika områdesanvändning och ämnen.	Norra Älvstranden mellan Älvsborgsbron och götaälvsbron. Platsspecifik riskbedömning, inklusive riktvärden avseende förorenad mark. 2002-12-31
17	Nyhamn	M	Landskrona	varvsverksamhet, båtklubb, kontorsverksamhet	PAH	0	0	Riktvärden för PAH:er. Jämförelse görs med viktning (WHO-98 o USEPA -93) av PAH-tox och aktuellt mönster, att riktvärdena då skulle vara 3-4 gånger högre. Slutsats av författarna att riktvärdena försiktigt satta.	Slutrapport marksanering vid husschakt Nyhamnsområdet - Landskrona. Bilaga 4. Riskbedömning och förslag till åtgärdsplan nyhamnsområdet i Landskrona. 2004-03-25.
18	Banvall Ragunda-Långsele	Z, Y	Ragunda, Sollefteå	Tågbanan	PAH, koppar	0	0	Spädning ej räknad på, många olika områden som berörs. Massorna tas bort i samband med banarbeten och man överväger möjligheten att återföra dem, avses ej läggas längs sträckor genom känsliga områden som skyddsområden för vattentäkter och intill värdefulla vattendrag. En multipliceringsfaktor om 3-5 har använts för beräkning av riktvärde för ekotox on-site effekter. Motiveras med att växtlighet ej önskvärd och att markmiljön redan är störd. Riktvärdena angivna som intervall. Finfraktionen är analyserad. Eftersom banvallen till stor del består av grovt material som makadam, med låg föroreningshalt anses den totala föroreningsnivån lägre än den i finmaterialet. Massorna anses av författarna relativt oåtkomliga i tryckbanken.	Hantering av borttagna jordmassor under spår- och växelarbeten på sträckan Ragunda och Långsele. 2003-10-30
19	Sjösa	D	Nyköping	Impregnering, sågverk	CCA (koppar, krom, arsenik), klorfenoler, dioxiner	0	0	Författarna har gått igenom de olika kriterierna för användning av de generella riktvärdena och därmed väl motiverat framtagande av platsspecifika riktvärden. Författarna har tagit fram data för avkastning av grönsaker i länet, fiskintag, ackumulering av As i fisk mfl andra indata. I huvudstudien har man inte vägt ihop PSR inom och utom området som har samma föroreningskälla, det motiveras med att området som inte är förorenat men kan påverkas av det förorenade området, beror av medelhalten (mängden) förorening på källområdet, beräkning har gjorts iterativt. För området utanför sågverksområdet har även beaktning o intag av grönsaker och intag av fisk tagits med i beräkningarna. Riktvärden för miljö och hälsa har inte vägts ihop. Man har gått till botten med exponeringsberäkningarna, använt andra scenarier ang exponeringsförhållanden än generella modellen.	Sjösa sågverksområde - huvudstudie. 2002-03-19. Sjösa sågverksområde - kompletterande dioxinutredning. 2002-07-01

Områden med platsspecifika riktvärden				PRV=platsspecifika riktvärden, GRV=genrelle riktvärden, Markklass=jord som PRV beräknats för med viss markanvändning och ibland avgränsad i djupled						
Nr	Område	Län	Kommun	Föreopande verksamhet	Misstänkta föroreningar	Laktes ter	Biol unders	Sammanfattning	Källa	
20	Forsen Kv	D	Eskilstuna	Sliperi, gjuteri, smide, galvanisering, ytbehandling	Metaller, oljor, cyanid, lösningsmedel	1	0	För föroreningar djupare än 2 meter föreslås riktvärdet för ytvatten gälla. On-site använt faktor 5 (5*MKM) "godtyckligt" för markklass C. Danska värden för utspädning av luft har använts för inandning av ångor, dvs mindre utspädning än svenska modellen. Riktvärden framtagna för konstruktionsmaterial, exponeringsvägarna inandning av damm och hudkontakt beaktade. Laktest på ett prov. Platsspecifika markdata med förändringar i jorddensitet.	Kvarteret Forsen, Eskilstuna kommun. Del C: Fördjupad riskbedömning och förslag till platsspecifika riktvärden för jord och konstruktionsmaterial. 2002-11-25	
21	Getakärr	N	Varberg	Oljelager, kommunal soptipp	Tungmetall, petroleumkolväten, PAH	0	0	Ekosystemen på platsen skyddas inte, ytterst begränsat djur- och växtliv nu anges som motiv. Ingen uppskattning av om utspädningen i recipienten är större eller mindre än den i generella modellen, men man har jämfört hälsodata med ytvattendata. Ingen avgränsning i djupled. Hälsö- och ytvattenbaserade riktvärden har inte vägts samman.	Fördjupad miljö- och hälsoriskbedömning av kvarlämnade föroreningar i mark inom delar av fastigheterna Getakärr 9:12 och 9:13, Varbergs kommun. 2001-08-28.	
22	Krägga	D	Håbo	Banvall		0	0	Bara PAH-c av misstänkta föroreningar som överstiger det generella riktvärdet för KM. Man antar att andelen hemodlat är 20% istället för 30%, på så vis blir riktvärdet och de högsta analyserade PAH-c-halterna desamma. Tomterna kommer att höjas 0,5 m med ren jord vilket gör att den huvudsakliga växtzonen kommer att vara i ren jord enligt författarna. Ingen avgränsning i djupled.	Miljöteknisk markundersökning för att kartlägga om det finns föroreningar inom Krägga 1:1. 2004-09-10	
23	Tölö	N	Kungsbacka	Takpappsfabrik, tillverkning av rostskyddsoljor mm.	PAH, andra aromater och alifater	0	0	Riktvärden har tagits fram för ftalater (DEHP). Intag av grönsaker på närbeläget område inräknat, andelen grönsaker högre än i generella modellen pga odlingsintresse bland personer som har odlingslott på angränsande fastighet.	Platsspecifik beräkning av riktvärden - Tölö 11:2, Kungsbacka, 2004-12-10.	
24	Pottholmen Kvarteret	K	Karlskrona	Gasverkstomt	PAH, cyanid, metaller, kvicksilver	1	0	Särskilda riktvärden för PAH:er har beräknats genom att beräkna toxiska ekvivalenter på motsvarande sätt som för dioxiner. Skillnaden ca 4 gånger jmf vanlig halt och ekvivalenthalt i redovisade prover. Utgått fr USEPA 1993. Recipienten antas skyddad genom skydd av markmiljö. Riktvärde har ej beräknats för grundvatten men författarna påpekar att ev byggnation ovanpå mark med förorenat grundvatten kräver utredning. Lakförsök utförda.	Platsspecifika riktvärden för cyanid, PAH samt metaller i jord. Kvarteret Pottholmen, Karlskrona. 2000-01-14.	
25	Trädet kvarteret	AB	Danderyd	Mackverksamhet	Metaller	0	0	Orimligt höga värden kl B-E pga ingen hänsyn tagits till skydd av markorganismer, enligt författarna. Tak sätts på de riktvärden som föreslås. PRV framtagna för markklass som ska fungera som buffertzon kring hus, bla map ånga.	Framtagande av platsspecifika riktvärden för fastigheterna Trädet 5 och Trädet 16, Enebyberg, Danderyds kommun, 2002-06-26.	
26	Danviksstrand	AB	Nacka	Kajplan, lin-och rapsoljafabrik	Metaller, alifater, aromater, PAH	0	0	Platsspecifika data om organiskt material och densitet. Lägre PRV för PAH-ö än GRV.	Fördjupad riskbedömning och förslag till platsspecifika riktvärden för föroreningar i mark, 2001-10-17.	
27	Västerjärva	AB	Solna	Militär verksamhet, banvall	PAH, alifater, metaller	0	0	Ett flertal delområden värdefulla med stora natur- och bevarandevärden (äldre mäktiga tallar och lundartad parkmiljö). Förekomst av rödlistad fiskart i recipient. Platsspecifika data för jorddata. Andel luft i jord ändrad, liksom densitet och orgniskt kol innehåll. Fem typer av markanvändning. Lägre PRV för PAH-c och PAH-ö än GRV.	VÄSTERJÄRVA Förslag till platsspecifika riktvärden, 2004-03-31. Arbetskopia.	

Områden med platsspecifika riktvärden									
PRV=platsspecifika riktvärden, GRV=genrelle riktvärden, Markklass=jord som PRV beräknats för med viss markanvändning och ibland avgränsad i djupled									
Nr	Område	Län	Kommun	Förorenande verksamhet	Misstänkta föroreningar	Lakter	Biolunders	Sammanfattning	Källa
28	Gustavslund	O	Mariestad	Ovanjordisk cistern	Alifater, Aromater, cancerogena PAH	0	0	Fastigheten klassas som MKM av författarna men grannfastigheten klassas som KM, därför har riktvärden räknats om med en platsspecifik anpassning map på ånga men ej grundvatten. Inget grundvattenuttag sker på den förorenade fastigheten men på en närbelägen fastighet används grundvatten ibland för bevattning.	Mark- och grundvattenundersökning vid lugnås chark, 2003-10-28
29	Marinan Saltsjöbaden	AB	Nacka	Upplagsområde båtar, båtverkstad	Metaller, PAH, alifater, imazapyr	1	0	Pga dess lukt upptäcktes bekämpningsmedlet Imazapyr, PRV framtagits utifrån bakgrundsdata angående egenskaper och klassning då inga generella GRV finns.	Fördjudad riskbedömning, Rosunda 2:7, Igelboda 55:1, Fördjudad riskbedömning av markföroreningar med platsspecifika riktvärden för planerad bostadsbebyggelse vid Saltsjöbadens station 2004-04-27.
30	Fyrklöversgatan	O	Göteborg	Fyllnadsmaterial	Tjärasfalt och aromatiska kolväten (PAH)	0	0	Inandning ångor utomhus beräknats men med större utspädning, ej beräknat för inandning inomhus. Bakgrundshalt PAH-c i Göteborgsområdet överstiger GRV för KM enligt författarna. PRV har tagits fram för enskilda PAH:er. Riktvärden avser jord ovan grundvattenytan.	Fyrklövergatan, Fördjudad miljö- och hälsoriskbedömning 2004-06-21.
31	Lux	AB	Stockholm	Bla gjutning och ytbehandling	Metaller, Alifater, PAH, klorerade etener	1	1	De olika markklasserna har olika djup vid olika markutnyttjanden. Laktester och biologiska tester av själva jorden utförda. Rot- och skottillväxt på engelskt rajgräs och vitklö-ver, upptagstest i engelskt rajgräs, reproduktionstest på ringmask (vattenextrakt av jord i agar). I utredningen om PRV skriver man dock att inga platsspecifika data om miljöeffekter finns.	Fördjudad riskbedömning och förslag till platsspecifika riktvärden för föroreningar i mark, rev 2002-11-26, Tilläggsstudier av markföroreningar från Electroluxtomten 1999-12-09 (laktester och biologiska tester).
32	Silverdal	AB	Sollentuna	Rivningsavfall	PAH, Alifater	0	0	Skyddsvärd ytvattenrecipient både för miljö och friluftsliv. Fiskintag har styrt riktvärden för As. Författarna påpekar att de inte haft möjlighet att uppskatta vid vilken nivå tillräckligt skydd för miljön uppnås.	Beräkning av platsspecifika riktvärden för Silverdal, 2003-03-13
33	Stora Mossen	AB	Stockholm	Fd deponi av bla vägmateriel	Tungmetaller, PAH, Alifater	0	0	På västra sidan väg ligger ett koloniområde där det odlas grönsaker. Risk finns att föroreningar transporteras med grundvatten till koloniområde, vilket beaktats vid beräkning av PRV.	Fördjudad riskbedömning Stora Mossen, beräkning av platsspecifika riktvärden, 2001-05-18
34	Välen deponi	O	Göteborg	Fd deponi för slam från reningsverk och byggavfall	Metaller, PCB, PAH, Alifater, Aromater	0	0	Bakgrundsmaterialet ofullständigt. Banarbetarna bedöms vara de som utsätts mest för exp av ev föroreningar. Våtmark ska anläggas för att jämna ut flöde, rening och kontroll av dräneringsvatten och dagvatten från hårdgjorda ytor och mycket använda ytor som geener.	Översiktlig miljöteknisk och hydrogeologisk undersökning av vädens deponiområde kap 8 bilaga 10, Göteborg 2001-01-26.
35	Venus Kvarteret	O	Göteborg	Verkstäder	Tungmetaller, PAH, PCB, Alifater, Aromater	0	0	Två olika antaganden, realistiska och konservativa, avseende exponering och skydd har gjorts. Spädningsfaktor vid ångtransp lägre än generella modellens pga jordarter. Då ingen detaljprojektering av husbyggnaderna genomförts, går det ej att i detalj bedöma den faktiska ångtransporten, en översyn rekommenderas när detaljprojekteringen kommit längre. Recipienten har ett högt skyddsvärde och beaktas i PRV.	Kv Venus, Gårda 71:1, platsspecifik riskbedömning, inkl riktvärden avseende förorenad mark, 2003-03-13.

Områden med platsspecifika riktvärden				PRV=platsspecifika riktvärden, GRV=genrelle riktvärden, Markklass=jord som PRV beräknats för med viss markanvändning och ibland avgränsad i djupled							
Nr	Område	Län	Kommun	Förorenande verksamhet	Misstänkta föroreningar	Laktes ter	Biol unders	Sammanfattning	Källa		
36	Nyängen	D	Trosa	Lagring av impregnerat virke	Metaller, Alifater, PAH	0	0	Inom det aktuella området kommer ren jord att tillföras de ytor som är avsedda för grönytor och planteringar, innebär att djur- och växtliv som etablerar sig i området huvudsakligen kommer i kontakt med rena massor, enligt författarna. Riktvärden för hälsa och miljö ej sammanvägda men miljöriskerna bedömda.	Riskbedömning Nyängen, Trosa kommun 2003-09		
37	Hjorthagen	AB	Stockholm	Gasverk	Metaller, alifater, PAH, andra aromater, cyanid	1	0	Nivåer för akuta hälsoeffekter av arsenik, kvicksilver, cyanid och benso(a)pyren beräknade. Exponering via bad har inkluderats i beräkningarna. Riktvärden har beräknats för enskilda PAH:er och sedan vägts samman till riktvärde för PAH-c respektive PAH-ö. Olika utspädning från grönområden och under byggnader. Räknat med lägre infiltration o därmed högre utspädning från mark under byggnader. Andra dammhalter än generella modellen, annan exponering ånga använd (tät husplatta, utspädning garagekällare, utspädning utomhus. Lakteter utförda. Utökad eller separat bedömning av exponering för bensen via ånga i byggnader, storleksordning på riktvärde i vatten beräknad för bensen. PRV för CrVI lägre än GRV.	Hjorthagen Markrening. Anmälan gällande efterbehandling i förorenad jord. Bilaga 7- platsspecifika riktvärden för jord. 2004-10-06.		
38	Stadens entré	M	Malmö	Troligtvis rivningsmassor	Framförallt PAH men även några metaller, Alifater, Aromater	0	0	Fysikalkemiska egenskaper hos PAH:er har kompletterats. Platsspecifika riktvärden har beräknats för hälsa, miljön riskbedöms utifrån de generella riktvärdena. Ingen sammanvägning av riktvärden. De hälsobaserade riktvärdena rekommenderas för tillämpning.	Fördjupad miljö- och hälsoriskbedömning av föroreningar i mark inom stadens entré, Malmö kommun, 2002-09.		
39	Tändstickan	O	Göteborg	Tändstickstillverkning	Metaller, Antimon	0	0	Riktvärden för antimon har beräknats.	Tändstickan, Fördjupad riskbedömning för Kallebäck 2:5 i kv 2 Typen, 2001-05-02.		
40	Backa	O	Göteborg	Lättbetongtillverkning	Koppar, PAH, Alifater, Aromater	0	0	Ekotox mark ej inräknade i PRV i övrigt naturvårdsverkets generella modell.	Riskbedömning och åtgärdsutredning gällande fastigheten Backa 27:6 i Göteborgs kommun, 2002-03-07.		
41	Gunnilse skola	O	Göteborg	Fyllnadsmassor	Metaller, framförallt Cd	0	0	Hälsobaserade PRV har begränsats med avfallskriterier (FA), men även beräknade redovisas. Riktvärden för hälsa och markmiljö har inte vägts samman. Vid tillämpningen av riktvärden rekommenderas hälsobaserade PRV ej får överstigas i "hotspots" och medianhalter ej överstiga markekoxtoriktvärden.	Kompletterande miljöteknisk markundersökning samt fördjupad riskbedömning med förslag till platsspecifika riktvärden, 2002-09-06		
42	Lindholmen-Lundbystrand-Lundbyhamnen	O	Göteborg	Varvsverksamhet, verksamheter med koppling till varv och sjöfart	Metaller, Alifater, Aromater, PAH, PCB	1	0	Riktvärden för As justerade map akuttoxicitet. För Cd o Hg begränsas riktvärdena av 5*ekotox i mark pga av de är prioriterade ömnen som ska fasas ut. Organiskt kol mätt.	Lindholmen - Lundbystrand - Lundbyhamnen, Platsspecifik riskbedömning, inklusive riktvärden, avseende förorenad mark, 2001-10-24		
43	Kv Eskadern, Kålgården	F	Jönköping	Fd deponi	Metaller, Alifater, PAH	0	0	De olika markklasserna återfinns på olika djup vid olika markyttyttjanden. Riskbedömning gjord för förorenade massor under grundvattenytan. "Riktvärden för interna miljöpåverkan har maximerats till 3*riktvärdet för MKM för att inte riskera att lämna kvar massor som bedöms utgöra en begränsad påverkan på miljön, men som i andra sammanhang kan anses utgöra större risker."	Kv Eskadern, Kålgården, Jönköping, Fördjupad riskbedömning och förslag till platsspecifika riktvärden för föroreniggar i mark, 2000-02-19		

Områden med platsspecifika riktvärden									
PRV=platsspecifika riktvärden, GRV=genrelle riktvärden, Markklass=jord som PRV beräknats för med viss markanvändning och ibland avgränsad i djupled									
Nr	Område	Län	Kommun	Förorenande verksamhet	Misstänkta föroreningar	Laktes ter	Biol unders	Sammanfattning	Källa
44	Scharins	AC	Skellefteå	Sågverksamhet, massatillverkning, tillverkning board	Metaller, Alifater, Aromater, PAH, PCB, Klorfenoler, Dioxin	1	0	Platsspecifika Kd-värden framtagna på två sätt, dels genom lakteter, dels utifrån andelen organiskt material o Koc. PCB och Dioxiner reviderade Kd med hänsyn till nya ämnesdata (högre jmf Naturvårdsverket 1997b). Tagit fram data för haltgränser för skydd av ytvatten vid spridning till recipienten, baserade bla på SNV rapport 4639, SGU/SOL, bakgrundshalter, RIVM. "Hänsyn har ... tagits till relevanta uppdateringar av indata till modellen." Lägre PRV för Hg o PAH-c än GRV.	Huvudstudie avseende efterbehandling av Scharins industriområde i Ursviken, Skellefteå kommun, Inkluderade resultat av kompletterande undersökningar av Kemakta Konsult AB, 2004-10-28.
45	Öjersjö 6:496	O	Partille	Ammunitionstillverkning	Bly	0	0	Riktvärdet för skydd av markmiljön bedöms med god marginal skydda miljön i ett närbeläget ytvattendrag. PRV för hälsa och miljö egentligen inte sammanvägt, men båda riskbedöms i utredningen.	Kompletterande miljöteknisk undersökning, riskbedömning samt förslag till åtgärder avseende markföroreningar inom och invid fastigheten jersjö 6:496, Partille kommun. 2001-09-21.
46	Sjövik	AB	Stockholm	Oljeupplag, verkstad, rivningsmaterial	Alifater, Aromater, PAH	0	0	Räknat med lägre utspädning i marklagren, genomsläppliga massor. Beräknad utspädning 1700000x i bostäder. Förorening anges ligga djupt.	Beräkning av platsspecifika hälsobaserade riktvärden för petroleumkolväten under pländerade byggnader inom fastigheten Sjövika. 2000-11
47	Liljeholmstorget	AB	Stockholm	Kabelfabrik, gjuteri, bensinstation	Metaller, Alifater, Aromater, PAH	0	0	De olika kvalitetsklasserna återfinns på olika djup vid olika markutnyttjanden. Om byggnader placeras ovan eller direkt intill ett område med misstänkt eller konstaterat förorenat grundvatten föreslås att en särskild utredning genomförs. Utredarna har sökt kompensera brist på refenskoncentrationer i luft med faktormultiplicering av MKM mm. Riktvärden för hälsa och miljö ej sammanvägda.	Liljeholmstorget, Stockholms kommun, Fördjupad riskbedömning och förslag till platsspecifika riktvärden för föroreningar i mark 2001-01-16
48	Lomma hamn	M	Lomma	Cementfabrik sen tillverkning eternitplattor, galvaniseringsverkstad, målarverkstad, värmecentral, laboratorium, färgerier, båt- och bilverkstäder, plaståtervinning. Tegelbruk, verkstad, väglaboratorium, uppställningsplats för båtar.	Metaller, Alifater, Aromater, PAH, TEX	0	0	En org.halt på 2% har antagits. Ett 20-tal brunnar finns, djup mellan 60 och 90 m, huvudsaklig används som industribrunnar. Ett tillägg i modellen föreslås en begränsning av petroleumkolväten så att ingen risk föreligger för spridning i fri fas. Lak-, grund- och ytvatten på Habo deponiomr norr om Lomma har analyserat, map risk förorena grundvatten.	Beräkning av platsspecifika riktvärden för Lomma Hamn, 2003-05-19.
49	Fyllnadsmassor	AB	Stockholm	Bla bindemedel i vägbanor, tätning av grundmurar, impregnering	PAH-c	0	0	Geografiskt område Stockholms kommun. PAH-halter omräknade till toxicitetsfaktorer. Exponering för fisk och grundvatten anses inte troliga men har inte uteslutits för att komma fram till riktvärdet 20mg PEC/kg TS (inkl miljö). Dessutom har exponeringen för damm ändrats map dammhalt och exponeringstid. Utredningen är kommentar till den generella modellen. Bla diskuteras rimligheten i modellens exponeringsväg via grönsaker (mätosäkerhet jmf med odlingsyta, odling i fyllnadsmaterial), toxicitetsfaktorer för PAH-c, dammhalter, bakgrundshalter av PAH i damm, återkontaminering, fraktioner i fyllnadsmaterial, eliminering av exponering via oralt intag och hud genom att hårdgöra ytor mm.	Platsspecifika hälsoriskbedömningar av fyllnadsmassor i Stockholms kommun, 2003-05-23.

Områden med platsspecifika riktvärden									
PRV=platsspecifika riktvärden, GRV=genella riktvärden, Markklass=jord som PRV beräknats för med viss markanvändning och ibland avgränsad i djupled									
Nr	Område	Län	Kommun	Förorenande verksamhet	Misstänkta föroreningar	Laktes ter	Biol unders	Sammanfattning	Källa
50	Mellby	O	Partille	Hantering av färg- och kemikalieprodukter. "Oljeprodukt i rörsystem".	Alifater, Metaller	0	0	Den anpassning till platsen som gjorts är att man har tagit bort exponering för marklevande organismer, i övrigt har samma exponerings som i generella modellerna använts. Skyddsvärdet för marklevande växter och djur bedöms av författarna som lågt pga tomtytan hårdgörs, därmed inga förutsättningar för ett normalt markekosystem.	Riskbedömning och åtgärdsutredning gällande fastigheten Mellby 144:15, Partille kommun, 2003-10-27
51	Kv Kniven	O	Partille	Tillverkning elektriska motorer, transformatorer, generatorer, Bearbetning av guldsmedsspor, framställning kemikalier, kopparverk, smältverk, elektrolyseringsver, mässingbåsvärk, pannläggning, Färgeri, Sprutmåleri, Verkstadsindustri, transformatorstation.	Metaller, Alifater, Aromater, PAH	1	1	Platsspecifik bedömning avseende påverkan på recipienten (exponeringstider enl Naturvårdsverket 1997b), hänsyn tas till skyddet av markfunktionen. Tidigare undersökningar av laktes ter och biologiska undersökningar (bottenfaunaundersökning) finns.	Huvudstudie för markföroreningar inom kvarteret Kniven, 2004-01-21
52	Kv Krabban 1	M	Vellinge	Bensinstation	Aromater, Alifater	0	0	Enda amrkklassen jord under 2m. Föroreningen ligger djupt. Exponering för ångor i källarplaner anses utgöra största (enda) exponeringen. Risk för miljö har inte beaktats.	Fördjupad hälsoriskbedömning av kvarlämnade föroreningar i mark och grundvatten inom Kv Krabban 1, Vellinge, 2003-09-15.
53	Bolinder strand	AB	Järfälla	Gjuteri, brandstation, karbidgasverk, bilverkstäder, lackeringsverkstäder, lastbilsservice, tryckeri, oljedestillering, skrothantering, hamnanläggning	Metaller, Alifater, Aromater, PAH	0	0	De olika kvalitetsklasserna återfinns på olika djup vid olika markutnyttjanden. Författarna har redovisat hur man har räknat fram riktvärden för olika jordlager, men har valt att använda generella riktvärden för klass A (KM) och klass B (MKM). För klass C och D är riktvärden för ytvattenstyrande. Författarna har begränsat acceptabla halter för ytvatten genom att multiplicera ekotoxvärden för mark med en faktor (1,5-5). Om kraftigt luktande jord påträffas under schaktarbetet ska det övervägas om jorden ska tas bort även om halterna är under riktvärdena, skriver författarna.	Bolinder Strand, Kallhäll Järfälla kommun, Fördjupad riskbedömning och förslag till platsspecifika riktvärden för föroreningar i mak, 2001-01-22
54	Luxparken	AB	Stockholm	Båtklubb	Metaller	0	0	MKM istället för KM har använts för ekosystemen på området pga parkmark. Man har utgått från KM när man tagits fram PRV med uteslutning av intag av gönsaker, fisk o grundvatten.	Luxparken, Lilla essingen. Detaljerad miljöteknisk markundersökning-kompletterande undersökning och utredning med platsspecifika riktvärden, riskbedömning och åtgärdsförslag. 2004-06-01.
55	Hälleforsnäs, Bruk	D	Flen	Galvanisering, betning, gasgeneratorer, slaggseparering, dopplackering, deponering av metallhydroxidslam och tjära.	Metaller, PAH, klorerade lösningsmedel	1	1	Organiskt material relativt högt (ej organiskt kol) 6-8%. En separat riskbedömning har utförts av hälsorisker vid bevattning trädgårdsodling, konsumtion fisk och kräftor samt vid kontakt med vatten och förorenade sediment. Microtoxtester visade på mycket stor påverkan utanför tjärtippen, trolig påverkan av punktkälla uppströms, jämförda mot Naturvårdsverket 1999a.	Miljöriskbedömning för Hällefors Bruk, Flens kommun, Delrapport 1, 2000-12-18

Områden med platsspecifika riktvärden				PRV=platsspecifika riktvärden, GRV=genrelle riktvärden, Markklass=jord som PRV beräknats för med viss markanvändning och ibland avgränsad i djupled						
Nr	Område	Län	Kommun	Föreopande verksamhet	Misstänkta föroreningar	Lakter	Biolunders	Sammanfattning	Källa	
56	Sannegården	O	Göteborg	Fyllnadsmassor	PAH, andra aromater, alifater, metaller	0	0	Författarna menar att områdena som ska bebyggas o asfalteras saknar skyddsvärde för växter o djur på området. Kolhalt och pH i marken har mätts.	Fördjudad miljö- och hälsoriskbedömning av föroreningar i mark inom fastiggeten Sannegården 29:1, Göteborg, 2001-04-24.	
57	Värtan - Södra Kajen	AB	Stockholm	Oljeavskiljare och en gammal inpumpningsledning (smörjoljefabrik).	Alifater, Aromater	0	0	Negativa effekter i närliggande ytvatten ska förhindras, men ej medtagna i beräkningen av PRV. Fri oljefas kommenteras o bedöms utgöra akut miljörisk för recipient. Påverkan på mikroorganismer i marken beaktas ej.	Bedömning av miljö- och hälsorisker avseende petroleumföroreningar i mark i anslutning till Pol Transports fd oljedepå i Värtan, 2000-02-21.	
58	Sättra Gärd	AB	Ekerö	Impregnering	Metaller, Alifater, Aromater, PAH	0	0	Byggnaderna kommer att fungera som häststall. Org.halt antagen 2%, pH-värdena är normala i marken (ca 5). PRV baseras på 4 delar; Hälsorisk för människan (beräknat PRV), för hästar (resonemang istället för PRV), Hälsorisk förknippad med byggnader och Miljörisk för Mälaren samt mark inom området. Miljön i området får anses som skyddsvärd pga utgör natur- och jordbruksomr. Vid tidigare undersökn konstaterades grundvatten motsvara NV "mindre allvarligt tillstånd". Föreningshalt bedöms låga i grundvatten och kan då inte nå Mälaren (utgör då ingen risk för recipienten och därmed avskrivs hälsorisk via fiskintag), förklaring; aktuella ämnen svårsläckbara eller har redan laktats ut till marken.	Sättra Gärd, Riskbedömning avseende markföroreningar påträffade inom Sättra Gärd, 2004-01-20.	
59	Österbyverken	C	Östhammar	Järnhantering, stålverk, gjuteri, valsverk, förädling av snabbstål, bilskrot, mekanisk verkstad	Tungmetaller, metaller, alifater, aromater, PAH	1	1	Föroreningar mätta i byggnader. Riktvärden framtagna för barium och molybden. Laktester utförda. När rapporten skrevs var biologiska undersökningar på väg att utföras (bottenfaunaundersökning, sedimentanalyser, nedbrytningsförsök, missbildning hos chironomidelarver). För industrimark 1-2m, >2m och naturmark >2m har riktvärdet för alifater >C16-C35 begränsats av halt för fri fas.	Fördjudade undersökningar och utredningar Österbyverken, 2004-02-13	
60	Södra hammarbyhamnen	AB	Stockholm	Trävaruhandel, betongindustri, speditonsfirmor, metall- och skrothandlare, tillverkning glödlampor.	Metaller, Alifater, PAH, lösningsmedel, olja, diesel	0	0	Mark delas upp i 3 olika lager, PRV framräknade för de 2 översta (till grundvattenytan). De olika markklasserna används i olika marklager. PRV för sammanlagt 58 ämnen.	Förslag till platsspecifika riktvärden södra hammarbyhamnen, 2001-05-17.	
61	Bäverdalen	AB	Stockholm	Betonhantering, tippning (bla sopsand)	Alifater, PAH	0	0	Hårdare krav ställs på föroreningar i ytlagret jämfört med djupare jord. Naturmiljön på området ej särskilt skyddsvärd, Magelungens naturvärde är mycket stort, riksintresse för friluftsliv (fiske, bad, båtspor), riskerna för spridning till sjön Magelungen ej fastställda men bedöms relativt små (olja och PAH vanligtvis relativt hårt bundna i marken och inte så vattenlösliga), finns sk "hot spots" på området.	Bäverdalen, Framtagande av platsspecifika riktvärden, 2002-02-08	
62	Elnaryd	G	Alvesta	Impregnering med CCA, kresot och klorfenolpreparat.	Metaller, PAH, klorfenoler, dioxiner	1	0	Intag fisk från Kojtasjön anges ej relevant för studerade ämnen. Halt i brunn och bakgrundshalter har styrts vissa ämnen. Brunnar (borrade och grävda) finns i närheten. Kd-värdena från laktesterna sammanvägda med kvot halt i jord och grundvatten. Två olika skydd beaktas för grundvatten, dels exponering för grundvatten, dels dricksvattennormen. För vissa ämnen har dricksvattennormen justerats nedåt pga ämnena är skadligare för miljön än hälsan och man vill skydda ytvattenrecipienten via grundvattnet.	Åtgärdsförberedande utredning vid Elnaryd fd impregneringsanläggning i Alvesta kommun - komplettering av huvudstudie, 2002-12-20	

Områden med platsspecifika riktvärden				PRV=platsspecifika riktvärden, GRV=genrelle riktvärden, Markklass=jord som PRV beräknats för med viss markanvändning och ibland avgränsad i djupled						
Nr	Område	Län	Kommun	Förorenande verksamhet	Misstänkta föroreningar	Laktes ter	Biol unders	Sammanfattning	Källa	
63	Centrala Mälarstranden	U	Västerås	Kolhantering	Metaller, PAH, alifater	1	0	Kvalitetsklasserna återfinns på olika djup vid olika markutnyttjanden. Lägre PRV för Cu o Zn än GRV.	Del av Centrala Mälarstranden Kompletterande miljöteknisk markundersökning, 2003-11-21.	
64	EKA Bengtsfors	O	Bengtsfors	Nedlagd kloralkalifabrik (Elektrokemiska AB, EKA)	Metaller, Dioxiner, PAH, kvicksilver	1	1	Andelen organsikt kol, densitet och pH för området har mätts. Analyser har gjorts map bevattning av grönsaker som sker i viss omfattning. Lakteter genomförts på jord, konstrukturmateriel och sediment. Analyserat abborre (föroreningshalt Hg och dioxiner), bottenfaunaundersökning, strömlevande och profundal fauna, provfiske, undersökning nattsländelarver. För damm har IVL-data använts istället för generella modellens data. 100% av dammet antas häröra från det förorenade området. Uppdaterade TDI-värden har använts för dioxiner. Riktvärden för sediment har tagits fram, då beräknat på hudexponering för sediment 20 gånger /år. Exponering vid bad i ytvattnet har uppskattats och bedömts inte innebära risk map dioxiner. Lägre PRV för Zn än GRV.	Underlag miljö- och hälsoriskbedömning, 2004-02-20. (Även miljö- och hälsoriskbedömning samt åtgärdsutredning, projektrapport 1 2004-02-20.)	
65	Hildedal	O	Göteborg	Fyllnadsmateriel, (handelsträdgård på angränsande område)	Tungmetaller, Alifater, PAH	0	0	För vissa pesticider (aldrin, dieldrin, total-DDT) där svenska generella riktvärden saknas har Holländska human- och ekotoxikologiska interventionsvärden nyttjats liksom ytvattenkvalitetskriterier från amerikanska NV. USEPA (1996) toxicitetsfaktorer använda för PAH-c. Ekotox-värden för miljöskydd på platsen endast använda för Gårds- och parkmark 0-1 m. Riktvärden har tagits fram för genomsläppliga, normaltäta och täta jordlager för vissa alifater och aromater.	Beräkning av platsspecifika riktvärden i mark inom Hildedal Göteborg kommun, 2002-05-13	
66	Innansjön	AC	Skellefteå	Träimpregnering		1	0	Siktanalyser utförda, Intag av fisk (100g/vecka) har tagits med i exponeringsberäkningarna pga av direkt närhet till fiskeområde, högre intag än generella modellen enligt författarna. 5% av bären som äts (av årligt intag på 1kg/år) antas komma från deponiområdet. Lakteter utförda. Kd-värdena från lakteterna har jämförts med kvot halt i jord och grundvatten, men inte använts i beräkningarna.	Huvudstudie, fördjupad markundersökning inom fastigheten Innansjön 3:16. 2005-01-18	
67	Kvarteret Axel	K	Karlskrona	Ingen uppgift i utredning	Metaller, PAH, cyanid	0	0	Relativa Potensfaktorer, dvs toxicitetsfaktorer använda vid beräkning av PAH-c-halter (USEPA 1993). För cyanid har riktvärdena justerats pga ämnets stora akuta toxicitet. Högre utspädning av ångor har beräknats för parkeringshus och lägre för hotell. Ekotox mark anses skydda även närliggande områden. Kraftig lukt kan innebära sanering av halter lägre än platsspecifika riktvärden.	Förslag till platsspecifika riktvärden för jord och grundvatten, Kvarteret Axel, Karlskrona, 2000-03-10.	
68	Anneberg, område C	AB	Danderyd	Fd avfallsdeponi och upplagsplats för anläggningsfirmor.	Tungmetaller, Alifater	0	0	Påpekar att man bortsett från bakgrundsexponering. Spridning till ytvattenrecipient ej relevant. Ekotox på platsen har NV värden för MKM använts som miljöriskebaserat riktvärde. Under 2m anses ingen exponering kunna ske och alla exponeringsvägar betecknas "ingen exponering", även miljö.	Bilaga 1. Anneberg/förhandskopia, Reviderat förslag till platsspecifika riktvärden för föroreningar i mark, 2000-07-07.	
69	Gamla Filmstaden	AB	Solna	Ingen uppgift i utredning	Bly, koppar, zink, oljekolväten, arsenik och PAH.	0	0	Påpekar att man bortsett från bakgrundsexponering. Eftersom inga exponeringsvägar för jord under 2 m finns medtagna skulle inget begränsande riktvärde kunna beräknas. Man har valt att i slutskedet begränsa halterna genom att använda MKM för miljö.	Filmstaden, Reviderat förslag till platsspecifika riktvärden för föroreningar i mark. Stockholm 2000-02-01	

Områden med platsspecifika riktvärden				PRV=platsspecifika riktvärden, GRV=genrelle riktvärden, Markklass=jord som PRV beräknats för med viss markanvändning och ibland avgränsad i djupled					Källa
Nr	Område	Län	Kommun	Förorenande verksamhet	Misstänkta föroreningar	Laktes ter	Biol unders	Sammanfattning	Källa
70	Svartvik	Y	Sundsvall	Fd impregneringsverksamhet	Klorfenoler, dioxiner		1	Platsspecifika data för organiskt innehåll, densitet uppskattad för fyllning (1,7). Använt uppdaterade TDI-värden för dioxiner. Bottenfaunaundersökningar utförda. Även ett norskt datorbaserat beräkningsverktyg nyttjats (endast hälsoriskbaserat). Inga uppgifter om huruvida bakgrundsexponering påverkat PRV.	Sundsvalls kommun, Svartvik, Förslag till platsspecifikt riktvärde för dioxin, 2004-09-17.
71	Ruda	H	Högsby	Glasbruk, tryckimpregnering med CCA-medel	Metaller, klorfenoler, dioxiner	1	0	Bakgrundshalter av flera metaller och As har analyserats, dessutom har man fördjupat sig i befintliga kartläggningar för regionen. För organiska ämnen har Kd-värden beräknats utifrån andelen organiskt kol på platserna (1% och 2%). För dioxiner har kongensammansättningen dessutom viktats samman för nytt Kd-värde. Förmetaller har halt i grundvatten och jord vägts samman med laktesterna. Lägre PRV för As o Hg än GRV.	Bilaga 8: underlag för miljö- och hälsoriskbedömning projekt Högsby-Ruda, 2002-03-08 (samt Huvudstudie, fördjupad miljöutredning med riskbedömning och åtgärdsförslag, 2002-03-14).
72	Falu tätort	W	Falun	Gruvdrift	Metaller	1	1	Området inte strikt geografiskt avgränsat. Exponeringen via grönsaker har minskats med en tredjedel efter ackumuleringsstudier där sallad använts. Andra TDI-värden använda för arsenik (IMM 1990). Intaget av grundvatten har räknats in i bakgrundsexponeringen. Exponering via inandning av damm anses kunna vara större i grönområden än i generella modellen. Inandning av ånga har uteslutits. Intag av svamp o bär antagen att vara högre än i SPIMFAB Parkmark (arbetet utfört innan SPIMFAB-modellen blev officiell), lägre ackumulering i växter beräknad utifrån studier med sallad. Andra TDI-värden använda för arsenik (IMM 1990). Intaget av grundvatten har räknats in i bakgrundsexponeringen. Exponering för bly via inandning av damm och jord lägre satt då författarna menar att tillgängligheten av föroreningarna är lägre jmf med generella modellen utifrån studier av blyhalter i blod och kännedom om blyets förekomstform. Andra TDI-värden använda för arsenik (IMM 1990). Bakgrundsexponeringen i området har utvärderats, den generella modellens bakgrundsexponering användes för beräkning av platsspecifika riktvärden. Författarna menar att eftersom inga platsspecifika riktvärden för miljörisk har tagits fram så är inte sammanvägning med platsspecifika riktvärden för hälsa meningsfull. Kritiska koncentrationer för skogs och jordbruk har sammanställts och jämförts med halter i Falun, dock utan att ta fram riktvärden. Uppskattning av påverkan på ytvatten har gjorts, men ej vägts in i riktvärdena, bla för att den förorenade marken efter åtgärder kommer att stå för 5-15% av det totala tillskottet. Två mineraljordprover (0,5cm, 10-15cm) har legat till grund för Kd-värdena. Akuttoxicitet för As använd i beräkningarna av riktvärden, har påverkat riktvärdet för verksamhetsområden.	Metaller i mark i Falu tätort. Fördjupad miljö- och hälsoriskbedömning. 1998-03.

Områden med platsspecifika riktvärden									
PRV=platsspecifika riktvärden, GRV=genrelle riktvärden, Markklass=jord som PRV beräknats för med viss markanvändning och ibland avgränsad i djupled									
Nr	Område	Län	Kommun	Förorenande verksamhet	Misstänkta föroreningar	Laktes ter	Biol unders	Sammanfattning	Källa
73	Grimstorp	F	Nässjö	Träimpregnering	Metaller, PAH	1	1	Två typer av skydd utvärderade: ett med skydd av brunn ca 100m nedströms det förorenade området, ett annat utan detta skydd. Ytvattenskyddet innebär dock skydd även för grundvattnet. Intag fisk anses ej relevant av författarna för aktuella ämnen. Annan antagen utspädning till brunnen. Kd-värdena för metaller bestämdes genom sammanvägning av laktester och halter i grundvatten och jord. Bestämning av Kd-värde från haltbestämning i grundvatten och jord använd helt för bestämning av Kd för PAH:er, sammanvägts med laktester för metaller. De biologiska utredningar som gjorts har ev påverkat riktvärdena genom påvisande av spridning till ytvatten. Tidigare åtgärder på området: kalkning för fastläggning av metaller (fungerar normalt inte för As), pumpning av grundvatten till reningsanläggning (flockning och seprarerig). Lägre PRV för PAH-ö än GRV.	Åtgärdsförberedande utredning vid Grimstorps fd impregneringsanläggning, Nässjö kommun. 2003-01-31.
74	Glasbrukstomten mfl	F	Vetlanda	Glasframställning	Metaller, PCB, PAH, petroleum	1	1	Tre områden i närheten av varandra som är förorenade av samma typ av verksamhet. Andelen organiskt material har mätts, och därmed andelen organiskt kol: man har använt 2% oc. Tätheten i jordlagren har ansetts vara genomsläpplig och har använts i beräkningarna. Bakgrundshalter i området har analyserats, därtill har regionala tidigare data använts för uppskattning av bakgrundshalter. Grundvattenytans läge har beaktats bla i samband med exponering via ånga. Exponering via grundvatten ej inräknad, däremot dricksvattennormen inkluderad vilket innebär skydd vid bevattnig av grönsaker i närheten av de förorenade områdena. Intag av bär och svamp inräknat på naturmark. För industrimark 1-2m har MKM*2 använts, för industrimark under 2m har MKM*3 använts för ekotox mark. Resultaten från laktester har vägts samman med analyser av grundvatten och jord map på metallhalter för att ta fram Kd-värden. Samma Kd-värden använda för alla 3 områden. Bottenfaunaundersökning mm har utförts. Författarna har sammanställt kvalitetskriterier för ytvatten. Lägre PRV för PAH-ö än GRV.	Fördjupad riskbedömning och platssepcifika riktvärden för förorenad mark på Glasbrukstomten mfl i Ekenässjön, Vetlanda kommun. 2002-05-27.
75	Törestorp	F	Gnosjö	Ytbehandling	Metaller	1	0	Grundvattenytan kan påverka utspädningen av ångor, och därmed riktvärdena. Utspädning enligt SPIMFAB-modellen antagen, fast med ökad luftvolym. Intag av grundvatten beräknat utifrån en källa 100m från nedströms det förorenade området. Bedömning gjord för akut toxicitet av fri cyanid i yttjorden och styr riktvärdet. Kanandensiska ekotoxdata mark för fri cyanid har använts, ej styrande. Kvalitetskriterier för ytvatten har hämtats från NV, CCME mfl. Ekotox mark industrimark faktor använd (2 och 3 på djupet). Resultaten från laktester har vägts samman med analyser av grundvatten och jord map på metallhalter för att ta fram Kd-värden.	Åtgärdsförberedade utredningar på fastigheten Törestorp 1:10 (fd Arnico) i Gnosjö kommun. 2003-03-31
76	Eldkvasten	F	Jönköping	Bla ytbehandling, utfyllnad med massor	Metaller, PAH, andra aromater, alifater	0	0	Fiskintag beräknat utifrån uppmätt halt i Munksjön o bikoncentreringsfaktor. Extra hänsyn till att barn besöker området. Större exponering via hud än i generella modellen. Modifierat ytvattenkriterier, bla från SGU och NV. Luft provtagen i Teknikens hus, analyserad på VOC o Hg. Inga halter fara för hälsa funna. Data om vissa metallhalter i Munksjön använda för beräkning av maxhalter fisk.	Åtgärdsförberedande utredningar avseende markföroreningar vid teknikens hus på kvarteret Eldkvasten, Kålgårdsområdet i Jönköpings kommun. 2004-05-17.

Områden med platsspecifika riktvärden									
PRV=platsspecifika riktvärden, GRV=genrelle riktvärden, Markklass=jord som PRV beräknats för med viss markanvändning och ibland avgränsad i djupled									
Nr	Område	Län	Kommun	Förorenande verksamhet	Misstänkta föroreningar	Laktes ter	Biol unders	Sammanfattning	Källa
77	Lesjöfors	S	Filipstad	Härdoljefabrik, ev tvätterier, verkstad	Metaller, alifater, aromater	1	0	Fiske medräknat pga av att det förorenade området inte ska påverka friluftslivet i närheten. Utspädningen av ånga i byggnaderna har sänkts. Tyngre alifatfraktion har sänkts till 5000 för att inte riskera spridning i fri fas. Fiskintag styr riktvärdet för As i djupaste jordlagret. Fysikalkemiska data och toxikologiska data har ändrats pga ny forskning, bla höjt cancerriskfaktorer för PAH o As. Kow o Koc för PAH har sänkts, Kd för As höjts.	Slutlig riskbedömning och förslag till åtgärder för förorenad mark inom Lesjöfors industripark, Filipstads kommun. 2004-06-30.
78	Stjärnfors	S	Hagfors	Sulfatfabrik, kloralkalifabrik, impregneringsanläggning, träkolsproduktion	Metaller, kvicksilver, PAH, dioxiner	1	1	Andelen organiskt material har mätts, men det är oklart om man använt uppgifterna i beräkning av riktvärden. pH har mätts i jord och befanns i några punkter vara högt. Ingen odling inberäknad, däremot bärintag i översta naturmarklagret. Fiskintag har styr riktvärdena av dioxiner i 3 markklasser. Lakbarheten utifrån lakteter har jämförts med kvoten av halt i jord och grundvatten. Vattenmossa placerades ut längs industriområdet. Halter mättes i vattenmossan och indikerade inte spridning av kvicksilver från kloralkalifabriken, enligt författarna.	Kompletterande undersökning av Stjärnfors industriområde i Hagfors kommun, Värmlands län. 2004-01-16.
79	Stocksund	AB	Danderyd	Småbåthamn, båtuppläggningsplats	Metaller, PAH, alifater	0	0	Författaren har inte kommenterat huruvida utspädningsförhållandena är lika eller skiljer mot generella modellen, samma värden som i generella modellen använd. I rapporten har tagits fram "platsanpassade riktvärden efter djup" genom att multiplicera riktvärdena för MKM med 1,5. För jord djupare än 2 m används ekotoxikologiska riktvärden.	Stocksund småbåtshamn. Miljöteknisk markundersökning, beräkning av platsanpassade riktvärden och åtgärdsförslag beträffande markföroreningar vid ombyggnadsarbeten, 2001-02-01.
80	Volten 2	M	Helsingborg	Fyllning av okänt ursprung troligen deponerad på fastigheten.	As, Cu,Pb, Zn, PAH	1	0	Närmaste ytvatten är beläget ca 130-170 m från den förorenade fastigheten och är ett biflöde till å där fisket är av riksintresse (reproduktion av öring). Riktvärden för PAH-c har beräknats genom att använda relativa potensfaktorer, dvs toxicitetsfaktorer (USEPA 1993). Laktest på ett prov har utförts och använts i bedömningen av spridning. Först har man gått igenom riskerna för området utifrån de generella modellen och halterna på området, därefter tagit fram platsspecifika riktvärden. Intervall för riktvärden anges (ex As 200-400 på >2m).	Volten 2, Helsingborg. Fördjupad Miljöteknisk markundersökning fas 2 och riskbedömning. 2002-08-21.

Därtill har andra marktekniska undersökningar, biologiska undersökningar, myndighetsutlåtanden mm nyttjats.

Bilaga 2 – Fördjupade riskbedömningar

Blylakning av jord från skjutvallar

Somrarna mellan år 2000 och 2005 togs prover ur militära skjutvallar ut med spade för lakning och haltbestämning. Proverna togs av Ulf Qvarfort och lokal miljöhandläggare på uppdrag av försvaret. Alla prover togs ut på samma höjd (mitt bakom måltavlan), på olika djup (se tabell), på olika avstånd från måltavlorna. Prover lakades i kolonn enligt standard CEN14405 uttag av tre vatten (avsteg standard) på ackrediterat laboratorium SGI Linköping. K_d -värden är beräknade från LS2.

REGEMENTE	BLYHALT	DJUP (mg/kgTS)(m)	pH jord	Kd (l/kg)
A9/Älvdalen	365		7,1	8902
A9/Gävle	16700		8	65490
A9/Gävle	4720		7,9	27765
A9/Falun	19300	0,4	7,9	18122
A9/Falun	2820	0,20	7,1	5814
A9/Falun	15,5		7,2	1632
A9/Falun	10500	0,20	7,8	5850
A9/Falun	21,9		6,8	438
A9/Falun	5880		7,3	4170
A9/Borlänge	15900	1,1	7,8	17189
F4 Östersund	3260	0,6	8,2	724444
F4 Östersund	28100		8,7	468333
F4 Östersund	23600	0,3	8,8	1430303
F4 Östersund	15800		8,6	385366
P4/Kvarn	4480	0,1	8,5	112000
P4/Skövde	84,6		8,1	900
P4/Skövde	2050	0,1	8	12853
P4/Skövde	206	0,3	8,7	203
P4/Karlsborg	7630	0,2	7,8	545000
P4/Karlsborg	84,6	0,3	7,5	769
F7 Såtenäs	3160	yta	7,5	12640
F7 Såtenäs	8950	yta	7,7	35098
F7 Såtenäs	16600	0,2	7,4	3192
I19 Boden	770	0,25	7,4	8105
I19 Boden	10100	0,05	7,2	21720
I19 Boden	431	0,25	7,4	3193
I19 Boden	6250	0,05	7,4	43103
I19 Boden	9370	0,05	7,1	28831
I19/Sakaravaara	22000		8,5	244580
I19/Sakaravaara	390		7,4	16525
F21 Luleå	1890	0,25	7,4	7560
F21 Luleå	12200	0,05	7,3	30886
AMF4/Udevalla	6120	0,3	6,2	2661
Ing2/ Eksjö	17200	0,1	7,7	66154
Ing2/ Eksjö	25000	0,1	7,9	50505
Ing2/ Eksjö	26200	0,1	7,9	58876
Ing2/ Eksjö	20800	0,1	8,1	69333
Ing2/ Eksjö	26300	0,1	7,8	101154
Ing2/ Eksjö	8220	0,25	7,8	13475
Ing2/ Eksjö	5460	0,1	7,5	16800

Bilaga 2 – Fördjupade riskbedömningar

REGEMENTE	BLYHALT	DJUP (mg/kgTS)(m)	pH jord	Kd (l/kg)
Ing2/Skillingsård	13200		7	34737
Kiruna	24000	0,3	8,2	213333
Kiruna	420	0,5	9,4	31579
Gotland	3670		8,2	98656
Gotland	4800		8,2	69214
Gotland	2330		8,6	162937
Gotland	14800		8,6	1034965
Gotland	13000		8,5	277481
Gotland	11000		8,8	374787
LV6 Halmstad	3150	1	7	14000
HKP-Flj/Linköping	1570-3450	0,3-0,6		
HKP-Flj/Linköping	6500-6740	0,3		
HKP-Flj/Linköping	4400-9010	0,3	8,7	
P4/Skövde	4930		5,8	
I19 Boden				

Fördjupade riskbedömningar

RAPPORT 5592

NATURVÅRDSVERKET
ISBN 91-620-5592-5
ISSN 0282-7298

Erfarenheter av riktvärdesberäkningar och användning av ny kunskap

I rapportens första del redovisas en inventering och sammanställning av hur platsspecifika riktvärden har tagits fram för 80 olika förorenade områden i Sverige. I den andra delen ges exempel på hur nya kunskaper kan användas vid beräkning av riktvärden. Innehållet är främst fokuserat på föroreningar som normalt hanteras i grupp och hur kunskaper om ingående specifika ämnen eller förekomstformer kan påverka riskbedömningen.

Naturvårdsverket har inte tagit ställning till innehållet i den här rapporten. Författarna svarar själva för innehåll, slutsatser och eventuella rekommendationer.

Kunskapsprogrammet Hållbar Sanering samlar in, bygger upp och sprider kunskap om förorenade mark- och vattenområden. Genom Hållbar Sanering kan myndigheter, forskare och företag söka bidrag för utredningar, seminarier och utvecklingsprojekt som täcker kunskapsluckor på kort och lång sikt. Hållbar Sanering styrs av en programkommitté som består av representanter från Banverket, Göteborgs stad, KTH, Linköpings Universitet, Länsstyrelsen i Kalmar, Naturvårdsverket, Norges Teknisk- Naturvetenskaplige Universitet; SGI, SLU, Sydkraft SAKAB och Umeå Universitet.