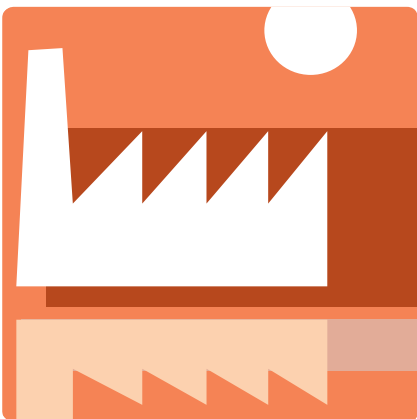


Riskbedömning av förorenade områden

En vägledning från förenklad till fördjupad riskbedömning

1 2 3

RAPPORT 5977 • DECEMBER 2009



Riskbedömning av förorenade områden

En vägledning från förenklad till fördjupad riskbedömning

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: registrator@naturvardsverket.se

Postadress: Naturvårdsverket, SE-106 48 Stockholm

Internet: www.naturvardsverket.se

ISBN 978-91-620-5977-4

ISSN 0282-7298

© Naturvårdsverket 2009

Tryck: CM Gruppen AB, Bromma 2010

Form: AB Typoform/Love Lagercrantz

Foton: Peder Björkegren (omslag), Kenneth Bengtsson (s 27), Susanna Blåvarg (s 33),

Fredrik Schlyter (s 55), Ojo Images (s 133), samtliga © Johnér Bildbyrå AB

Eric Perlman/Corbis (s 63), Christian Örnberg (s 77), Tomas Oneborg (s 87) samtliga © Scanpix

© Jupiterimages Corporation (s 109)

Krister Jansson (s 119)

Förord

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

Vi ger nu ut tre vägledande rapporter för arbetet med förorenade områden samt ett beräkningsprogram för riktvärden för förorenad mark. Vår målsättning med vägledningsmaterialet är att tillhandahålla en metodik för ett effektivt och kvalitetssäkrat arbete med efterbehandling av förorenade områden, i ett långsiktigt och hållbart perspektiv. ”Att välja efterbehandlingsåtgärd” är en övergripande rapport som beskriver utredningsprocessen för ett förorenat område. Syftet är att ge en samlad bild över hur man kan ta fram ett bra beslutsunderlag för val av åtgärd. I rapporten ”Riskbedömning av förorenade områden” ger vi vägledning i att bedöma miljö- och hälsorisker. Syftet är att besvara vilka risker som finns, hur stora de är och vad som kan vara acceptabelt idag och i framtiden. Ett av flera verktyg i riskbedömningen är riktvärden. Vår riktvärdesmodell samt våra generella riktvärden för förorenad mark har reviderats. Modellbeskrivning och vägledning ger vi i rapporten ”Riktvärden för förorenad mark”. Tillsammans med rapporten ger vi ut ett beräkningsprogram för riktvärden för förorenad mark, som kan användas när riktvärden ska tas fram eller granskas.

Rapporterna, beräkningsprogrammet och kompletterande vägledning finns på vår hemsida www.naturvardsverket.se/ebh. Vår vägledning vänder sig till aktörer inom efterbehandlingsområdet; i första hand tillsynsmyndigheter men också konsulter, verksamhetsutövare, fastighetsägare och övriga aktörer. Berörda aktörer har getts möjlighet att lämna synpunkter på rapporterna och beräkningsprogrammet genom remissförfarande.

Utvecklingen av vägledningsmaterialet påbörjades 2001, med de största insatserna under 2006 till 2008. Under den senare perioden har arbetet utförts av en arbetsgrupp bestående av projektledare från Naturvårdsverket Helena Fürst, Erika Skogsjö och Yvonne Österlund samt delprojektledare Marie Arnér (WSP Environmental), Mark Elert (Kemakta Konsult AB), Annika Hanberg (Institutet för miljömedicin), Celia Jones (Kemakta Konsult AB), Yvonne Ohlsson (Sweco Environment AB), Maria Paulsson (Golder Associates AB) och Andrew Petsonk (WSP Environmental). Medverkande i delprojekten har varit: Bo Carlsson och Pär Elander (Envipro Miljöteknik); Mikael Hägglöf (Fröberg & Lundholm Advokatbyrå); Anders Bank och Rosana Moraes (Golder Associates AB); Marika Berglund, Nicklas Gustavsson, Axel Hullberg och Ulla Stenius (Institutet för miljömedicin); Michael Pettersson,

Håkan Svensson och Sara Södergren Riggare (Kemakta Konsult AB); Pär-Erik Back, Johan Holmqvist, Johanna Leback, Johan Ludvigsson, Sofia Rolén och Niklas Törneman (Sweco Environment AB) samt Ingegerd Ask och John Sternbeck (WSP Environmental). Utöver ovan nämnda har projektledare och delprojektledare i tidigare skeden varit: Ann Marie Fällman och Fredrika Östlund (Naturvårdsverket), Catarina Barkefors (Studsvik AB) samt Annelie Liljemark (Sweco Environment AB). Beräkningsprogrammet togs ursprungligen fram av Statens geotekniska institut.

Vi vill rikta ett stort tack till samtliga personer som har medverkat i arbetet.

Stockholm i december 2009

Innehåll

FÖRORD	5
SAMMANFATTNING	10
SUMMARY	12
1 INLEDNING	15
1.1 Syfte	15
1.2 Läsanvisning	16
1.3 Naturvårdsverkets utgångspunkter för efterbehandling	18
2 RISKBEDÖMNINGENS SYFTE	21
2.1 När uppstår en risk?	21
2.2 Riskbedömningens syfte	22
2.3 Vad som bör skyddas	23
2.3.1 Människors hälsa	23
2.3.2 Miljö och naturresurser	24
3 RISKBEDÖMNINGSPROCESSEN	29
3.1 Beskrivning av processen	29
3.2 Är området förorenat?	32
3.2.1 Stegvisa undersökningar och riskbedömningar	32
3.2.2 Provtagning och analyser	34
3.2.3 Representativa halter	34
3.2.4 Bakgrundshalter	36
3.3 Generell metodik	39
3.3.1 Problembeskrivning	40
3.3.2 Exponeringsanalys	42
3.3.3 Effektanalys	42
3.3.4 Riskkaraktärisering	42
3.4 Sammanfattande riskbedömning	42
3.5 Förenklad eller fördjupad riskbedömning	43

4	FÖRENKLAD RISKBEDÖMNING	45
4.1	Arbetsgång	45
4.2	Exempel på haltkriterier	46
4.3	Riktvärden för förorenad mark	49
4.3.1	Problembeskrivning och konceptuell modell	50
4.3.2	Riktvärdesmodell	51
4.3.3	Hydrologiska och kemiska-fysikaliska förutsättningar	52
4.3.4	Platsspecifika riktvärden för förorenad mark	53
4.3.5	Djupberoende	54
4.3.6	Skattning av halter i spridningsmedier	54
4.3.7	Belastning	56
4.4	Sammanfattande riskbedömning	57
4.5	Osäkerheter	58
5	FÖRDJUPAD RISKBEDÖMNING	61
5.1	Allmänt	61
5.2	Riktvärde eller direkt skattning av risk	62
5.2.1	Beräkning av dos eller koncentration i kontaktmedium	62
5.2.2	Beräkning av riktvärde	62
5.3	Orsaks- och beviskedjor	64
5.4	Spridning och belastning	65
5.4.1	Utlakning och fastläggning av föroreningar	66
5.4.2	Spridning i grundvatten	67
5.4.3	Spridning till inomhusluft	68
5.4.4	Spridning av föroreningar i sediment	69
5.4.5	Belastning	70
5.4.6	Nedbrytning och omvandling	71
5.5	Fördjupad hälsoriskbedömning	71
5.5.1	Exponeringsanalys	72
5.5.2	Effektanalys	74
5.5.3	Riskkaraktisering	76
5.5.4	Hälsorisker sediment	79
5.6	Fördjupad miljöriskbedömning	79
5.6.1	Exponeringsanalys	79
5.6.2	Effektanalys	81
5.6.3	Direkt skattning av risk för skyddsvärda djur	89
5.6.4	Riskkaraktisering	89
5.7	Kombinationseffekter	90
5.8	Sammanfattande riskbedömning	92
5.9	Osäkerheter	93
5.9.1	Olika typer av osäkerheter	93
5.9.2	Hur man kan hantera osäkerheter	95
5.9.3	Exempel på beräkningsmetoder	97

6	DOKUMENTATION	99
7	REFERENSER	101

BILAGA 1. MOMENT I PROBLEMBESKRIVNINGEN

BILAGA 2. BESTÄMNING AV REPRESENTATIVA HALTER

BILAGA 3. EFTERBEHANDLINGSTERMINOLOGI

Sammanfattning

Om ett mark- eller vattenområde är förorenat eller en byggnad eller anläggning är förorenade i sådan grad att det innebär oacceptabla risker för hälsa, miljö eller naturresurser, behöver man vidta efterbehandlingsåtgärder. Åtgärderna syftar till att minska riskerna till en acceptabel nivå. Riskbedömning är en del av processen som leder fram till val av efterbehandlingsåtgärder och formulering av mätbara åtgärds mål. Riskbedömningen uppskattar vilka risker som förorenings situationen innebär idag och i framtiden. Den svarar också på hur mycket riskerna inklusive belastningen behöver reduceras för att oacceptabla effekter inte ska uppstå och för att de övergripande åtgärds målen för området ska kunna uppnås. Det i sin tur ger underlag till efterföljande åtgärds utredning och riskvärdering. Med denna rapport vill Naturvårdsverket vägleda om hur man kan bedöma miljö- och hälsorisker kopplade till förorenade områden.

Förorenade områden bör inte leda till negativa effekter på människor, miljö eller naturresurser. Skydd av människors hälsa omfattar akuta och långsiktiga risker. Skyddet för miljö bygger på att det förorenade områdets funktioner upprätthålls (till exempel nedbrytning av organiskt material eller produktion av syre). Det förorenade området bör inte heller medföra oacceptabla risker för hotade eller skyddsvärda arter inom området eller i omgivningarna. När man bedömer det förorenade områdets belastning på omgivningen, är utgångspunkten att förorenings spridningen inte bör leda till vare sig en höjning av bakgrundshalter eller utsläppsmängder som långsiktigt riskerar att försämra kvaliteten på ytvatten- och grundvattenresurser.

Riskbedömningsprocessen innehåller bedömningar i flera steg i syfte att avgöra om ett område är förorenat och om riskreducerande åtgärder behövs. Naturvårdsverket anser att området är förorenat om föroreningshalterna är högre än bakgrundshalterna. Är området förorenat följer en förenklad eller fördjupad bedömning av om föroreningarna innebär någon risk och om riskerna är acceptabla eller inte.

I början av arbetet gör man en problembeskrivning inklusive en konceptuell modell som beskriver hur föroreningar kan spridas och leda till påverkan på människors hälsa, miljön och naturresurser. I problembeskrivningen identifierar man också eventuella kunskapsluckor och behov av kompletterande undersökningar och utredningar. Riskbedömningen omfattar också en analys av föroreningshalter, spridning och exponering (exponeringsanalys) liksom en effektanalys och en riskkaraktärisering. Ett stegvis tillvägagångssätt gör att man kan anpassa omfattning och inriktning för att nå rimlig säkerhet och ambitionsnivå i såväl förenklad som fördjupad riskbedömning. Inför varje nytt steg är det viktigt att utvärdera om fortsatta undersökningar och utredningar är motiverade. Metodiken är användbar för de flesta typer av områden och oavsett vilket förorenat medium som ska riskbedömas.

Om man ska utföra en förenklad eller fördjupad riskbedömning avgörs från fall till fall. Ofta startar man i en förenklad riskbedömning, för att vid behov övergå i en fördjupad. Den förenklade riskbedömningen leder till en översiktlig bedömning av riskerna och en bedömning av om området behöver åtgärdas eller utredas vidare.

I den förenklade riskbedömningen avgör man om det finns en risk genom att jämföra uppmätta halter i de förorenade medierna med riskbaserade haltkriterier, till exempel riktvärden eller miljö kvalitetsnormer. När det gäller mark bör man i första hand utvärdera om de generella riktvärdena för förorenad mark är tillämpliga. Vid behov finns möjligheten att beräkna platsspecifika riktvärden för förorenad mark med Naturvårdsverkets riktvärdesmodell. Vidare bedömer man det förorenade områdets belastning på omgivningen.

Fördjupad riskbedömning kan man till exempel behöva utföra när föroreningssituationen är omfattande, komplicerad eller då flera olika medier är förorenade. Det kan finnas behov av fördjupade bedömningar om riskbaserade haltkriterier saknas, förutsättningarna för generella riktvärden inte uppfylls eller om osäkerheterna runt riskerna är stora. Den fördjupade riskbedömningen har större fokus på att genom mätningar, modellering eller andra beräkningar kvantifiera risken, än den förenklade riskbedömningen. Det finns ofta ett behov av att med flera oberoende metoder undersöka orsakssambanden i delar av eller hela kedjan från förekomst av förorening till hälso- och miljöeffekter. De samlade resultaten av orsakssamband och beviskedjor leder till att säkerheten i riskkarakteriseringen blir större. Den fördjupade riskbedömningen kan exempelvis omfatta studier av föroreningsspridning via grundvatten, sediment och luft, beräkning av den faktiska dos som människor exponeras för eller biologiska undersökningar och ekotoxikologiska tester.

Osäkerheter finns i alla delar av riskbedömningsprocessen, från problembeskrivning till riskkarakterisering. I både den förenklade och fördjupade riskbedömningen bör man beskriva och bedöma de osäkerheter som finns. Syftet är att förstå och lyfta fram osäkerheterna och beskriva hur man har hanterat dem.

I en förenklad riskbedömning är det tillgängliga dataunderlaget ofta begränsat och man måste vara medveten om hur man behandlar och väljer data. Jämförelser med riktvärden bör man göra med representativa halter, baserade på uppmätta halter i aktuella medier. Genom att utgå från försiktiga antaganden och val går det att hantera osäkerheterna förknippade med begränsad information, utan att underskatta riskerna. I den fördjupade riskbedömningen kan man behöva angripa osäkerheterna mer djupgående genom kvalitativa bedömningar, redovisning av olika alternativa angreppssätt eller med hjälp av kvantitativa beräkningar. Detta för att tydliggöra tillförlitligheten i riskbedömningen och de säkerhetsmarginaler som finns.

Genom hela riskbedömningsprocessen, oavsett omfattning och ambitionsnivå, bör de olika stegen dokumenteras. Metodik, underlagsdata, valda parametrar i beräkningar, bedömningar och antaganden bör motiveras väl och redovisas. På så sätt blir riskbedömningen transparent och går att följa även för dem som inte har deltagit i arbetet.

Summary

Remediation is needed when a land or water area, a building or a facility is contaminated to such a degree that it entails unacceptable risks for human health, the environment or natural resources. Remedial actions are intended to reduce such risks to acceptable levels. Risk assessment is one part of the process leading to the selection of remedial actions and formulation of quantifiable remedial objectives. In a risk assessment, estimates are made of the risks related to the current and future contamination situations, as well as the extent of risk reduction needed to avoid unacceptable effects and to reach the remedial goals for the site. This information forms part of the basis for evaluation of remedial alternatives and subsequent remedial selection. This report is the Swedish Environmental Protection Agency's (SEPA's) guidance document for assessment of risks for human health and the environment that are associated with contaminated sites.

Contaminated sites should not give rise to negative effects for humans, the environment or natural resources. Protection of human health includes both acute and long-term risks. Protection of the environment on-site is based on maintaining the functions of the contaminated area (e.g. degradation of organic material or the production of oxygen). The contaminated site should also not lead to unacceptable risks for threatened or protected species on the site itself or in surrounding areas. When assessing the impact of a contaminated site on its surroundings, the starting point is that the transport of contaminants should not lead to an increase in background concentrations or contaminant load, which could threaten the quality of surface water or groundwater resources in the long term.

The process of risk assessment includes appraisals in several steps to determine whether a site is contaminated and if remediation to reduce risks is needed. SEPA defines a contaminated site as one in which contaminant levels exceed background values. If a site is contaminated, a basic or detailed risk assessment should be used to determine if the contaminants entail any risk and if the risks are acceptable or not.

The first step is to formulate a problem description including a conceptual model that describes how contaminants can spread and affect human health, the environment and natural resources. This problem formulation is also used to identify data gaps and the need for additional investigations and studies. Risk assessment also includes an analysis of the degree of contamination, contaminant transport and exposure (exposure analysis), an effect analysis and a summary risk characterization. A step-wise procedure allows one to adapt the assessment's scope and direction in order to reach a reasonable degree of confidence and level of expectation in both basic and detailed risk assessments. Prior to each new step, it is important to evaluate whether continued investigations and research are motivated. This methodology can be used for most contaminated sites, irrespective of what contaminated media are being assessed.

Whether a basic or detailed risk assessment should be performed is decided on a case-by-case basis. Usually, a basic assessment is carried

out first. If necessary, it can then be followed by a detailed assessment. A basic risk assessment results in a general evaluation of the risks and an indication if the site needs to be remediated or further investigated.

In a basic (screening level) risk assessment, the existence of a risk is assessed by comparing measured concentrations in the contaminated media with risk-based criteria, for example guideline values or environmental quality standards. With regard to soil, it should first be determined if SEPA's generic guideline values for contaminated soil are applicable. If necessary, it is also possible to calculate site-specific guideline values for soil using SEPA's model for guideline values. The contaminant load on surrounding areas emanating from the site should also be assessed.

It may for example be necessary to perform a detailed risk assessment when the contamination situation is extensive or complicated, or when several media are contaminated. There might also be a need for a detailed risk assessment if there are no relevant risk-based concentration criteria, if the conditions for using generic guideline values are not fulfilled, or if uncertainties concerning the risks are too high. A detailed risk assessment has a greater focus on quantification of the risk through the use of measurements, modeling or other calculations, than does a basic risk assessment. There is often a need to investigate causal relationships by use of several independent methods across all or part of the source-pathway-receptor chain. The combined results from studying causal relationships and multiple lines of evidence can lead to a more certain risk characterization. A detailed assessment can for example include studies of contaminant transport via groundwater, sediment or air, calculations of the actual dose to which humans are exposed and biological studies and ecotoxicological tests.

There are uncertainties throughout the risk assessment process, from problem formulation to risk characterization. These uncertainties should be described and assessed in both basic and detailed risk assessments. The purpose is to understand and put forward the uncertainties and to describe how they have been handled.

Since the amount of data available for a basic risk assessment is often limited, one must be conscious of how data is selected and handled. Comparisons with guideline values should be made using representative concentrations (based on measured concentrations in relevant media). Uncertainties due to the limited amount of data can be dealt with by using conservative assumptions and choices, so that risks are not underestimated. In a detailed risk assessment, uncertainties must often be addressed more specifically, in order to clarify the robustness of the risk assessment and the margin of safety that exists. This can be achieved through use of qualitative evaluations, presentation of alternative approaches or with the help of quantitative calculations.

All the different steps of the risk assessment process, irrespective of their scope and extent, should be well documented. The methods and data, parameters used for calculations, assessments and assumptions that have been made should all be presented. Motives for their selection should be clearly stated. In this manner, it will be possible for those not directly involved in the work to follow and understand how the risk assessment has been carried out.

1 Inledning

1.1 Syfte

Med denna rapport vill Naturvårdsverket vägleda om hur man kan bedöma miljö- och hälsorisker kopplade till förorenade områden. Ett förorenat område (mark- eller vattenområde, byggnader och anläggningar) är ett relativt väl avgränsat område som innehåller en eller flera föroreningar. Föroreningar är ämnen som härrör från mänsklig aktivitet och förekommer i halter som överskrider bakgrundshalter. Bakgrundshalten definieras som summan av naturlig halt och antropogent diffust tillskott. Det övergripande syftet med riskbedömning i efterbehandlings-sammanhang är att uppskatta vilka risker som föroreningssituationen innebär och hur mycket riskerna behöver reduceras för att negativa effekter på miljö, hälsa och naturresurser inte ska uppstå i dag eller i framtiden. Riskbedömningen ger underlag för bedömning av inriktning och omfattning av åtgärder, för riskvärdering och för formulering av mätbara åtgärds-mål.

Rapporten ”Att välja efterbehandlingsåtgärd” (Naturvårdsverket 2009a) beskriver hela efterbehandlingsprocessen, från övergripande åtgärds-mål, undersökningar och utredningar, riskbedömning och åtgärdsutredning till riskvärdering och formulering av mätbara åtgärds-mål (figur 1.1). Föreliggande rapport ger vägledning om delmomentet riskbedömning. I rapporten ”Riktvärden för förorenad mark.

■ Sammanfattning av kapitel 1

Det övergripande syftet med riskbedömning i efterbehandlings-sammanhang är att uppskatta vilka risker som ett förorenat område innebär och hur mycket riskerna behöver reduceras för att negativa effekter på miljö, hälsa och naturresurser inte ska uppstå i dag eller i framtiden. Riskbedömningen är en del i processen för att välja efterbehandlingsåtgärd. Den ger underlag för bedömning av inriktning och omfattning av åtgärder, riskvärdering och formulering av mätbara åtgärds-mål.

Rapporten syftar till att beskriva förenklad och fördjupad riskbedömning av förorenade områden. Fokus ligger på bedömning av miljö- och hälsorisker kopplade till förorenad mark, yt- och grundvatten samt sediment. Som underlag till riskbedömningen redovisas Naturvårdsverkets utgångspunkter för efterbehandling av förorenade områden.

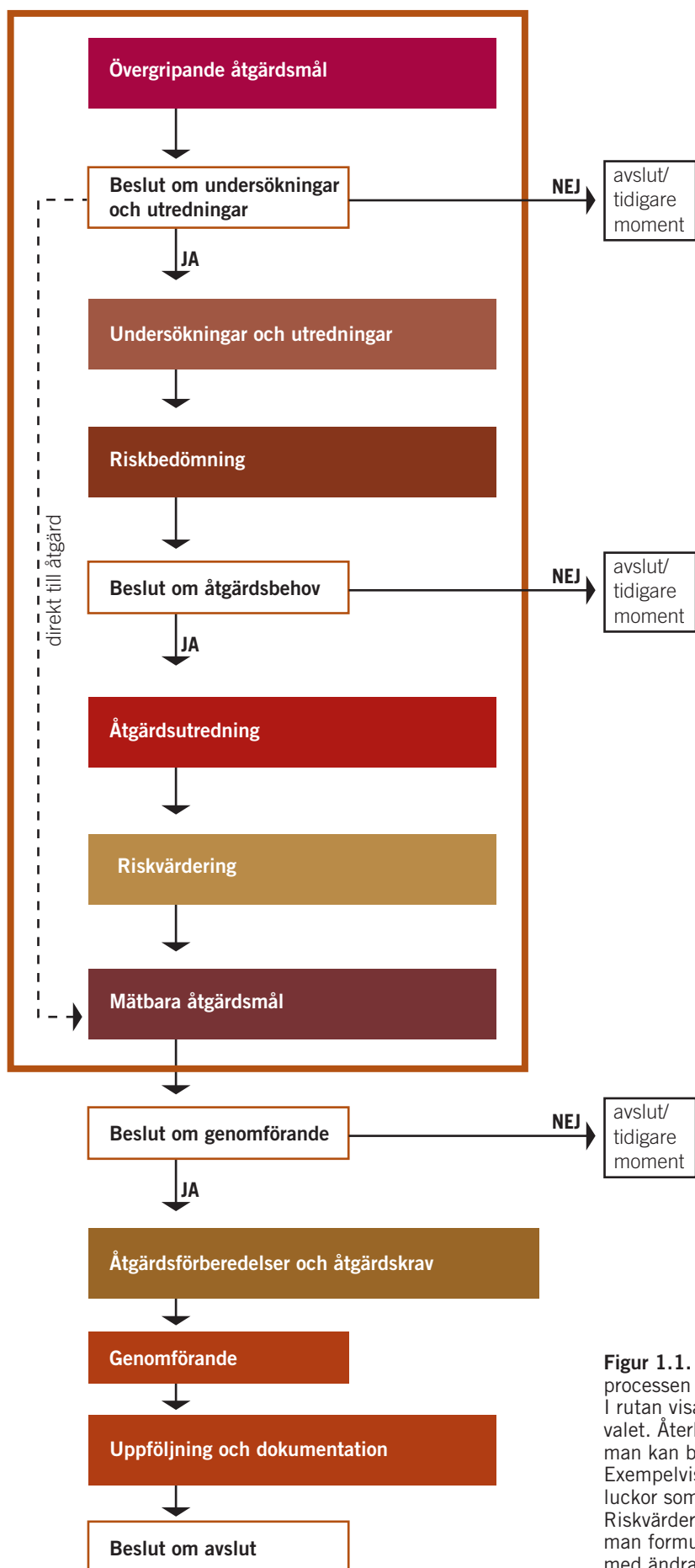
Modellbeskrivning och vägledning” presenteras underlag till och riktvärdesmodell för beräkning av generella och platsspecifika riktvärden för förorenad mark (Naturvårdsverket 2009b). Riktvärdena är ett av flera verktyg i riskbedömningen.

1.2 Läsanvisning

Rapporten redovisar en riskbedömningsprocess i vilken en generell riskbedömningsmetodik ingår. Metodiken är användbar vid såväl förenklad som fördjupad riskbedömning. Fokus ligger på bedömning av miljö- och hälsorisker kopplade till förorenad mark, yt- och grundvatten samt sediment. Som utgångspunkt för riskbedömningen redovisas Naturvårdsverkets utgångspunkter för efterbehandling i avsnitt 1.3. Terminologi i efterbehandlingsammanhang finns i bilaga 3.

Varje kapitel inleds med en kort sammanfattning. Det huvudsakliga innehållet i kapitlen redovisas i korthet nedan.

- **Inledning** **KAPITEL 1**
Riskbedömningens roll i den övergripande efterbehandlingsprocessen beskrivs och Naturvårdsverkets utgångspunkter för ett långsiktigt hållbart efterbehandlingsarbete redovisas. Utgångspunkterna syftar till att skydda människors hälsa, miljö och naturresurser.
- **Riskbedömningens syfte** **KAPITEL 2**
Riskbegreppet och syftet med en riskbedömning presenteras kortfattat. Vidare ges vägledning kring vad som bör skyddas. Skyddsobjekten som berörs är människor, miljö och naturresurser. Vägledning ges bland annat i form av frågor som riskbedömningen bör besvara.
- **Riskbedömningsprocessen** **KAPITEL 3**
Riskbedömningsprocessen omfattar flera steg och syftar till att avgöra om ett område är förorenat och om riskreducerande åtgärder behövs. Stegen beskrivs genom frågor och svar. Dessa ger underlag för bedömning av om riskbedömningsprocessen ska fortsätta, avslutas med anledning av låg risk eller om kompletterande undersökningar och fördjupad riskbedömning behövs för att bedöma riskerna med rimlig säkerhet. En beskrivning ges av den generella metodik som ligger till grund för förenklad och fördjupad riskbedömning. Metodiken omfattar problembeskrivning, exponeringsanalys, effektanalys och riskkaraktisering. Kapitlet kompletteras i bilaga 1 med en mer utförlig genomgång av problembeskrivningen. Vidare anges översiktligt vad man bör tänka på vid provtagning och analyser. Här beskrivs också hur man bestämmer en representativ halt ur risksynpunkt, det vill säga den halt som bäst representerar halter av föroreningar i spridningsmedier och i de kontaktmedier som skyddsobjekt exponeras för. Mer utförlig beskrivning av representativ halt ges i bilaga 2. Kapitlet beskriver också övergången mellan förenklad och fördjupad riskbedömning.



Figur 1.1. Riskbedömning är ett av momenten i processen för att välja efterbehandlingsåtgärd. I rutan visas de moment som bidrar till åtgärdsvalet. Återkopplingar finns mellan olika moment och man kan behöva gå tillbaka och upprepa momenten. Exempelvis kan riskbedömningen identifiera kunskapsluckor som föranleder kompletterande undersökningar. Riskvärderingen av åtgärdsalternativ kan leda till att man formulerar om övergripande åtgärds mål och därmed ändrar förutsättningarna för riskbedömningen.

- **Förenklad riskbedömning** **KAPITEL 4**
Den förenklade riskbedömningen, som innebär avstämning av föroreningshalter i kontaktmedier mot riskbaserade haltkriterier, beskrivs. Tyngdpunkten i kapitlet ligger på förenklad riskbedömning av förorenad mark, utgående från Naturvårdsverkets generella riktvärdesmodell. Modellens uppbyggnad och förutsättningar beskrivs kort. Förenklad riskbedömning av förorenad mark innebär avstämning mot generella riktvärden i första hand eller vid behov beräkning och avstämning mot platsspecifika riktvärden.
- **Fördjupad riskbedömning** **KAPITEL 5**
Kapitlet tar sin utgångspunkt i fall där behov av fördjupad riskbedömning definieras utifrån komplicerade spridningsförhållanden, osäkerheter avseende miljörisker och behov av direkt skattning av hälsorisker. Beskrivningen utgår från den generella riskbedömningsmetodiken. Vikten av att beskriva föroreningskällan och hur föroreningarna kan nå och ge negativa effekter på skyddsobjekt betonas. Flera olika angreppssätt och oberoende undersökningar ger ett bättre underlag för riskkaraktiseringen. Exempel på och referenser till undersöknings- och analysmetoder för framför allt fördjupade miljöriskbedömningar ges. Kapitlet ger också en översikt av osäkerheter som kan ingå i riskbedömningens dataunderlag och bedömningsmoment.
- **Dokumentation** **KAPITEL 6**
Exempel ges på vad som bör dokumenteras och ingå i en redovisning av en riskbedömning.

1.3 Naturvårdsverkets utgångspunkter för efterbehandling

Det övergripande syftet med efterbehandling av förorenade områden är att långsiktigt minska risken för skada eller olägenhet för människors hälsa eller miljön samt att minska mängderna och halterna av metaller och naturfrämmande ämnen i miljön. Efterbehandlingsarbetet i Sverige utgår från miljöbalken och de av riksdagen fastställda miljömålen. Delmål om efterbehandling av förorenade områden finns i det nationella miljökvalitetsmålet Giftfri miljö.

Det gemensamma, övergripande syftet med miljöbalken och miljökvalitetsmålen är att främja en ekologiskt hållbar utveckling. Miljökvalitetsmålen ger uttryck för den politiska viljan med miljöarbetet, medan miljöbalken är ett styrmedel bland annat avsett för att nå målen. Samtliga bestämmelser i miljöbalken ska tillämpas så att balkens mål och syfte på bästa sätt tillgodoses. När tveksamhet råder om vad som bör beslutas eller göras ska miljömålen vara vägledande och det som mest sannolikt gynnar uthållig utveckling väljas (miljömålspropositionen 2000/01:130 och miljöbalkspropositionen 1997/98:45).

Naturvårdsverket ger här sin uppfattning om viktiga utgångspunkter för efterbehandlingsarbetet i Sverige. Utgångspunkterna har formulerats utifrån långsiktighet och hållbarhet i syfte att skydda hälsa, miljö och naturresurser nu och i framtiden. Utgångspunkterna avspeglas i den

utredningsmetodik som Naturvårdsverket förordar och i Naturvårdsverkets generella riktvärden för förorenad mark. De viktigaste utgångspunkterna som Naturvårdsverket anser bör vara vägledande i arbetet med efterbehandling av förorenade områden listas nedan.

■ **Bedömning av miljö- och hälsorisker vid förorenade områden bör göras i såväl ett kort som långt tidsperspektiv.**

Med ett långt tidsperspektiv menar Naturvårdsverket i storleksordningen 100-tals till 1000 år. Den planerade markanvändningen är en utgångspunkt när riskbedömning och åtgärdsutredningar ska utföras. Markanvändningen är ofta bara överblickbar i ett tidsperspektiv kortare än 100 år. Det är dock viktigt att uppskatta vad som kan komma att hända i ett längre tidsperspektiv, exempelvis avseende kvarlämnade föroreningar, skyddsåtgärders långtidsegenskaper och framtida ändringar i markanvändning. Detta bland annat för att uppfylla miljöbalkens mål att främja en hållbar utveckling som innebär att nuvarande och kommande generationer tillförsäkras en hälsosam och god miljö.

■ **Grund- och ytvatten är naturresurser som i princip alltid är skyddsvärda.**

I Sverige är grund- och ytvatten i liten utsträckning påverkade av föroreningar. Det är ovanligt ur ett internationellt perspektiv och på många sätt en tillgång för landet. Miljökvalitetsmålen Levande sjöar och vattendrag, Ingen övergödning respektive Grundvatten av god kvalitet har antagits för att skydda dessa vattenresurser. I miljömålen slås fast att framtida generationer ska ha tillgång till ett grundvatten som ger en säker och hållbar dricksvattenförsörjning och som bidrar till en god livsmiljö för växter och djur i sjöar och vattendrag. Sjöar och vattendrag ska vara ekologiskt hållbara och deras variationsrika livsmiljöer ska bevaras. Skydd av vattenresurser finns i svensk lagstiftning, bland annat genom områdesskyddet i 7 kap. miljöbalken och bestämmelserna om miljö kvalitetsnormer för vatten i 5 kap. miljöbalken, vilka preciseras i förordningen (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön.

■ **Spridning av föroreningar från ett förorenat område bör inte innebära vare sig en höjning av bakgrundshalter eller utsläppsmängder som långsiktigt riskerar att försämra kvaliteten på ytvatten- och grundvattenresurser.**

Även om närliggande grund- och ytvatten inte direkt bedöms vara skyddsvärda är de förbundna med andra vattenförekomster och kan bidra till en diffus föroreningsbelastning. Utgångspunkten har således sin grund i att skydda miljön som helhet och människors hälsa i synnerhet. Senast år 2015 ska alla sjöar, vattendrag och grundvattenförekomster ha uppnått god ekologisk och kemisk status enligt förordningen (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön. Att undvika, minska och förebygga den kemiska påverkan i yt- och grundvattenförekomster är nödvändigt för att uppnå detta.

- **Sediment- och vattenmiljöer bör skyddas så att inga störningar uppkommer på det akvatiska ekosystemet och så att särskilt skyddsvärda och värdefulla arter värnas.**

En god kvalitet i sjöar, vattendrag och kustnära miljöer är avgörande för det akvatiska och marina biologiska livet. När föroreningar har hamnat i vattendrag kan de spridas både snabbt och långt, och påverka ekosystem inom stora områden. Ett nationellt mål för miljöarbetet är att fisk i Sveriges hav, sjöar och vattendrag ska vara tjänligt som människoföda med avseende på innehåll av naturfrämmande ämnen (uttryckt i miljömålet Giffri miljö). Vidare lyfts bevarande av biologisk mångfald i miljömålen Levande sjöar och vattendrag och Hav i balans samt levande kust och skärgård.

- **Markmiljön bör skyddas så att ekosystemets funktioner kan upprätthållas i den omfattning som behövs för den planerade markanvändningen.**

Skyddsnivån i marken bör motsvara en nivå där marken kan uppfylla de funktioner som förväntas vid den planerade markanvändningen. Långsiktighet är huvudskälet till att förutsättningar för bevarande av en viss markfunktion alltid bör beaktas. Främjande av en långsiktigt god hushållning med mark, vatten och andra resurser uttrycks i miljömålet God bebyggd miljö. Vidare innebär miljömålet Ett rikt växt- och djurliv att den biologiska mångfalden ska bevaras och nyttjas på ett hållbart sätt, för nuvarande och framtida generationer. Även i miljöbalkens första kapitel fastställs att den biologiska mångfalden ska bevaras och mark- och vattenområden användas så att en från ekologisk, social, kulturell och samhällsekonomisk synpunkt långsiktigt god hushållning tryggas.

- **Lika skyddsnivåer bör eftersträvas inom ett område som totalt sett har samma typ av markanvändning, exempelvis ett bostadsområde.**

Med utgångspunkt i långsiktighet och hållbarhet bör indelning med skilda krav (olika mätbara åtgärds mål) på olika djup eller i plan undvikas så långt det är tekniskt möjligt och ekonomiskt rimligt. Riskerna med kvarlämnade föroreningar kan vara svåra att bedöma i ett långtidsperspektiv. Användning av marken i ett delområde kan ändras, förutsättningarna för spridning till exempel via grundvatten och genom damning kan förändras, föroreningar kan flyttas om vid grävarbeten. I praktiken är det svårt att hantera olika restriktioner för mindre volymer eller ytor. Kraven på bevarande av information om kvarlämnade föroreningar blir höga, för att undvika en felaktig hantering i framtiden.

- **Exponeringen från ett förorenat område bör inte ensam stå för hela den exponering som är tolerabel för en människa.**

Människor exponeras för föroreningar på många olika sätt till exempel via luft, mat, vatten, konsumentprodukter, läkemedel och i arbetsmiljön. Förorenade områden utgör således en av flera källor till exponering för föroreningar. Mot bakgrund av detta anser Naturvårdsverket att föroreningar i mark inte bör teckna in hela det tolerabla dagliga intaget. I miljömålet Giffri miljö uttrycks att den sammanlagda exponeringen i arbetsmiljö, yttre miljö och inomhusmiljö för särskilt farliga ämnen ska vara nära noll och för övriga ämnen inte skadliga för människor.

2 Riskbedömningens syfte

2.1 När uppstår en risk?

Risk kan uttryckas som sannolikheten för och konsekvensen av en händelse som kan medföra skada på exempelvis människors hälsa eller miljön. För att ett förorenat område ska utgöra en risk krävs en föroreningskälla där föroreningen är tillgänglig eller kan transporteras till platser där den kan orsaka exponering av människa och miljö. Eller där den kan försämra kvaliteten på grund- och ytvattenresursen (figur 2.1). Exponeringen måste också kunna ge upphov till en negativ effekt hos något skyddsobjekt för att en risk ska föreligga. Exempelvis kan markföroreningar spridas till en sjö via grundvattnet. Riskbedömningen syftar i det fallet till att uppskatta sannolikheten för att denna spridning ger en skadlig effekt på människors hälsa eller på vattenmiljön.

Riskbedömningen omfattar beskrivning av orsakssambanden mellan föroreningsförekomst och negativ effekt. I exemplet med markföroreningar som sprids till en sjö via grundvattnet kan det förorenande ämnet som sprids ge skador på inre organ hos människor som dricker vattnet.



Figur 2.1. En risk föreligger när förorening från en källa (jord, grundvatten, sediment, byggnader och anläggningar) frigörs och via olika transportvägar sprids och exponerar skyddsobjekt (människa, miljö, naturresurser) så att en negativ effekt kan uppstå.

■ Sammanfattning av kapitel 2

Ett förorenat område kan utgöra en risk för människor och miljön om exponering för giftiga ämnen sker inom det förorenade området eller i omgivningen, genom spridning och transport. I detta kapitel redovisas vilka frågor som riskbedömningen normalt behöver svara på.

Riskbedömningen och de beslut den leder till avser trygga att det inte uppstår negativa effekter på människor, miljö och naturresurser på kort och lång sikt. Kapitlet beskriver utgångspunkterna för vad som bör

skyddas. Skydd av människors hälsa omfattar både akuta och långsiktiga risker. Skyddet för markmiljö bygger på att det förorenade områdets funktioner ska kunna upprätthållas. Det förorenade området bör inte heller medföra oacceptabla risker för hotade eller skyddsvärda arter inom området eller i omgivningarna. När man bedömer det förorenade områdets belastning på omgivningen är utgångspunkten att den inte bör leda till att kvaliteten på ytvatten- och grundvattenresurser på kort eller lång sikt försämras.

En allvarlig konsekvens av skadorna kan vara att människor blir sjuka. Ämnet kan också minska vissa fiskarters fortplantning, vilket kan leda till att mängden fisk i sjön minskar. Detta kan i sin tur ha negativa konsekvenser för fiskätande rovfåglar.

2.2 Riskbedömningens syfte

Syftet med en riskbedömning är att uppskatta vilka risker en föroreningsituation innebär idag och i framtiden och hur mycket riskerna behöver reduceras för att det inte ska uppstå oacceptabla effekter på miljö, hälsa och naturresurser. Risker som kan uppstå på kort och lång sikt, liksom akuta risker behöver bedömas inom det förorenade området och i påverkansområdet.

Riskbedömningens omfattning och behovet av utredningar och undersökningar varierar stort mellan olika förorenade områden. I tabell 2.1 ges exempel på frågeställningar att besvara vid en riskbedömning.

Tabell 2.1. Exempel på frågeställningar i en riskbedömning.

Svaren bör belysa kortare och längre tidsperspektiv såväl som risker inom området och i omgivningarna	
Föroreningskälla	<ul style="list-style-type: none"> ■ Vilka föroreningar förekommer eller kan förekomma? ■ Vilka medier är förorenade och i vilken grad? ■ Var är föroreningarna lokaliserade? ■ I vilken form förekommer föroreningen?
Spridning	<ul style="list-style-type: none"> ■ Vilka frigörelsemekanismer kan leda till spridning? ■ Vilka transportvägar finns inom och mellan olika medier? ■ Sker omvandling och nedbrytning av föroreningar vid källan, under transport eller i organismer?
Skyddsobjekt	<ul style="list-style-type: none"> ■ Vilka skyddsobjekt (människa, miljö, naturresurser) kan påverkas av föroreningarna? ■ Finns särskilt känsliga grupper av människor som kan exponeras? ■ Vilka exponeringsvägar är aktuella? ■ Förekommer särskilt skyddsvärda biotoper eller arter? ■ Finns risk för akuta skador på miljö och hälsa? ■ Vilka negativa miljö- och hälsoeffekter kan uppstå?
Föroreningsmängd och belastning	<ul style="list-style-type: none"> ■ Hur stor är mängden föroreningar i olika medier? ■ Hur stor är belastningen på omgivningen? ■ Finns andra källor som bidrar till belastningen? ■ Påverkar belastningen naturresursernas kvalitet?
Förändring över tid	<ul style="list-style-type: none"> ■ Förväntas risker och belastning vara oförändrade, öka eller minska? ■ Vilka episodiska händelser, kort- och långsiktiga förändringar som förändrar riskbedömning och belastning kan identifieras?¹
Riskreduktion	<ul style="list-style-type: none"> ■ Hur stor riskreduktion behövs för att riskerna ska vara acceptabla? ■ Vilka former av riskreduktion kan på kort och lång sikt minska riskerna till acceptabel nivå (reduktion av föroreningskälla, spridning eller exponering)?

¹ Till exempel förändrad områdesanvändning, fluktuationer i yt- och grundvattnivåer, vattenföring, kemisk och fysikalisk vittring, omvandling av kemiska ämnen, episodiska händelser som ras, skred och översvämningar.

I enklare fall kan de frågor som är relevanta besvaras med ett mindre omfattande underlag eller beskrivas kvalitativt. I mer komplexa fall behöver man svara på samtliga frågor för att kunna uppskatta riskerna med acceptabel säkerhet.

Med utgångspunkt i riskbedömningen ska det vara möjligt att identifiera vilken riskreduktion som kan minska riskerna till en acceptabel nivå. Dessa ”funktionskrav”, till exempel att föroreningshalter i yttlig jord eller att spridning av föroreningar behöver reduceras, utgör förutsättningar för en åtgärdsutredning. I samband med en åtgärdsutredning och inför en riskvärdering bedömer man också de eventuella risker som kan uppstå när efterbehandlingsåtgärden utförs. Kompletterande riskbedömning kan behövas för att i detalj identifiera vilka skyddsåtgärder som behöver vidtas under åtgärdsfasen.

2.3 Vad som bör skyddas

En riskbedömning utför man för att förhindra att det uppstår negativa effekter på människor, miljö och naturresurser i ett långsiktigt perspektiv. En riskbedömning utgår från naturvetenskapliga principer. Den omfattar också ställningstaganden om vilken risknivå som kan accepteras. I praktiken måste man acceptera vissa risker. Ett exempel är att sannolikheten för ytterligare cancerfall inte är noll eller att vissa växt- eller djurarter kan påverkas negativt. Att ansätta en nationellt acceptabel cancer-risknivå kan betraktas som en del av riskvärderingen, som kommer in redan i riskbedömningen.

I detta avsnitt redovisas de skyddsnivåer som Naturvårdsverket bedömer bör vara vägledande i en riskbedömning. De grundar sig på Naturvårdsverkets utgångspunkter för efterbehandling (se avsnitt 1.3). Det är också viktigt att tänka på långsiktigheten, möjligheter att återkomma med kompletterande åtgärder samt att säkerställa information om eventuellt kvarlämnade föroreningar.

2.3.1 MÄNNISKORS HÄLSA

LÅNGSIKTIGA RISKER

Mot bakgrund av att människor exponeras för föroreningar på många olika sätt (till exempel via luft, mat, vatten, läkemedel och i arbetsmiljön) utgår Naturvårdsverket från att exponeringen från ett förorenat område för en enskild individ generellt bör inteckna maximalt 50 procent av det tolerabla dagliga intaget (TDI eller motsvarande toxikologiskt referensvärde). Detta gäller för ämnen som bedöms ha en tröskelnivå under vilka inga negativa hälsoeffekter uppkommer.

För vissa ämnen finns kunskap som visar att människors exponering från framför allt mat är i närheten av det tolerabla dagliga intaget. Utrymmet för exponeringen från förorenade områden för dessa ämnen bör vara lägre än 50 procent. I riktvärdesmodellen för förorenad mark får maximalt 20 procent av det tolerabla intaget för ämnena bly, kadmium och kvicksilver komma från det förorenade området och för de persistenta organiska föroreningarna dioxiner och PCB är motsvarande siffra 10 procent.

I andra europeiska länder tar man hänsyn till en uppskattad bakgrundsexponering eller har ett schablonmässigt förfarande där man

anger vilken andel av det tolerabla dagliga intaget som accepteras från det förorenade området. Andelen som accepteras varierar.

För ämnen utan tröskeleffekt (genotoxiska cancerogena ämnen) bedöms risken minska med minskande exponering, men ingen exponering är riskfri. För genotoxiska cancerogena ämnen i Sverige i efterbehandlingsmanhang, liksom i många andra europeiska länder, utgår man från att ett extra cancerfall per 100 000 exponerade individer under en livstid kan accepteras. I vissa länder utgår man istället från nivån ett extra cancerfall per 10 000 individer och i andra från ett extra fall per 1 000 000 individer.

Vissa typer av markföroreningar består av blandningar av flera olika cancerogena ämnen, till exempel många olika PAH-föreningar i stenkoltjära. För de generella riktvärdena för förorenad mark för grupperna PAH-M och PAH-H baserar sig det riskbaserade toxikologiska referensvärdet på en cancerrisk på 1 på 100 000. För de enskilda PAH-föreningarna (i beräkningsprogrammet) baserar sig värdet på en cancerrisk 1 på 1 000 000. Detta görs eftersom flera olika cancerogena PAH ofta förekommer samtidigt inom förorenade områden och den totala risken inte ska överstiga 1 på 100 000.

AKUTA RISKER

Vissa föroreningar har så hög akuttoxicitet att enstaka intag av små mängder förorening, till exempel via några gram jord, kan leda till akuta symptom såsom kräkningar och diarréer. Exempel på sådana föroreningar är arsenik och cyanid. I riktvärdesmodellen för förorenad mark utgör halter där man riskerar akuta effekter en övre gräns vid beräkning av platsspecifika riktvärden för arsenik och cyanid. Beräkningen utgår från att ett litet barn (tio kilogram) ska skyddas vid enstaka intag av jord (fem gram). I tabell 2.2 redovisas föroreningshalter i mark för arsenik och cyanid där risken för akuttoxiska effekter inte bedöms vara acceptabel.

Tabell 2.2. Föroreningshalter i mark för arsenik och cyanid där risker för akuttoxiska effekter kan uppkomma. Halterna utgör en övre gräns vid beräkning av platsspecifika riktvärden (Naturvårdsverket 2009b).

Ämne	Haltnivå med risk för akuttoxiska effekter (mg/kg TS)
Arsenik	100
Cyanid total	1000
Cyanid fri	50

2.3.2 MILJÖ OCH NATURRESURSER

MARK

Skyddet för markmiljön i en riskbedömning bör utgå från att ett områdes ekosystem ska ha förmåga att utföra de funktioner som förväntas inom ramen för den tänkta markanvändningen. Exempel på sådana funktioner är nedbrytning av organiskt material, cirkulation av kväve och fosfor samt syreproduktion. Föroreningsnivån i ett område bör inte heller medföra oacceptabla risker för hotade eller skyddsvärda arter inom området eller i omgivningarna.

Naturvårdsverkets generella riktvärden för förorenad mark innebär att markekosystemet har förmåga att utföra de funktioner som förväntas för den tänkta användningen av området. Man antar att funktionen skyddas

om de flesta djur och växter, som under opåverkade förhållanden skulle finnas inom området, skyddas. Riktvärdena uttrycker den tolerabla risken för markmiljö inom området som en högsta procentandel av arterna i ett ekosystem som får påverkas negativt av föroreningar. De generella riktvärdena för känslig respektive mindre känslig markanvändning bedöms ge ett skydd för cirka 75 respektive 50 procent av de marklevande arterna inom det förorenade området. De generella riktvärdena ger också ett skydd för fåglar och däggdjur som tillfälligt vistas inom området.

Negativa effekter på vissa arter kan inte uteslutas även om den generella riktvärdesnivån underskrivs. Omvänt innebär ett skydd för till exempel 75 procent av arterna inte automatiskt att 25 procent av arterna påverkas negativt. Underlaget avseende markmiljö till de generella riktvärdena är framtagna utifrån en samlad utvärdering av generella ekotoxikologiska tester på ett urval av arter. Läs mer i rapporten Riktvärden för förorenad mark (Naturvårdsverket 2009b).

Kraven som ställs på skydd av markfunktion kan i viss mån göras platspecifika. I omgivningar som har högt skyddsvärde eller som är viktiga för den biologiska mångfalden bör kraven på skydd av markmiljön vara höga (t.ex. skyddade områden, såsom riksintressen för naturvärden och Natura 2000-områden, eller i omgivningar som idag är lite eller måttligt belastade av föroreningar). Med höga skyddskrav på markmiljön menar Naturvårdsverket ett skydd av 75 procent av de marklevande arterna eller mer. I tydligt belastade områden (exempelvis tätorter) bör kraven på skydd av markmiljön vara höga för känsliga markanvändningar, till exempel bostadsområden och grönområden. Vid mindre känsliga markanvändningar (industriområden, affärsområden, större vägar) är markmiljön ofta redan påverkad av olika verksamheter, vilket kan motivera ett lägre skydd. Marken bör dock kunna stödja de ekologiska funktioner som krävs av markanvändningen, till exempel odling av prydnadsväxter, gräs och annan vegetation för att förhindra damning och erosion. Djur bör också tillfälligt kunna vistas inom området utan oacceptabel risk.

I vissa fall kan markmaterialet ha egenskaper (andra än föroreningsgrad) som ger begränsade förutsättningar för att återskapa en miljö som kan stödja naturliga funktioner eller försvåra etablering av växter och djur. Det kan till exempel vara fallet om marken består av vissa fyllnadsmaterial, till exempel rivningsrester eller slagg. I sådana områden är det inte alltid lika motiverat med höga skyddskrav på markmiljön.

Ett lägre skydd av markmiljön än 50 procent anser Naturvårdsverket generellt inte ger förutsättningar för ett fungerande ekosystem. I sådana fall bör man istället vara tydlig med att markmiljön inte skyddas och motivera varför. Vid platsspecifik bedömning av riskerna är det alltid viktigt att se till helheten. Vid bedömning av behovet av markmiljöskydd inom ett område är det till exempel viktigt att komma ihåg att beakta riskerna för spridning och föroreningarnas påverkan i omgivningen. Den som gör en riskbedömning bör alltid motivera och dokumentera hur skyddsnivåer har valts.

GRUNDVATTEN

För skydd av grundvatten som dricksvatten bör haltkriterierna i första hand baseras på dricksvattennormer från Livsmedelsverket eller WHO. I de fall dricksvattennormer saknas gör man en uppskattning baserat på andel av TDI. Modellen för beräkning av riktvärden för förorenad mark utgår från att det förorenade området inte ska bidra till en höjning som överskrider 50 procent av dricksvattennormen.

Förutom att skydda människors hälsa bör grundvattnet också ha en kvalitet som inte hindrar etablering av växter och dess rotsystem. Föroreningshalterna bör inte leda till direkta eller indirekta negativa effekter på djur och växter genom upptag av föroreningar. Halterna bör inte heller ge negativa miljöeffekter i områden med utströmmande grundvatten, som till exempel våtmarker eller ytvattenrecipienter. I många europeiska länder utgår skydd av grundvatten från skydd av grundvatten som dricksvattenresurs. I vissa länder tar man liksom i Sverige även hänsyn till miljön i ytvattenrecipienten vid upprättande av långsiktiga mål för efterbehandling av förorenade områden.

I vissa fall är skydd av grundvatten för dricksvattenändamål inte motiverat. Det kan vara fallet om grundvattnet av andra skäl än föroreningsgrad inte är tjänligt som dricksvatten eller bevattningsvatten och inte heller kan förväntas bli tjänligt efter behandling inom en överskådlig tid.

För många metaller är dricksvattenkriterier och riskbaserade haltkriterier för skydd av ytvattenorganismer högre än normalt förekommande halter i grundvatten. I större grundvattenmagasin kan stora mängder förorening lakas ut innan sådana nivåer överskrids. När man bedömer påverkan från ett förorenat område bör man därför alltid beakta risken för belastning. Det är inte önskvärt att belastningen leder till att föroreningsmängderna i nedströms liggande recipienter ökar. Ett riskbaserat riktvärde är inte en nivå upp till vilken det är acceptabelt att förorena.

I SGU (2005b) finns en sammanfattande beskrivning, kartläggning och analys av Sveriges grundvatten. Kommuner och länsstyrelser kan också ha information om lokala eller regionala grundvattenmagasin som är skyddsvärda, utöver de som ingår i SGU:s kartläggning.

YTVATTEN OCH SEDIMENT

Svenska ytvatten, såväl havsområden som sjöar och vattendrag, är i liten utsträckning påverkade av föroreningar och har generellt ett högt skyddsvärde. Även om man bedömer att ett närliggande ytvatten inte är direkt skyddsvärt så kan det stå i förbindelse med andra skyddsvärda ytvatten eller bidra till en diffus föroreningsbelastning nedströms. Ytvatten med känsliga biotoper eller arter samt sjöar och vattendrag som används som dricksvattentäkter har särskilt högt skyddsvärde. Hav, sjöar och vattendrag utgör också viktiga resurser för fiske och rekreation. Det är inte önskvärt att belastningen från förorenade mark- och sedimentområden leder till vare sig en höjning av bakgrundshalter eller utsläppsmängder som långsiktigt riskerar att försämra kvaliteten på ytvatten.

I riskbedömning av ett förorenat område anser Naturvårdsverket att skydd av sediment och ytvatten bör utgå från att inga allvarliga störningar sker i vattnekosystemet och att dess funktioner upprätthålls. Det



Se vårt rena vatten som en tillgång, värd att skydda.

innebär att riskbaserade haltkriterier inte bör överskridas (för haltkriterier se bland annat avsnitt 4.2).

Som underlag till beräkning av Naturvårdsverkets riktvärden för förorenad mark har haltkriterier för ytvatten valts (Naturvårdsverket 2009b). De valda ytvattenkriterierna baserar sig i första hand på risken för miljöeffekter med en skyddsnivå som normalt motsvarar 50 procent av miljökvalitetsnormerna. För metaller och långlivade organiska ämnen utgår man från avvikelse från normalt förekommande halter. För nästan samtliga ämnen är kriterierna för ytvatten lägre än kriterierna för grundvatten (undantaget är vissa flyktiga föroreningar). Det innebär att de riktvärden som beräknas för skydd av ytvattenmiljön även ger skydd för människors hälsa om ytvattnet används som dricksvatten.

3 Riskbedömningsprocessen

3.1 Beskrivning av processen

Riskbedömningsprocessen innehåller bedömningar i flera steg. Första steget syftar till att avgöra om ett objekt är förorenat och om en riskbedömning behöver utföras. Figur 3.1 ger en principiell beskrivning av riskbedömningsprocessen och ger vägledning för vilka frågor som till exempel tillsynsmyndigheten kan ställa vid granskning av en förenklad riskbedömning. Svaren ger underlag för bedömning av om riskbedömningsprocessen ska fortsätta, avslutas med anledning av låg risk eller om kompletterande undersökningar eller utredningar behövs för att bedöma riskerna med rimlig säkerhet. Frågeställningarna utvecklas i efterföljande delar av kapitlet och i andra delar av rapporten.

Efter undersökningar och analys inleds processen med en bedömning av om området är förorenat, det vill säga om uppmätta halter överskrider bakgrundshalterna eller annan information indikerar att området är förorenat. Om halterna är under eller i nivå med bakgrundshalterna är riskerna normalt sett låga.

■ Sammanfattning av kapitel 3

Riskbedömningsprocessen innehåller bedömningar i flera steg i syfte att avgöra om ett område är förorenat och om riskreducerande åtgärder behövs. Processen inleds med en bedömning av om området är förorenat, det vill säga om uppmätta halter överskrider bakgrundshalter.

Om ett område är förorenat följer en bedömning av om riskerna är acceptabla eller inte. I kapitlet beskrivs översiktligt den generella riskbedömningsmetodik som ligger till grund för de flesta riskbedömningsmodeller. Metodiken innehåller momenten problembeskrivning, exponeringsanalys och effektanalys. Allt detta utvärderas i en riskkaraktisering. Momenten ingår i både förenklad och fördjupad riskbedömning.

I problembeskrivningen, som inleder arbetet, gör man en bedömning av om den information som finns om föroreningsituationen, spridningsförutsättningar och skyddsobjekt är tillräcklig. Om betydande kunskapsluckor identifieras behöver man genomföra kompletterande undersökningar och utredningar.

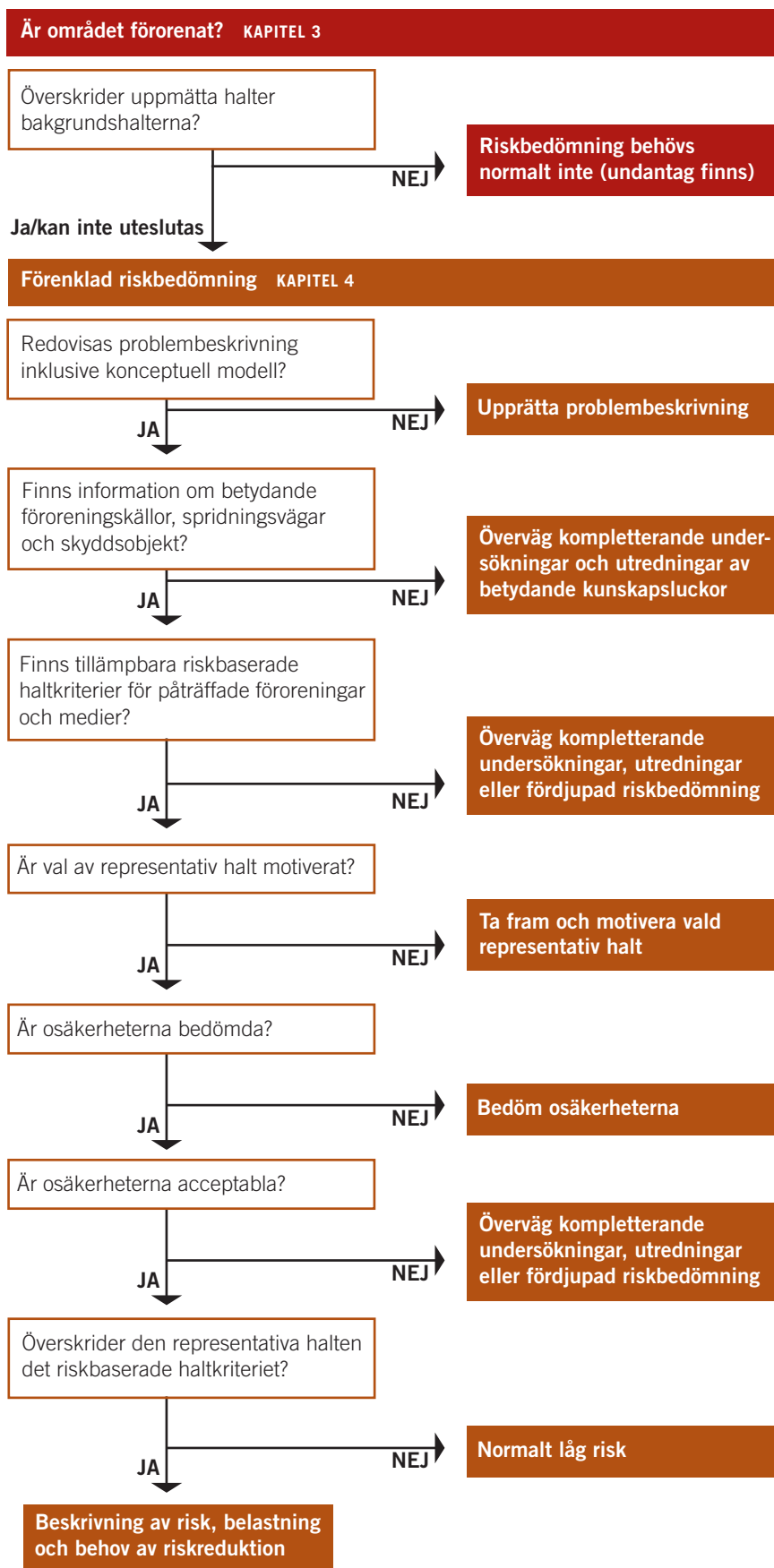
Arbetet i efterbehandlingsprocessen utförs i de flesta fall stegvis och underlaget går från kvalitativ till kvantitativ data. Förfarandet gör att omfattning och inriktning kan anpassas för att nå rimlig säkerhet och ambitionsnivå. Inför varje nytt steg är det viktigt att göra en värdering av om fortsatta undersökningar och utredningar är motiverade. Kapitlet innehåller en översiktlig beskrivning av vad man bör tänka på vid provtagning och analyser.

För att bedöma om riskerna är acceptabla eller inte kan en representativ halt, som baseras på uppmätta halter i aktuella kontaktmedier, jämföras med någon typ av riskbaserade haltkriterier. Den representativa halten är den halt som bäst representerar föroreningsituationen på området utan att risken underskattas.

Om man behöver göra en förenklad eller fördjupad riskbedömning avgörs från fall till fall. Det kan finnas behov av fördjupade bedömningar om riskbaserade haltkriterier saknas, förutsättningarna för riktvärdena inte uppfylls eller om osäkerheter runt riskerna är stora.

Om området är förorenat följer en bedömning av om riskerna är acceptabla eller inte. En problembeskrivning inleder arbetet som resulterar i en konceptuell modell. Därefter gör man en bedömning av om den information som finns om föroreningsituationen i olika medier, spridningsförutsättningar och skyddsobjekt är tillräcklig. I de fall betydande kunskapsluckor identifieras, genomför man kompletterande undersökningar och utredningar.

Behovet av en förenklad eller fördjupad riskbedömning avgörs från fall till fall (se avsnitt 3.5 samt kapitel 4 och 5). I den förenklade riskbedömningen avgör man om det finns en risk genom att jämföra uppmätta halter i de förorenade medierna med riskbaserade haltkriterier. Inför jämförelsen gör man en bedömning av vilken föroreningshalt som bäst representerar risksituationen i det förorenade området, utan att risken underskattas. Normalt utförs fördjupade riskbedömningar när föroreningsituationen är omfattande och komplicerad eller då flera medier är förorenade. Det kan finnas behov av fördjupade riskbedömningar om rikt- och gränsvärden saknas för påträffade föroreningar, förutsättningarna för riktvärdena inte uppfylls eller om osäkerheter runt riskerna är stora.



Figur 3.1. Schematisk beskrivning av riskbedömningsprocessen. Frågorna kan användas som en checklista.

3.2 Är området förorenat?

3.2.1 STEGVISA UNDERSÖKNINGAR OCH RISKBEDÖMNINGAR

I efterbehandlingsarbetet går undersökningar och utredningar i de flesta fall i steg från inventering till översiktliga och detaljerade undersökningar. Riskerna bedöms med gradvis ökande säkerhet genom riskklassning och förenklad eller fördjupad riskbedömning. En metodik som kan användas vid fördjupade miljöriskbedömningar ges bland annat i Jones m.fl. (2006). En fördel med ett stegvist genomförande är att man anpassar omfattning och inriktning för att nå en rimlig ambitionsnivå. Osäkerheten i bedömningen av riskernas omfattning är i regel mycket stor i de inledande stegen, men minskar successivt med större och mer kvantitativt dataunderlag.

Övergången mellan olika undersöknings- och riskbedömningssteg är glidande och det är inte alltid nödvändigt att alla steg utförs. Det är viktigt att efter varje steg i riskbedömningsprocessen ta ställning till behovet och nyttan av, liksom kostnaderna för, fortsatta undersökningar och utredningar. Det kan man göra utifrån följande:

- **Området är inte förorenat eller risken är acceptabel**
Det finns inte något behov av riskreduktion.
- **Risken har uppstått genom spill eller olyckor under pågående verksamhet idag**
Direkta åtgärder är motiverade.
- **Risken är inte acceptabel**
Eventuella åtgärdsförberedande undersökningar och riskreducerande åtgärder behöver utföras.
- **Stora osäkerheter föreligger**
Det motiverar fortsatta undersökningar, utredningar eller fördjupad riskbedömning.

Om miljö- och hälsoriskerna inom ett område är uppenbara kan behovet av kvantifiering av riskerna vara mindre. Man kan då fokusera och lägga resurser på att beskriva behovet av riskreduktion och på åtgärdsförberedande utredningar. För objekt där miljö- och hälsoriskerna är mer osäkra kan det vara motiverat med fördjupade och kvantitativa riskbedömningar. En felaktig bedömning kan leda till såväl alltför begränsade som alltför omfattande efterbehandlingsåtgärder.



Att bedöma risker är ett av flera steg i processen för att utreda efterbehandlingsåtgärder.

3.2.2 PROVTAGNING OCH ANALYSER

Problembeskrivningen och den konceptuella modellen bör användas som ett stöd för att identifiera kunskapsluckor och behov av kompletterande undersökningar och utredningar (se avsnitt 3.3).

En riskbedömning baseras ofta på någon form av analysresultat. Ett exempel är när uppmätta halter i jord används för att ta fram en representativ halt för att sedan jämföra mot rikt- eller gränsvärden. Ett annat exempel är då uppmätta halter i vatten ska användas som underlag för att uppskatta i vilken omfattning spridning från ett område sker. För att kunna dra korrekta slutsatser om en föroreningsituation utifrån analysresultat krävs kännedom om den hanteringskedja som har lett fram till analysresultatet. För korrekta jämförelser mellan prover bör dessa ha genomgått samma hanteringskedja från provtagning till analys. Även vid jämförelse mot bakgrundshalter är det viktigt att veta vilken upparbetning och analys som bakgrundshalten baseras på. Det gäller oavsett om bakgrundshalten baseras på litteraturdata eller om den bestämts lokalt genom analys.

Rekommendationer om hur miljötekniska undersökningar kan genomföras, från provtagningsstrategi och val av laboratorieanalyser till utvärdering av resultat finns i andra publikationer. Exempel på andra publikationer är Svenska geotekniska föreningens Fälthandbok Miljötekniska markundersökningar (SGF 2004), rapporter från Naturvårdsverket (bland annat Naturvårdsverket 1994a; 1994b; 1996a; 1996b; 1997a och 1999a, e) samt Nordtest standard NT Envir 008 (2005). För förorenade byggnader och berggrund finns information om undersökningar i Naturvårdsverket 2005 respektive Sundqvist m.fl. (2009).Handledning för miljöövervakning finns på Naturvårdsverkets hemsida.

Förfarandet längs hanteringskedjan tillsammans med redovisning av analysdata och eventuella avvikelser i förhållande till standardförfarande bör tydligt framgå och beskrivas. Allmänt kan dock sägas att de plats-specifika förhållandena styr vilka prover som bör tas och hur prover bör tas inom ett område. Kvaliteten hos de slutliga analysresultaten är beroende av samtliga steg i hanteringskedjan, det vill säga provtagning, förbehandling, transport, lagring, upparbetning och analys. En kvalitetsplan är ett viktigt verktyg för att utvärdera och hantera de fel och osäkerheter som uppkommer. Exempel på vad en kvalitetsplan bör omfatta redovisas bland annat i Naturvårdsverkets rapport Rätt datakvalitet (Naturvårdsverket, 1996b).

På Naturvårdsverkets hemsida ges övergripande vägledning om kemiska analysmetoder för jordprover som ska jämföras med de generella riktvärdena för förorenad mark.

3.2.3 REPRESENTATIVA HALTER

Ett viktigt moment i riskbedömningsarbetet är att uppskatta halter av föroreningar i spridningsmedier och i de kontaktmedier som skyddsobjekt exponeras för. Halterna kan användas vid beräkningen av den dos, koncentration eller belastning som kan ge effekt på ett skyddsobjekt. Exempel på kontakt- och spridningsmedier är jord, grundvatten, ytvatten, sediment, inomhusluft, utomhusluft samt olika typer av föda och livsmedel (till exempel växter, fisk, frukt, bär och grönsaker).

Föroreningshalter i kontakt- eller spridningsmedier kan uppskattas genom direkta mätningar eller matematiska modeller. För att bedöma om riskerna är acceptabla använder man ofta någon typ av riskbaserade haltkriterier. Riktvärden för förorenad mark, miljö kvalitetsnormer och gränsvärden för dricksvatten är några exempel. Jämförelser bör göras med hjälp av en representativ halt som baseras på uppmätta koncentrationer. Den representativa halten är den halt som bäst representerar risk-situationen i kontakt- och spridningsmedier utan att risken underskattas. Valet av representativ halt är objektspecifikt och bör bland annat baseras på:

- hur stort dataunderlaget är
- hur representativa mätdata är
- om långtidsrisker eller akuta risker avses
- hur säker man vill vara på att inte göra fel vid jämförelsen mot ett haltkriterium
- hur enkel eller avancerad metod man vill och kan använda sig av
- den förhandskunskap och annan information som finns om området.

Man kan göra två typer av fel. Antingen kan den beräknade representativa halten vara lägre än riktvärdet, trots att den ”verkliga” representativa halten är högre. Eller så kan den beräknade representativa halten vara högre än riktvärdet, trots att den ”verkliga” representativa halten är lägre. Det första felet innebär att området felaktigt bedöms som rent vilket normalt är viktigast att undvika.

En representativ halt bör väljas som ett statistiskt mått. Exempel på detta är medelvärdet av uppmätta värden, den övre konfidensgränsen för medelhalten (UCLM), det maximalt uppmätta värdet, en viss percentil av uppmätta värden, eller något annat värde som grundas på bearbetade data. Valet av metod för att beräkna en representativ halt är en avvägning mellan enkelhet, krav på konfidens och dataunderlagets storlek. Konfidensen avser hur säker man vill vara på att inte felaktigt bedöma området som rent. Metodvalet styrs också av om det är långtidsrisker eller akuta risker som ska bedömas. Bilaga 2 ger en schematisk beskrivning av hur man tar fram ett lämpligt statistiskt mått för att använda som representativ halt vid utvärdering av långtidsrisker och akuta risker. Bilagan beskriver också för- och nackdelar med olika mått.

I inledande undersökningsskeden är provtagningen ofta riktad mot delar av ett område där föroreningar misstänks. Det kan ge icke-representativa data. Som underlag för en statistisk utvärdering är slumpmässig, systematisk provtagning att föredra. Riktad provtagning har dock andra fördelar, främst genom att förhandskunskapen om ett område kan utnyttjas.

En representativ halt kan bara tas fram för områden som är någorlunda homogena ur föroreningssynpunkt. Ett förorenat område med stor variation i föroreningsgrad i plan eller djupled måste man först dela in i delområden och därefter kan man tillämpa metodiken på respektive delområde. Den representativa halten, vilket område den representerar samt grunderna för valet dokumenteras.

I en förenklad riskbedömning använder man vanligen mätdata för att bedöma föroreningshalter. Dataunderlaget är ofta begränsat. Exempel på lämpliga mått som kan användas som representativ halt för långtidsrisker, vid en förenklad riskbedömning är:

- aritmetiskt medelvärde av mätdata²
- den övre konfidensgränsen för medelhalten (UCLM³)
- en viss percentil av mätdata
- det maximalt uppmätta värdet.

I en fördjupad riskbedömning är en kombination av uppskattade föroreningshalter genom direkta mätningar och matematiska modeller ofta att föredra. Oavsett om mätning eller modellberäkning används måste haltvariationer i plan och djup samt över tid hanteras (Naturvårdsverket 1996a, b). Upprepade mätningar behövs i regel för att få en bra uppskattning av medelhalt, variation och trender i till exempel vatten och luft.

3.2.4 BAKGRUNDSHALTER

Bakgrundshalter definieras i efterbehandlingsammanhang som summan av naturlig halt och antropogent diffust tillskott, till exempel genom nedfall av luftburna föroreningar. Bakgrundshalter varierar mellan olika områden både till följd av naturliga processer och som resultat av mänskliga aktiviteter. Naturvårdsverket anser att ett område är förorenat om föroreningshalterna är högre än bakgrundshalterna. De representativa halterna i ett område kan förhålla sig på flera sätt i förhållande till lokala eller nationella bakgrundshalter (figur 3.2). I efterbehandlingsammanhang är det vanligt att de representativa halterna klart överskrider bakgrundshalterna och att en miljö- och hälsoriskbedömning följer i processen (se fall 4 i figur 3.2).

I vissa områden är de lokala bakgrundshalterna, till exempel av uran och arsenik i grundvatten eller mark, förhöjda av naturliga skäl. En bedömning av hälsoriskerna bör övervägas om de representativa halterna ligger över den nationella bakgrundshalten, men under den lokala bakgrundshalten och orsaken är naturlig variation (fall 3a). Miljön antas vara anpassad till de naturliga förutsättningarna. Lokala bakgrundshalter kan också vara påverkade av mänskliga aktiviteter, till exempel förhöjda halter av PAH i ytlig mark i storstadsområden till följd av förbränning och biltrafik. I de fall halter inom undersökningsområdet överskrider nationella men ligger under lokala bakgrundshalter på grund av mänskliga aktiviteter bör en miljö- och hälsoriskbedömning övervägas (fall 3b).

För vissa ämnen ligger de nationella bakgrundshalterna på en relativt hög nivå vilket innebär att marginalen mellan bakgrundshalt och hälsobaserade lågrisknivåer är liten. Detta gäller till exempel arsenik och kobolt där de lokala bakgrundshalterna i många fall ligger på en lägre nivå än de nationella bakgrundshalterna. I sådana fall, om den representativa

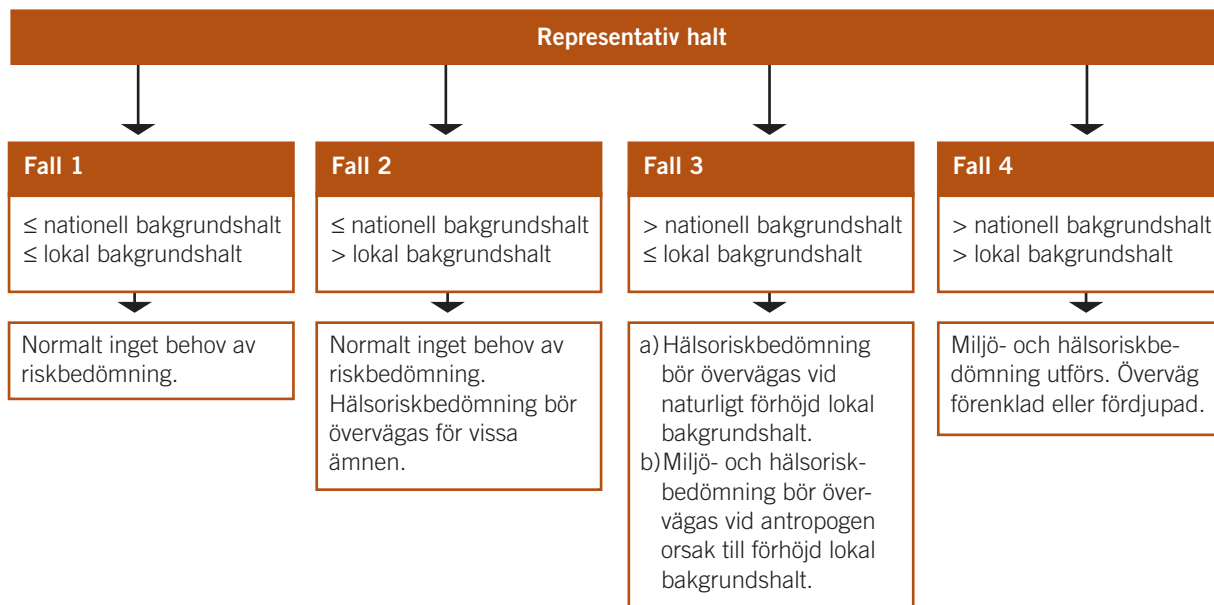
2 Summan av alla mätvärden dividerat med antalet värden.

3 Upper Confidence Limit of the Mean.

halten är högre än den lokala bakgrundshalten men lägre än den nationella bakgrundshalten, bör en hälsoriskbedömning övervägas (fall 2).

Om de representativa halterna inom ett område ligger under eller i nivå med lokala och nationella bakgrundshalter är halterna och därmed riskerna i de flesta fall låga och man behöver normalt inte göra en riskbedömning eller genomföra åtgärder (fall 1).

Figur 3.2. Exempel på hantering av fall där uppmätta föroreningshalter överskrider lokala eller nationella bakgrundshalter.



Referensprover från området eller lokala, regionala och nationella karteringar kan ge information om bakgrundshalter i området. Man bör motivera och dokumentera val av referensprovernas representativa halt. Referenser till källor med nationell bakgrundsdata och underlagsdata för olika medier och områden redovisas i tabell 3.1. Uppdaterade länkar till data från den nationella miljöövervakningen finns på Naturvårdsverkets hemsida.

Exempel på källor och hemvister för nationella bakgrunds- och referensdata

Jord	Bakgrundshalter i mark. Naturvårdsverkets rapport 4640 (Naturvårdsverket 1997b). Geokemiska karteringar. Sveriges geologiska undersökning (www.sgu.se).
Grundvatten	Bedömningsgrunder för miljökvalitet. Grundvatten. Naturvårdsverkets rapport 4915 (Naturvårdsverket 1999b). Grundvattenkemidata. Sveriges geologiska undersökning (www.sgu.se). Sveriges geologiska undersöknings föreskrifter om statusklassificering och miljökvalitetsnormer för grundvatten (SGU-FS 2008:2) (SGU 2008).
Luft	Atmosfärskemiska data. Ozon och spridningsberäkningar. Sveriges meteorologiska och hydrologiska institut (www.smhi.se). Luftdata (bl.a. försurande och övergödande ämnen, ozon, tungmetaller, persistenta organiska ämnen, tungmetaller i mossor). IVL Svenska Miljöinstitutet AB (www.ivl.se). Luftföroreningsdata från Sveriges tätorter. IVL Svenska Miljöinstitutet AB (www.ivl.se).
Ytvatten och sediment	Status, potential och kvalitetskrav för sjöar, vattendrag, kustvatten och vatten i övergångszon. Naturvårdsverkets handbok 2007:4 (Naturvårdsverket 2007). Övervakning av prioriterade miljöfarliga ämnen listade i Ramdirektivet för vatten. Naturvårdsverkets rapport 5801 (Naturvårdsverket 2008b). Vattenmyndigheternas databas VISS (Vatteninformationssystem Sverige) samt Vattenkartan med information om bl.a. klassning av vattnets kvalitet (www.viss.lst.se respektive www.vattenkartan.se). Kemiska och biologiska data i sjöar och vattendrag, ej fisk. Sveriges lantbruksuniversitet (www.slu.se). Fiskdata från Sveriges sjöar och vattendrag samt kusten. Fiskeriverket, Sötvattenslaboratoriet (www.fiskeriverket.se). Växtskyddsmedel i svenska vatten. Sveriges lantbruksuniversitet (http://vaxtskyddsmedel.slu.se). Hydrografiska och kemiska data från Östersjön och Västerhavet. Marinbiologiska data från Östersjön och Västerhavet. Sveriges meteorologiska och hydrologiska institut (www.smhi.se). Miljögifter och metaller i sediment. Sveriges geologiska undersökning (www.sgu.se).
Livsmedel, dricksvatten	Kemiska ämnen i bl.a. livsmedel, dricksvatten och bröstmjölk (bl.a. i databas för organiska miljöföroreningar). Livsmedelsverket (www.slv.se). Växtskyddsmedel i svenska vatten. Sveriges lantbruksuniversitet (http://vaxtskyddsmedel.slu.se).
Jord- och skogsbruksmark	Bedömningsgrunder för miljökvalitet. Odlingslandskapet. Naturvårdsverkets rapport 4916 (Naturvårdsverket 1999c). Bedömningsgrunder för miljökvalitet. Skogslandskapet. Naturvårdsverkets rapport 4917 (Naturvårdsverket 1999d). Närsalter och bekämpningsmedel i yt- och grundvatten i jordbruksmark, närsalter och spårämnen i mark och gröda, markpackning. Sveriges lantbruksuniversitet (www.slu.se).
Våtmarker	Våtmarksinventeringen. Sveriges lantbruksuniversitet (www.slu.se).
Biota och slam	Miljögifter och metaller i biologiskt material (ej människa). IVL Svenska Miljöinstitutet AB (www.ivl.se). Övervakning av prioriterade miljöfarliga ämnen listade i Ramdirektivet för vatten. Naturvårdsverkets rapport 5801 (Naturvårdsverket 2008b). Miljöövervakning av slam. Redovisning av resultat från 2004, 2005 och 2006 års provtagningar. Rapport från Umeå universitet.
Miljögifter allmänt	Screeningdatabas. Miljögifter och metaller. IVL Svenska Miljöinstitutet AB (www.ivl.se).
Hälsorelaterad miljöövervakning	Yttre miljöns påverkan på människors hälsa. Institutet för miljömedicin (http://ki.se/IMM).

Tabell 3.1. Exempel på källor och hemvister för nationella bakgrunds- och referensdata. Källorna är listade per november 2009 och mer aktuella källor kan finnas.

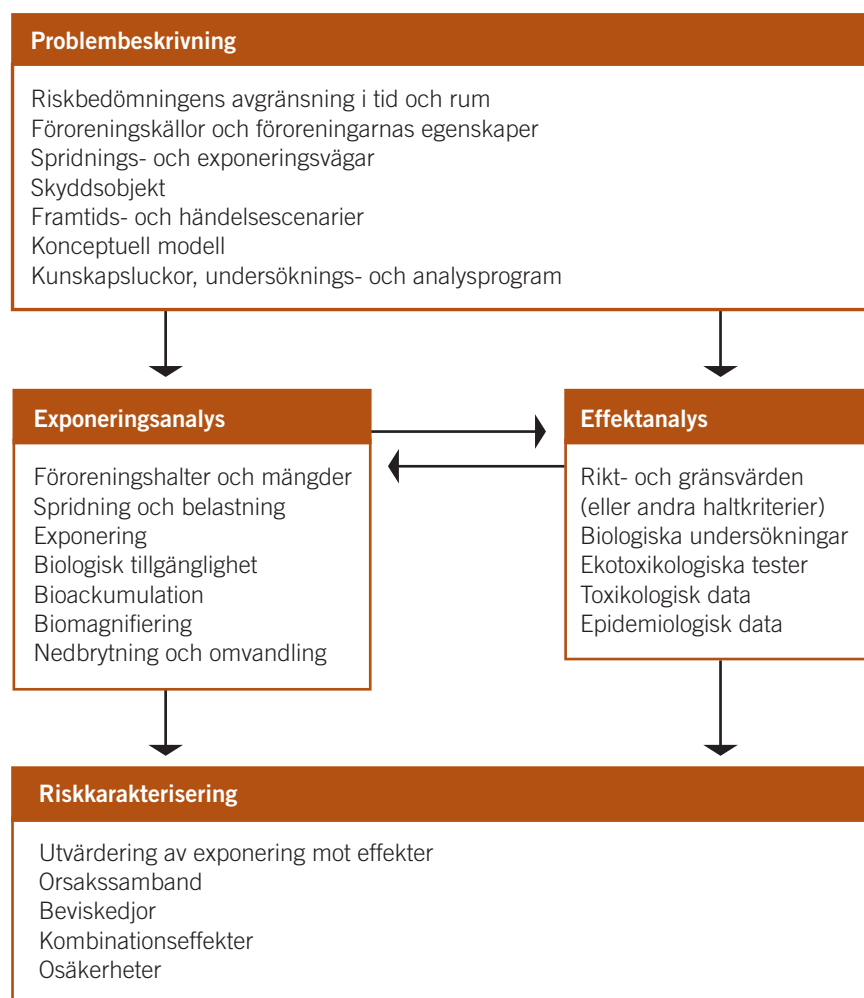
* Ingår i den nationella miljöövervakningen. Länk finns på Naturvårdsverkets hemsida under Miljöövervakning/Miljöövervakningsdata

3.3 Generell metodik

Naturvårdsverkets riskbedömningsmetodik, liksom de flesta internationella riskbedömningsmetodiker när det gäller förorenade områden, består av fyra huvudmoment:

- problembeskrivning inklusive konceptuell modell
- exponeringsanalys
- effektanalys
- riskkaraktisering.

Metodiken kan användas för att strukturera riskbedömning av alla typer av förorenade områden (jord, sediment, yt- och grundvatten, byggnader och anläggningar). Metodiken kan tillämpas vid bedömning av både miljö- och hälsorisker. I figur 3.3 visas schematiskt de fyra huvudmomenten och de aspekter som man i varierande omfattning inkluderar i bedömningen.



Figur 3.3. Moment i den generella metodiken för miljö- och hälsoriskbedömning.

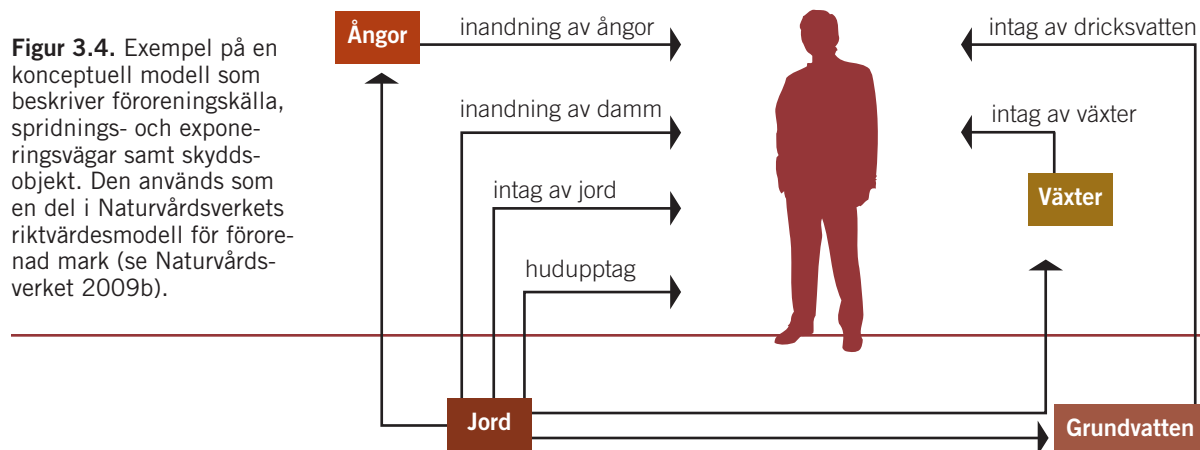
3.3.1 PROBLEMBESKRIVNING

Problembeskrivningen är det inledande steget i en riskbedömning, oberoende av omfattning och ambitionsnivå. Steget kallas ibland också problemformulering. Syftet är att få en första uppfattning av om det förorenade området kan utgöra en risk vid pågående och planerad markanvändning. Genom att beskriva hela riskbilden översiktligt får man fram vilka undersökningar eller utredningar som behövs för att man ska kunna avgöra riskens storlek och åtgärdsbehov.

Utifrån de övergripande åtgärdsmålen för området planerar och definierar man målsättningen med riskbedömningen, avgränsar riskbedömningen i tid och rum samt bestämmer hur effekter ska bedömas eller mätas. Föroreningskällor, föroreningarnas egenskaper, transport- och exponeringsvägar samt vilka skyddsobjekt som kan exponeras i dag och på lång sikt beskrivs kvalitativt. Risker på lång sikt kan inte bedömas i detalj. Det viktiga är att man försöker beskriva tänkbara men inte orimliga framtida scenarier.

En konceptuell modell sammanfattar hur potentiellt miljö- och hälsofarliga ämnen från det förorenade området kan nå och exponera skyddsobjekten. Den förtydligar också därigenom vilka transportvägar som är relevanta. I många fall underlättar en figur eller en tabell förståelsen av den konceptuella modellen, se till exempel figur 3.4 och 3.5.

Om ny information tillkommer som resultat av undersöknings- och riskbedömningsprocessen kan man behöva revidera problembeskrivningen och den konceptuella modellen. Det kan till exempel vara ny information om transportvägar eller skyddsobjekt som utesluts eller tillkommer. En mer utförlig genomgång av problembeskrivningens delmoment finns i bilaga 1.



Figur 3.4. Exempel på en konceptuell modell som beskriver föroreningskälla, spridnings- och exponeringsvägar samt skyddsobjekt. Den används som en del i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell för förorenad mark (se Naturvårdsverket 2009b).

Konceptuell förorenings- och spridningsmodell

Naturvårdsverket, version 1.00

I detta blad kan en konceptuell förorenings- och spridningsmodell utarbetas för ett objekt. Vägledning för hur denna tas fram finns i Naturvårdsverkets rapport **Riskbedömning av förorenade områden** (rapport 5977), se www.naturvardsverket.se/ebh. Avsikten är att initialt göra en kvalitativ bedömning av vilka föroreningskällor, frigörelsemekanismer, spridningsvägar, möjliga exponeringsvägar och skyddsobjekt som är aktuella och behöver beaktas i projektet. En del av exponeringsvägarna kan beräkningsprogrammet hantera (röd text nedan). Risker kopplade till andra exponeringsvägar måste hanteras utanför programmet. Den konceptuella modellen kan användas som underlag vid diskussioner mellan olika parter i projektet.

Aterställ formulär

Eget scenario: **Storstad**
 Generellt scenario: **MKM**

Föroreningskällor → Frigörelse-/spridningsmekanismer → Exponeringsvägar → Skyddsobjekt

Föroreningskällor			Frigörelse-/spridningsmekanismer			Exponeringsvägar			Skyddsobjekt		
Ytlig markförorening <input checked="" type="checkbox"/>	Utlakning till grundvatten och ytvatten <input checked="" type="checkbox"/>	Hudkontakt jord <input checked="" type="checkbox"/>	Människor	Miljö <input checked="" type="checkbox"/>	Naturresurser <input checked="" type="checkbox"/>						
Djupt liggande markförorening <input checked="" type="checkbox"/>	Spridning via grundvatten <input checked="" type="checkbox"/>	Intag av jord <input checked="" type="checkbox"/>	Boende på platsen: -Vuxna <input checked="" type="checkbox"/> -Barn <input checked="" type="checkbox"/>	Mark-ekosystem <input checked="" type="checkbox"/>	Grundvatten <input checked="" type="checkbox"/>						
Markförorening under grundvattenyta <input checked="" type="checkbox"/>	Spridning via ytvatten <input checked="" type="checkbox"/>	Inandning damm <input checked="" type="checkbox"/>	Regelbundet verksamma på platsen: -Vuxna <input checked="" type="checkbox"/> -Barn <input checked="" type="checkbox"/>	Ytvatten-ekosystem <input checked="" type="checkbox"/>	Ytvatten <input checked="" type="checkbox"/>						
Förorening i grundvatten <input checked="" type="checkbox"/>	Forångning <input checked="" type="checkbox"/>	Inandning av ånga från jord <input checked="" type="checkbox"/>	Besökande: -Vuxna <input checked="" type="checkbox"/> -Barn <input checked="" type="checkbox"/>	Sediment-ekosystem <input checked="" type="checkbox"/>	Övrigt <input checked="" type="checkbox"/>						
Förorening i sediment <input checked="" type="checkbox"/>	Vinderosion <input checked="" type="checkbox"/>	Intag av dricks-vatten <input checked="" type="checkbox"/>	Närboende: -Vuxna <input checked="" type="checkbox"/> -Barn <input checked="" type="checkbox"/>	Övrigt <input checked="" type="checkbox"/>	Övrigt <input checked="" type="checkbox"/>						
Förorening som fri fas <input checked="" type="checkbox"/>	Vattenerosion, ras och skred <input checked="" type="checkbox"/>	Intag av frukt, bär, svamp, rot- & grönsaker <input checked="" type="checkbox"/>	Övrigt <input checked="" type="checkbox"/>	Övrigt <input checked="" type="checkbox"/>	Övrigt <input checked="" type="checkbox"/>						
Förorening finns i/omkring: -Lagringstankar <input checked="" type="checkbox"/> -Rörledning <input checked="" type="checkbox"/> -Avfall/deponi <input checked="" type="checkbox"/> -Ledningsgravar <input checked="" type="checkbox"/> -Övrigt <input checked="" type="checkbox"/>	Frifasspridning <input checked="" type="checkbox"/>	Intag av fisk <input checked="" type="checkbox"/>									
Pågående verksamhet <input checked="" type="checkbox"/>	Upptag i växter <input checked="" type="checkbox"/>	Bevattning <input checked="" type="checkbox"/>									
Övrigt <input checked="" type="checkbox"/>	Övrigt <input checked="" type="checkbox"/>	Intag av mjölk, kött och ägg <input checked="" type="checkbox"/>									
		Hudkontakt med sediment <input checked="" type="checkbox"/>									
		Övrigt <input checked="" type="checkbox"/>									

Figur 3.5. Exempel på en konceptuell modell i form av ett exponeringsschema ur beräkningsprogrammet för riktvärden för förorenad mark. Det beskriver föroreningskällor, spridningsmekanismer, exponeringsvägar och skyddsobjekt (se Naturvårdsverket 2009b).

3.3.2 EXPONERINGSANALYS

I steget efter problembeskrivningen utgår man från framtaget underlag och analyserar halter, spridning och exponering i en exponeringsanalys. Man beräknar eller uppskattar de doser och koncentrationer som skyddsobjekten kan exponeras för utifrån representativa halter i olika kontaktmedier. För att bedöma dosens storlek beskriver och kvantifierar man exponeringsvägar och exponeringens omfattning. Här beskrivs också spridningen kvalitativt eller kvantitativt. I en fullständig exponeringsanalys ingår även att bedöma föroreningarnas biologiska tillgänglighet, bioackumulation, biomagnifiering, nedbrytning och omvandling.

3.3.3 EFFEKTANALYS

Parallellt med exponeringsanalysen utför man en effektanalys. Den syftar till att ta fram underlag för att kunna bedöma vid vilka koncentrationer eller doser som negativa effekter uppstår. Steget kallas ibland också effekt- eller toxicitetsanalys, analys av dos-effekt- eller dos-respons samband. I den förenklade riskbedömningen representerar vanligen generella eller plats-specifika rikt- och gränsvärden de nivåer under vilken risken för negativa effekter är acceptabel. I fördjupade riskbedömningar kan underlag från toxikologiska och ekotoxikologiska tester samt biologiska undersökningar behöva sammanställas, då förutsättningarna är mer komplexa eller då rikt- och gränsvärden saknas.

3.3.4 RISKKARAKTERISERING

Utifrån exponerings- och effektanalysen gör man en riskkarakterisering. Det innebär att man utvärderar och om möjligt kvantifierar de negativa miljö- och hälsoeffekterna, som kan orsakas av exponering från ett förorenat område i dag och i framtiden. I den förenklade riskbedömningen jämför man vanligen representativa halter i olika kontaktmedier med generella rikt- och gränsvärden. En oacceptabel risk kan inte uteslutas om halterna överskrider sådana riskbaserade haltkriterier. I fördjupade riskbedömningar utgör de orsakssamband som har undersökts och de resultat som bekräftar eller förkastar sambanden (beviskedjor) underlag för riskkarakteriseringen. Slutsatserna stärks och osäkerheterna minskar om man utför flera oberoende undersökningar eller beräkningar som bekräftar hela eller delar av orsakskedjan. Läs mer om osäkerheter i avsnitt 4.5. och 5.9.

3.4 Sammanfattande riskbedömning

Med riskkarakteriseringen som underlag specificeras, i en sammanfattande beskrivning av riskbedömningen, behovet av riskreduktion på kort och lång sikt samt vilka funktionella krav som bör ställas på eventuella åtgärder. Exempel på funktionella krav kan vara vilka medier, ytor och volymer som bör åtgärdas. Om ett behov av riskreduktion finns bör också en första bedömning göras av de risker som kan uppstå i samband med det praktiska utförandet av efterbehandlingsåtgärderna. Underlaget är begränsat innan åtgärdsutredningen är utförd. En mer detaljerad riskbedömning av åtgärdsfasen görs därför inför riskvärderingen.

3.5 Förenklad eller fördjupad riskbedömning

Övergången från förenklad till fördjupad riskbedömning kan vara diffus. Om riskbaserade haltkriterier för aktuella föroreningar finns, till exempel generella riktvärden för förorenad mark eller miljö kvalitetsnormer för ytvatten, kan en förenklad riskbedömning utföras. Man bör dock kontrollera att haltkriteriet kan användas på det aktuella området. Antagna förutsättningar för haltkriteriet behöver stämma överens med förutsättningarna på området. Det kan till exempel handla om kemiska-fysikaliska förutsättningar som pH och organisk halt eller antagna respektive relevanta exponeringsvägar. I den förenklade riskbedömningen kan man också beräkna platsspecifika riktvärden med Naturvårdsverkets riktvärdesmodell för förorenad mark (Naturvårdsverket 2009b).

En fördjupad riskbedömning kan bli aktuell om till exempel riktvärdena för förorenad mark inte är tillämpbara eller om det finns anledning till en direkt uppskattning av hälsoriskerna (dosberäkning). Inom ramen för fördjupade riskbedömningar kan man också behöva göra platsspecifika bedömningar av miljörisker. Exempel på motiv till att utföra en fördjupad riskbedömning kan vara:

- Omfattande och komplicerad föroreningsituation och komplicerade spridningsförhållanden.
- Flera förorenade medier bidrar till risken.
- Stora osäkerheter föreligger avseende riskernas storlek.
- Riktvärden eller andra riskbaserade haltkriterier saknas för det förorenade mediet.
- Riktvärden eller andra riskbaserade haltkriterier finns, men är inte tillämpbara på grund av avvikande förutsättningar avseende spridning, exponering eller skyddsobjekt.

Vid riskbedömning av ett förorenat markområde kan Naturvårdsverkets riktvärdesmodell användas för att identifiera relevanta exponeringsvägar, spridningsvägar och skyddsobjekt. Det är alltid viktigt att kontrollera att förutsättningarna för platsen inte avviker från de som ligger till grund för riktvärdesmodellen. Om så är fallet kan modellen både överskatta och underskatta riskerna.

Exempel på avvikande förutsättningar i förhållande till Naturvårdsverkets riktvärdesmodell för förorenad mark avseende *spridning* kan vara att:

- Föroreningsituationen är omfattande med komplicerade spridningsförhållanden.
- Det förorenade områdets area är stor (>2 500 m²)
- Geologiska, hydrologiska och kemiska förhållanden (t.ex. pH, organisk halt och utspädning) avviker markant (se vidare avsnitt 4.3.3).
- En mycket större eller mindre andel av föroreningen är tillgänglig för spridning. Föroreningsens lakbarhet och därmed tillgänglighet för spridning avviker väsentligt (mer än 50 till 100 procent).

- Ämnen förekommer och kan spridas i fri fas.
- Andra spridningsvägar än de antagna förekommer (t.ex. via dagvatten, erosion, skred, ras och bevattning).

Exempel på avvikande förutsättningar i förhållande till Naturvårdsverkets riktvärdesmodell för förorenad mark avseende *exponering* kan vara att:

- Andra exponeringsvägar än de antagna är relevanta, till exempel inandning av ångor från förorenat grundvatten, intag av fisk eller annan föda från områden som påverkas av föroreningen.
- Förutsättningarna för människors exponering avviker markant, till exempel avseende vistelsetider och relevanta exponeringsvägar (se vidare avsnitt 4.3.4 och Naturvårdsverket 2009b).
- Akuta hälso- eller miljörisker kan finnas.
- Man inte kan utesluta kombinationseffekter mellan olika ämnen och de bedöms vara viktiga för riskbedömningens slutsats. Var till exempel observant på om flera ämnen med liknande egenskaper ligger i nivå med riktvärden eller andra bedömningsgrunder.
- En mycket större eller mindre andel av föroreningen är tillgänglig för upptag (avvikelsen bör vara minst 50 procent).
- Människor som exponeras har ett levnadssätt som ökar exponeringsrisken. Exempel kan vara individer som konsumerar större andel lokalt producerade livsmedel, till exempel lantbrukare eller fiskare.

Exempel på avvikande förutsättningar i förhållande till Naturvårdsverkets riktvärdesmodell för förorenad mark avseende *skyddsobjekt* kan vara att:

- Det förorenade området har högre eller lägre skyddsvärde än antaget för de givna markanvändningarna.
- Hotade eller särskilt skyddsvärda arter eller ekosystem finns inom området eller i dess omgivningar.
- Risk föreligger för oacceptabel belastning på skyddsvärda grund- och ytvattenresurser.

Hur man utför förenklad respektive fördjupad riskbedömning beskrivs i kapitel 4 respektive 5.

4 Förenklad riskbedömning

4.1 Arbetsgång

En riskbedömning utförs om avstämning mot bakgrundshalter eller annan information indikerar att området är förorenat. Om man ska utföra en förenklad eller fördjupad riskbedömning avgörs från fall till fall. Ofta startar man i en förenklad riskbedömning, för att vid behov övergå i en fördjupad. Den förenklade riskbedömningen leder till en översiktlig bedömning av riskerna och en bedömning av om området behöver åtgärdas eller utredas vidare. Man gör vanligen förenklade riskbedömningar i översiktliga undersökningar när informationen om platsen är begränsad. Det medför försiktiga bedömningar för att inte underskatta miljö- och hälsoriskerna. Förenklade riskbedömningar kan också vara tillräckligt i mer detaljerade undersökningar, beroende på förutsättningarna på platsen.

■ Sammanfattning av kapitel 4

Den förenklade riskbedömningen utförs om avstämning mot bakgrundshalter eller annan information indikerar att området är förorenat. I den förenklade riskbedömningen avgör man om det finns en risk genom att jämföra uppmätta halter i förorenade medier med riskbaserade haltkriterier (t.ex. riktvärden, gränsvärden eller miljö kvalitetsnormer). Inför jämförelsen görs en bedömning av vilken föroreningshalt som bäst representerar risksituationen i det förorenade området utan att risken underskattas.

Tyngdpunkten i kapitlet ligger på beskrivning av förenklad riskbedömning av förorenad mark med hjälp av Naturvårdsverkets riktvärdesmodell. I det enklaste fallet gör man en avstämning mot generella riktvärden. I det mer utvecklade fallet lägger man in data från objektet i ett beräkningsprogram och beräknar platsspecifika riktvärden.

I den förenklade riskbedömningen redovisar man även en översiktlig bedömning av det förorenade områdets belastning på omgivningen. Det är viktigt att särskilt uppmärksamma risken för oacceptabel belastning i de fall då det förorenade området har stor area. Spridning till ytvatten med liten volym och omsättning kan leda till att riskbaserade haltkriterier överskrids.

Osäkerheter finns i alla delar av en riskbedömning. I en förenklad riskbedömning är det tillgängliga dataunderlaget ofta begränsat. Genom att utgå från försiktiga antaganden och val går det att hantera osäkerheterna förknippade med begränsad information, utan att underskatta riskerna. En tydlig beskrivning av ingående osäkerheter och hur man har hanterat dem ger en säkrare bedömning och därmed ett bättre underlag för beslut om hur man ska gå vidare.

Kapitlet har sin tyngdpunkt i förenklad riskbedömning av förorenad mark, eftersom det i dagsläget finns nationellt framtagna riktvärden för mark men inte för andra medier. Angreppssätt och utgångspunkter kan dock i många fall även tillämpas när det gäller förenklad riskbedömning av andra medier. I det enklaste fallet av en förenklad riskbedömning gör man en avstämning av representativa föroreningshalter mot generella riktvärden. I en förenklad riskbedömning kan också halterna jämföras med beräknade platsspecifika riktvärden. För förorenad mark ligger Naturvårdsverkets riktvärdesmodell i båda fallen till grund för riktvärdesberäkningen (Naturvårdsverket 2009b).

Den förenklade riskbedömningen bör minst innehålla följande moment:

- Problembeskrivning och konceptuell modell.
- Bedömning av om betydande kunskapsluckor finns (del av problembeskrivningen).
- Kontroll av om riskbaserade haltkriterier för förorenade medier finns, till exempel rikt- och gränsvärden eller miljö kvalitetsnormer.
- Avstämning av om förutsättningarna för haltkriterierna uppfylls.
- Val av representativ halt.
- Jämförelse mellan representativa halter och haltkriterier (riskkarakterisering).
- Bedömning av föroreningsbelastning.
- Bedömning av osäkerheter.
- Sammanfattande riskbedömning.

I kapitel 6 redovisas hur man kan dokumentera en riskbedömning. Har man utfört en förenklad riskbedömning kan det vara motiverat med en enklare redovisning.

4.2 Exempel på haltkriterier

I tabell 4.1 ges exempel på källor till haltkriterier som kan användas i en förenklad riskbedömning. Framtagande eller beräkning av dessa värden är en del av riskbedömningsmetodikens effektanalys. För alla riktvärden, gränsvärden och annan data är det viktigt att ta reda på för vilket syfte och vilka förutsättningar de är framtagna samt om de är lämpliga att använda. Redovisa hur förutsättningar och antaganden för riktvärden eller andra aktuella haltkriterier har kontrollerats. Problembeskrivning och konceptuell modell kan användas för att stämna av att områdets föroreningskällor, spridnings- och exponeringsvägar stämmer överens med vad som har antagits när aktuella haltkriterier har tagits fram. Ur hälso- och miljöskyddssynpunkt är det särskilt viktigt att identifiera och undvika avvikelser som leder till att riskerna underskattas. Om förutsättningar inte uppfylls bedömer man vilka osäkerheter det innebär eller vilka alternativa modeller och tillvägagångssätt som finns att tillgå i en fördjupad riskbedömning.

Naturvårdsverket har tagit fram generella riktvärden för ett antal kemiska ämnen, föreningar eller grupper av föreningar i förorenad mark. Naturvårdsverkets generella riktvärden för förorenad mark finns för känslig markanvändning (KM) och mindre känslig markanvändning (MKM). Riktvärdena och en beskrivning av riktvärdesmodellen finns i Naturvårdsverket 2009b.

Det finns riktvärden för bedömning av kemisk status i grundvatten för ett femtontal ämnen i Sveriges geologiska undersöknings föreskrifter om statusklassificering och miljö kvalitetsnormer för grundvatten, SGU-FS 2008:2 (SGU 2008). Vidare har Vattenmyndigheterna gjort en kartläggning och analys av ytvatten i sina respektive vattendistrikt. Informationen, med bland annat statusklassificeringar och riskbedömningar, finns samlad i databasen VISS (vatteninformationssystem Sverige). Databasen innehåller också stationsdata från övervakningsprogram kopplade till vattenförekomsterna (se tabell 4.1). Vägledning för bedömning av kemisk status för ytvatten ges i Naturvårdsverket 2007.

I Naturvårdsverket 2008a finns förslag till gränsvärden för särskilda förorenande ämnen för ytvatten, sediment och biota. De har tagits fram som stöd till vattenmyndigheterna vid statusklassificering och fastställande av miljö kvalitetsnormer. Miljö kvalitetsnormer fastställs av vattenmyndigheterna. I Naturvårdsverket 2008b finns haltkriterier för det tretotal prioriterade ämnen i ramdirektivet för vatten (200/60/EG) som bör övervakas i ytvatten. Dessa omfattar ytvatten, sediment och biota. Den senaste informationen bör beaktas i riskbedömningen.

När det saknas svenska riktvärden eller haltkriterier kan man i riskbedömningen utgå från haltkriterier framtagna i andra länder eller för andra syften. Det förutsätter att man är medveten om och väl beskriver kriteriernas syfte och att man kontrollerar att de är framtagna för en acceptabel skyddsnivå.

Exempel på källor och hemvister för databaser med haltkriterier

Jord	Riktvärden för förorenad mark. Naturvårdsverkets rapport 5976 (Naturvårdsverket 2009b).
Grundvatten	Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Grundvatten. Naturvårdsverkets rapport 4915 (Naturvårdsverket 1999b). Riktvärden för ämnen i grundvatten vid bensinstationer (SPIMFAB). Kemakta AR 2005-31. Kemakta 2006. Sveriges geologiska undersökningens föreskrifter om statusklassificering och miljö kvalitetsnormer för grundvatten (SGU-FS 2008:2) (SGU 2008).
Ytvatten	SFS Förordning 2004:660 om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön. Naturvårdsverkets föreskrifter och allmänna råd om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten (NFS 2008:1) (Naturvårdsverket 2008c). Status, potential och kvalitetskrav för sjöar, vattendrag, kustvatten och vatten i övergångszon. Naturvårdsverkets handbok 2007:4 (Naturvårdsverket 2007). Förslag till gränsvärden för särskilda förorenande ämnen. Naturvårdsverkets rapport 5799 (Naturvårdsverket 2008a). Övervakning av prioriterade miljöfarliga ämnen listade i Ramdirektivet för vatten. Naturvårdsverkets rapport 5801 (Naturvårdsverket 2008b). Vattenmyndigheternas databas VISS (Vatteninformationssystem Sverige) samt Vattenkartan med information om bl.a. klassning av vattnets kvalitet (www.viss.lst.se respektive www.vattenkartan.se). Europaparlamentets och rådets direktiv 2008/105/EG om miljö kvalitetsnormer inom vattenpolitikens område (EG, 2008). Riktvärden för växtskyddsmedel i ytvatten. Beskrivning av den svenska metoden. Kemikalieinspektionen (2004). Revision av riktvärden för växtskyddsmedel 2007. Kemikalieinspektionen (2008).
Sediment	Status, potential och kvalitetskrav för sjöar, vattendrag, kustvatten och vatten i övergångszon. Naturvårdsverkets handbok 2007:4 (Naturvårdsverket 2007). Förslag till gränsvärden för särskilda förorenande ämnen. Naturvårdsverkets rapport 5799 (Naturvårdsverket 2008a)
Hälsorelaterade kriterier inklusive dricksvatten	Livsmedelsverkets föreskrifter om dricksvatten (SLVFS 2001:30). Livsmedelsverket (www.slv.se). Dricksvatten från enskilda brunnar och mindre vattenanläggningar. Socialstyrelsen ISBN 91-85482-73-0 (Socialstyrelsen 2006a). Dricksvattenkriterier. Världshälsoorganisationen WHO. ISBN 9241546964 (WHO 2006). Förslag till gränsvärden för särskilda förorenande ämnen. Naturvårdsverkets rapport 5799 (Naturvårdsverket 2008a). Föreskrifter med gränsvärden för vissa föroreningar, till exempel bekämpningsmedel, i föda. Livsmedelsverket (www.slv.se). Kommissionens förordning EG nr 1881/2006 om fastställande av gränsvärden för vissa främmande ämnen i livsmedel. Luftguiden. Handbok med allmänna råd om miljö kvalitetsnormer för utomhusluft. Naturvårdsverkets handbok 2006:2, utgåva 1 (Naturvårdsverket 2006b). Underlagsdata från WHO, USEPA med flera, sammanställda i Naturvårdsverkets rapport 5976 (Naturvårdsverket 2009b). Arbetsmiljöverkets föreskrifter om hygieniska gränsvärden och åtgärder mot luftföroreningar (AFS 2005:17). Arbetsmiljöverket (2005).
Biologiska parametrar	Förslag till gränsvärden för särskilda förorenande ämnen. Naturvårdsverkets rapport 5799 (2008a) Övervakning av prioriterade miljöfarliga ämnen listade i Ramdirektivet för vatten. Naturvårdsverkets rapport 5801 (Naturvårdsverket 2008b).
Jord- och skogsbruksmark	Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Odlingslandskapet. Naturvårdsverkets rapport 4916 (Naturvårdsverket 1999c). Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Skogslandskapet. Naturvårdsverkets rapport 4917 (Naturvårdsverket 1999d). Naturvårdsverkets föreskrifter om skydd för miljön, särskilt marken, när avloppsslam används i jordbruket (SNFS 1994:2).

Tabell 4.1. Exempel på källor och hemvister för databaser med haltkriterier som, om de är relevanta, kan användas vid den förenklade riskbedömningen. Källorna är listade per november 2009 och mer aktuella källor kan finnas.

4.3 Riktvärden för förorenad mark

Naturvårdsverkets utgångspunkter för efterbehandling ligger till grund för framtagandet av generella riktvärden för förorenad mark. De generella riktvärdena anger föroreningshalter i marken under vilka risken för negativa effekter på människor, miljö eller naturresurser normalt är acceptabel. De generella riktvärdena ger i de flesta fall skydd mot acceptabel belastning på grundvatten och ytvattenrecipienter. I de fall man tillämpar riktvärdet för mindre känslig markanvändning eller beräknar platsspecifika riktvärden med Naturvårdsverkets beräkningsprogram för riktvärden för förorenad mark bör man bedöma konsekvenserna i ett långtidsperspektiv. De generella riktvärdena för förorenad mark tillsammans med en detaljerad beskrivning av riktvärdesmodellen, ingående parametrar och handledning för beräkningsprogrammet finns i Naturvårdsverket 2009b.

Naturvårdsverkets generella riktvärden för känslig och mindre känslig markanvändning avser relativt väl avgränsade områden som har belastats med föroreningar. Om förutsättningar och antaganden uppfylls kan Naturvårdsverkets generella riktvärden för förorenad mark användas som haltkriterier och ge en uppfattning om risknivån.

Vid användning av de generella riktvärdena för förorenad mark är det viktigt att komma ihåg att:

- De är rekommendationer och ett av flera verktyg i riskbedömning av förorenade områden. De är inte juridiskt bindande värden.
- De anger en föroreningshalt under vilken risken för negativa effekter på människor, miljö eller naturresurser normalt är acceptabel i efterbehandlingssammanhang. Detta innebär inte nödvändigtvis att ett överskridande av riktvärden medför negativa effekter.
- De är beräknade för att kunna gälla nationellt och för ett stort antal situationer.
- De är inte avsedda att användas som miljö kvalitetsmål för storskalig påverkan och inte heller för bedömning av påverkan från luftburna diffusa föroreningar.
- De anger inte en nivå upp till vilken det är acceptabelt att förorena. De har inte tagits fram i syfte att användas som kriterier för återanvändning av avfall. Särskilda kriterier kommer att finnas för detta (Naturvårdsverket, 2008e).
- De är inte direkt användbara för andra typer av förorenade medier, såsom exempelvis sediment och byggnadsmaterial.
- De bör inte automatiskt användas som mätbara åtgärds mål. När man formulerar mätbara åtgärds mål för ett efterbehandlingsprojekt bör man också ta hänsyn till teknik, ekonomi och allmänna och enskilda intressen.
- De tar inte hänsyn till samverkans effekter mellan föroreningar.
- Förutsättningarna för spridning och exponering bör inte avvika väsentligt från det som antagits i riktvärdesmodellen (se Naturvårdsverket 2009b).

4.3.1 PROBLEMBESKRIVNING OCH KONCEPTUELL MODELL

I problembeskrivningen som ligger till grund för Naturvårdsverkets riktvärdesmodell för förorenad mark, utgår man från att föroreningskällan utgörs av jord och att spridning av föroreningar kan ske via grundvatten, damning, förångning och upptag i växter. De skyddsobjekt som i det generella fallet kan påverkas av föroreningar är:

- människor som vistas på området
- markmiljön inom området
- organismer som lever i närbelägna ytvatten
- grundvatten och ytvatten som naturresurser.

Tabell 4.2 visar exempel på hur problembeskrivningen för Naturvårdsverkets riktvärdesmodell för förorenad mark, med avseende på det generella scenariet känslig markanvändning, kan beskrivas i en konceptuell modell. Exemplet har samma struktur som fliken ”konceptuell modell” i beräkningsprogrammet (Naturvårdsverket 2009b). I tabell 4.3 ges exempel på föroreningskällor, spridningsvägar och skyddsobjekt som riktvärdesmodellen inte inkluderar. Om dessa är betydelsefulla och antagandena i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell inte ger ett fullgott skydd bör en fördjupad riskbedömning utföras. Vald skyddsnivå för känslig och mindre känslig markanvändning redovisas i avsnitt 2.3 och översiktligt i tabell 4.4.

Föroreningskällor	Frigörelse-/spridningsmekanismer	Exponeringsvägar	Skyddsobjekt		
			Människor	Miljö	Naturresurser
Ytlig och djupare liggande omättad och mättad mark	Utlakning till yt- och grundvatten Spridning via grundvatten Förångning Luftburen spridning inom området Upptag i växter	Hudkontakt med jord eller damm Intag av jord Inandning av damm Inandning av ånga <i>Intag av dricks- vatten</i> <i>Intag av växter</i>	Barn och vuxna som vistas inom området	Markekosystem Ytvatten-ekosystem	Grundvatten Ytvatten

Tabell 4.2. Vad som beaktas i den konceptuella modellen för problembeskrivningen av Naturvårdsverkets riktvärdesmodell, för generella riktvärden för förorenad mark med avseende på känslig markanvändning (KM). Kursiv stil anger exponeringsvägar som inte är inkluderade i generella riktvärden för mindre känslig markanvändning (MKM).

Föroreningskällor	Frigörelse-/spridningsmekanismer	Exponeringsvägar	Skyddsobjekt	
			Människor	Miljö
Grundvatten Sediment Förorening i fri fas ⁴ Byggnader och anläggningar Rörledningar, ledningsgravar Avfall, deponier	Luftburen spridning utanför området Erosion Skred Spridning av fri fas	Intag av fisk Bevattning Intag av övriga livsmedel Sedimentkontakt	Särskilt känsliga grupper av människor Människor med avvikande födovanor Människor i angränsande områden	Sedimentekosystem Våtmarker Skyddsvärda arter Boskap Husdjur Viltlevande högre stående djur

Tabell 4.3. Exempel på föroreningskällor, spridningsvägar och skyddsobjekt som inte beaktas vid beräkning av generella riktvärden för förorenad mark. De generella riktvärdena kan dock ge ett skydd även för ovannämnda skyddsobjekt. Till exempel skyddas fåglar och däggdjur som tillfälligt vistas inom området.

Markanvändning	Människor	Miljö	Naturresurser	
			Grundvatten	Ytvatten
Känslig (KM)	Heltidsvistelse Grundvattenuttag Odling av växter	Skydd av markens ekologiska funktion Skydd av vattenlevande organismer	Grundvatten inom och intill området skyddas	Skydd av ytvatten
Mindre känslig (MKM)	Deltidsvistelse	Begränsat skydd av markens ekologiska funktion Skydd av vattenlevande organismer	Grundvatten 200 m nedströms området skyddas	Skydd av ytvatten

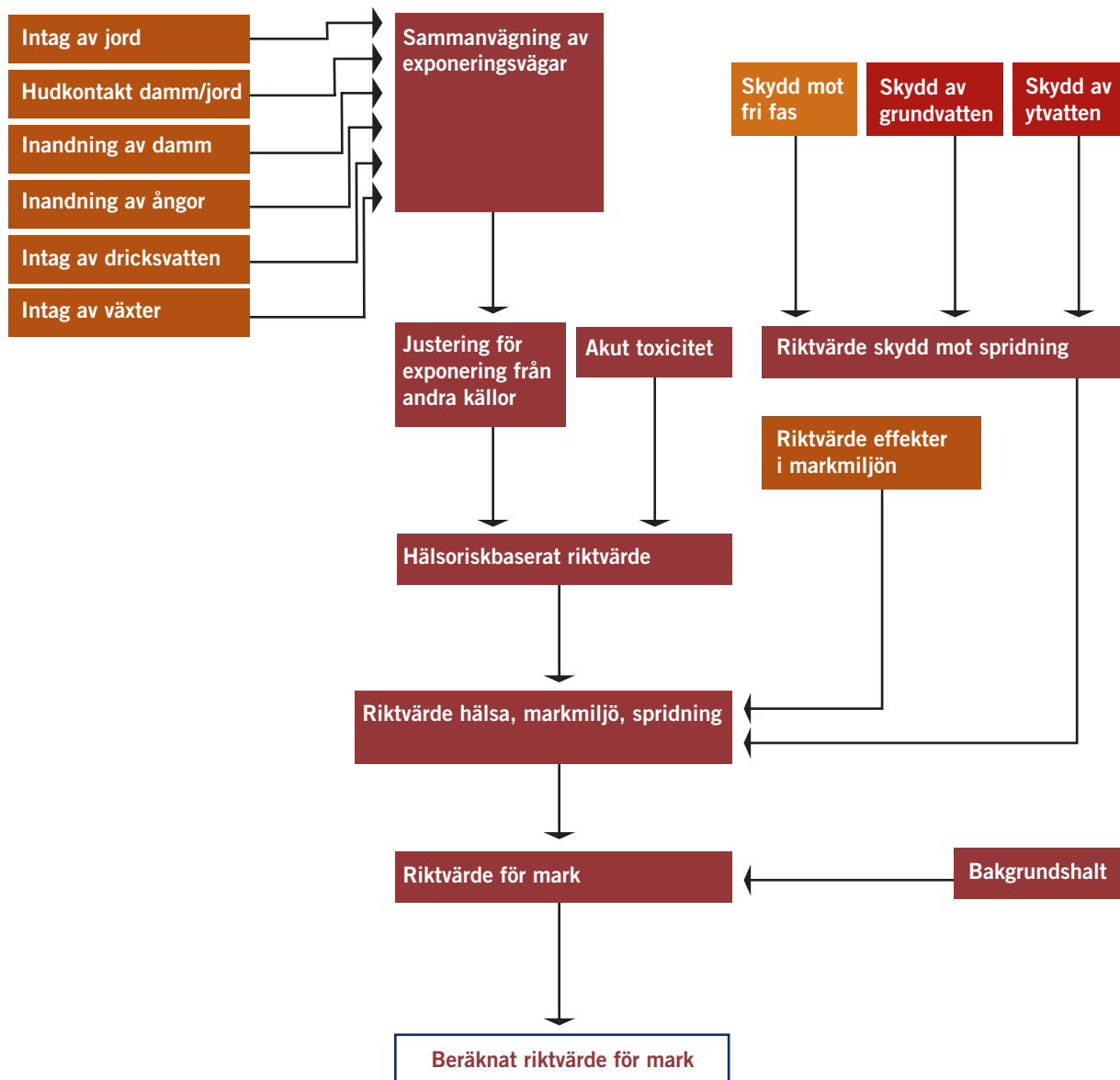
Tabell 4.4. Valda skyddsnivåer eller exponeringsförutsättningar i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell för generella riktvärden för förorenad mark för känslig (KM) respektive mindre känslig markanvändning (MKM) (se vidare Naturvårdsverket 2009b).

4.3.2 RIKTVÄRDESMODELL

Med riktvärdesmodellen beräknar man den föroreningshalt i mark som under givna förutsättningar inte orsakar att:

- exponering av människor överskrider acceptabla nivåer
- negativ påverkan försämrar markens ekologiska funktioner
- spridning riskerar att långsiktigt försämra kvaliteten på grundvattnet som naturresurs
- spridning riskerar att långsiktigt försämra kvaliteten på ytvattenmiljön eller ytvattnet som naturresurs.

4 Riktvärdesmodellen för förorenad mark justerar vid behov ner de beräknade platsspecifika riktvärdena så att de inte överskrider halter som kan innebära fri fas i marken och därmed ökad risk för spridning.



Figur 4.1. Förenklad beskrivning av beräkningsgången vid framtagande av generella och platsspecifika riktvärden för förorenad mark. (Naturvårdsverket 2009b).

Figur 4.1 visar förenklad beräkningsgången vid framtagande av generella och platsspecifika riktvärden för förorenad mark. Vid sammanvägningarna väljs det lägsta av de beräknade riktvärdena. Det generella riktvärdet är dock aldrig lägre än nationella bakgrundshalter. För närmare beskrivning av riktvärdesmodellen hänvisas till rapporten ”Riktvärden för förorenad mark” (Naturvårdsverket 2009b).

4.3.3 HYDROLOGISKA OCH KEMISKA-FYSIKALISKA FÖRUTSÄTTNINGAR

Riktvärdesmodellen innehåller antaganden om spridning och utspädning, vilka påverkas av geologiska, hydrologiska och kemiska förutsättningar. Viktiga parametrar är till exempel halten organiskt kol, pH, utspädningsförhållanden och valda värden på fördelningsfaktorn mellan jord och vatten (K_d). Antaganden för de generella scenarierna (känslig markanvändning och mindre känslig markanvändning) avseende bland annat exponeringsvägar, exponeringsparametrar, jord- och grundvattenparametrar och transportmodeller redovisas i Naturvårdsverket 2009b. Inför riskbedömningen bör dessa förutsättningar kontrolleras för att se

om riktvärdena kan användas. Man bör vara särskilt observant på avvikelser som kan leda till att riskerna underskattas.

Halten organiskt kol har betydelse för fastläggning och spridning av metaller och organiska föroreningar och därmed för exponering, till exempel via inandning av ångor, intag av dricksvatten och grönsaker. Parametern har även betydelse för bedömning av ekotoxikologiska effekter i ytvatten. Halten organiskt kol i jord varierar beroende på jordart och djup under markytan. Vid beräkningen av Naturvårdsverkets generella riktvärden för förorenad mark antas halten organiskt kol vara två procent. En lägre halt organiskt material kan för vissa ämnen innebära att riskerna underskattas. Vid beräkning av platsspecifika riktvärden med Naturvårdsverkets beräkningsprogram bör halten organiskt kol ligga i intervallet 0,5 till 15 procent.

Markens surhetsgrad är vanligen mycket betydelsefull för metallers rörlighet och biotillgänglighet. Beräkningarna av Naturvårdsverkets generella riktvärden för metaller i mark har gjorts för att täcka in ett intervall mellan pH 5 och 7. För de flesta metaller ökar rörligheten med sjunkande pH. Det medför att ett väsentligt lägre pH kan innebära att det generella riktvärdet för mark underskattar riskerna. För andra metaller, till exempel arsenik, kan rörligheten öka med stigande pH.

Utspädningsfaktorer används för att beräkna vilka halter som kan uppkomma i grund- och ytvatten och har därmed betydelse för påverkan av bland annat grundvattnets kvalitet och ekotoxikologiska effekter i ytvatten. Lägre utspädning än i de givna scenarierna (KM och MKM) i riktvärdesmodellen (se tabell 4.6) och ofullständig omblandning kan leda till att de generella riktvärdena underskattar de resulterande halterna i recipienten och därmed riskerna.

Parameter	KM	MKM
Utspädningen mellan porvatten och grundvatten	1/14	1/47
Utspädningen mellan grundvatten och ytvatten	1/4 000	1/4 000
Utspädningen mellan porluft och inomhusluft	ca 1/6 000	ca 1/6 000
Utspädningen mellan porluft och utomhusluft	ca 1/600 000	ca 1/600 000
pH i marken	5–7	5–7
Organisk halt i jord (%)	2	2

Tabell 4.6. Hydrologiska och kemiska-fysikaliska förutsättningar i riktvärdesmodellen för Naturvårdsverkets generella riktvärden för förorenad mark.

4.3.4 PLATSSPECIFIKA RIKTVÄRDEN FÖR FÖRORENAD MARK

Det finns möjlighet att beräkna platsspecifika riktvärden med Naturvårdsverkets beräkningsprogram för riktvärden för förorenad mark. Anledningen kan vara att förutsättningarna för exponering och spridning avviker väsentligt från de generella scenarierna (KM och MKM). Vid beräkningen sker anpassning till de förutsättningar som är specifika för området.

Exponeringsmodellen i riktvärdesmodellen bygger på förenklingar av verkliga förhållanden. Man bör därför vara restriktiv med att helt ta bort en exponeringsväg vid beräkning av platsspecifika riktvärden. Istället

kan man överväga en justering av exponeringsparametrarna. En bedömning krävs alltid av om valda exponeringsvägar tillräckligt bra täcker in förhållandena på det förorenade området och i dess omgivning vid dagens situation och i framtiden. Om en exponeringsväg inte bedöms relevant och tas bort, kan andra tidigare underordnade exponeringsvägar komma att dominera. Om man utesluter eller justerar exponeringsvägar är det mycket viktigt att motivera det väl med hänsyn taget till nuvarande och framtida förhållanden inom området och i omgivningarna.

Exponeringsparametrar, som till exempel mängd jord som intas per dag, exponerad hudyta och mängd jord på huden, volym luft som inandas eller daglig växt- och dricksvattenkonsumtion, är normalt sett inte platsspecifika faktorer och bör därför inte justeras utan mycket välgrundade motiveringar.

I Naturvårdsverket 2009b redovisas ett antal olika modeller för föroreningstransport (transportmodeller). Det finns möjlighet till platsspecifik anpassning av parametrar som ingår i transportmodellerna. En mer detaljerad beskrivning av vad man bör tänka på vid beräkning av platsspecifika riktvärden ges i Naturvårdsverket 2009b.

4.3.5 DJUPBEROENDE

Risken för att varaktigt exponeras för föroreningar i mark avtar normalt med ökat djup. Riskerna med djupare liggande föroreningar kan dock vara svåra att bedöma i ett långtidsperspektiv. Lika skydds nivåer bör eftersträvas inom ett område som totalt sett har samma typ av markanvändning (se avsnitt 1.3). I vissa fall är det av praktiska och ekonomiska orsaker ändå inte rimligt att åtgärda föroreningar på större djup. Då är det viktigt att bedöma riskerna med de föroreningar som man tänker lämna kvar. Vid bedömningen bör man bland annat ta hänsyn till vilket djup man kan komma att gräva till, vertikal spridning av föroreningar, odlingsdjup och möjliga förändringar i markanvändning. I till exempel Banverket (2007) visas frostdjupskartor som kan användas för bedömning av grävdjup om man vill uppnå tjälfria förhållanden.

Djupet till vilket markmiljön behöver skyddas för att stödja markens funktion är platsspecifikt och beror på jordartsförhållanden, klimat, hydrologiska förhållanden, typ av ekosystem och markanvändning. Under hus och hårdgjorda ytor är till exempel den biologiska aktiviteten lägre på grund av den begränsade tillgången på ljus och nederbörd. Vid ändrad markanvändning kan dock högre krav på markens funktion komma att ställas. För vissa ämnen är dataunderlaget bristfälligt vilket gör det svårt att avgöra vilken föroreningshalt som motsvarar en given markfunktion. Detta medför att möjligheterna till platsspecifik anpassning till högre eller lägre krav på skydd av markmiljön är begränsad och kräver kompletterande undersökningar och fördjupade bedömningar. Ett scenario där samma krav ställs oavsett djup bör alltid redovisas som underlag för åtgärdsutredningen och riskvärderingen.

4.3.6 SKATTNING AV HALTER I SPRIDNINGSMEDIER

Man kan utnyttja beräkningsprogrammet för riktvärden för förorenad mark för att teoretiskt uppskatta halter i olika medier, utifrån beräknade platsspecifika riktvärden eller uppmätta halter i mark. Programmet



Lägre halt än det generella riktvärdet för känslig markanvändning? Då förväntas inga negativa effekter på människor, miljö och naturresurser.

beräknar också transporterad mängd förorening via grundvatten till ytvatten. De teoretiskt beräknade värdena motsvarar ett potentiellt framtida maximalt utsläpp och tar till exempel inte hänsyn till fastläggning i marken eller till att föroreningskällan minskar med tiden.

Uppskattningar av halter i olika medier med beräkningsprogrammet kan jämföras med halter som uppmätts på det förorenade området. Observera dock att det kan förekomma variationer i tid och att föroreningshalter som uppmätts vid enstaka tillfällen i ett yt- eller grundvattensällan representerar ett medelvärde. Upprepade mätningar behövs ofta som underlag. Se vidare Naturvårdsverket 2009b.

4.3.7 BELASTNING

Naturvårdsverkets generella riktvärden för förorenad mark skyddar normalt mot oacceptabel belastning i yt- och grundvattenrecipienten. Generella och platsspecifika riktvärden för förorenad mark kan dock under vissa förutsättningar leda till att riskbaserade haltkriterier för yt- och grundvatten överskrids eller att belastningen på recipienten blir oacceptabelt stor. Detta kan inträffa om det förorenade områdets area är stor, föroreningsmängderna är stora eller om recipientens volym är liten eller har begränsad omsättning och omblandning (tabell 4.7). Om bakgrundshalterna redan är höga i det yt- och grundvatten som ska skyddas, kan haltkriterierna som har antagits i riktvärdesmodellen behöva justeras eftersom det då finns en mindre marginal till halter i yt- och grundvatten där negativa effekter kan uppstå.

Den förenklade riskbedömningen utförs ofta utifrån underlag från översiktliga miljötekniska undersökningar. Det innebär att det i många fall saknas tillräckligt underlag för att med säkerhet kunna kvantifiera belastningens storlek eller resulterande halter i recipienten. Riktvärdesmodellen kan då utnyttjas enligt följande:

1. Kontrollera att områdets egenskaper inte väsentligt avviker från modellens generella antaganden (mer än 50 till 100 procent), till exempel med större area eller lägre utspädning.
2. Jämför den resulterande belastningen på ytvatten i olika beräknings-scenarier där nivån på föroreningshalten inom området varierar, till exempel utifrån:
 - a. bakgrundshalter
 - b. representativa halter i mark inom området
 - c. generella riktvärden för aktuell markanvändning
 - d. beräknade platsspecifika riktvärden (om relevant).

Redovisa kontrollberäkningar och jämförelser i riskbedömningen. Om avvikelserna från modellens generella antaganden är stora eller om de platsspecifika riktvärdena leder till väsentligt större belastning än det generella fallet, överväg en fördjupad riskbedömning.

För att få en uppfattning om belastningens storlek kan man också jämföra med till exempel utsläpp från andra källor. I Elert (2006) redovisas uppskattningar av årliga utsläpp från olika källor och beräknad

areabelastning per år från olika avrinningsområden i Sverige (förorenade områden, tätort, jordbruks- och skogsmark). Det förorenade områdets belastning kan också jämföras med lokala punktutsläpp för att få en uppfattning om dess relativa storlek. Uppgifter om utsläpp från miljöfarliga verksamheter finns bland annat på Naturvårdsverkets sida <http://utslappisiffror.naturvardsverket.se>. Den slutliga bedömningen av om belastningen är acceptabel i relation till recipientens skyddsvärde, bakgrundshalter, andra föroreningskällor, teknik och ekonomi gör man i riskvärderingen.

Områdesegenskaper	Kommentar
Det förorenade områdets area	Antagen area i generella riktvärden för förorenad mark är 2 500 m ² . Väsentligt större area kan medföra risk för oacceptabel belastning eller att riskbaserade haltkriterier överskrids.
Förekomst av andra föroreningskällor som belastar ytvatten- och grundvattenrecipienter	Hög belastning kan medföra att marginalen till den nivå då oacceptabel belastning kan uppkomma är mindre.
Ytvattenrecipientens skyddsvärde och föroreningsstatus	Höga halter medför att marginalen till den nivå då negativa effekter kan uppstå är mindre.
Grundvattnets skyddsvärde och föroreningsstatus	Höga halter medför att marginalen till den nivå då resursens kvalitet försämras eller negativa effekter kan uppstå är mindre.
Ytvattenrecipientens storlek eller vattenomsättning	Om volymen och omsättningen i recipienten är väsentligt mindre än antaganden för Naturvårdsverkets generella riktvärden för förorenad mark, kan de riskbaserade haltkriterierna i modellen överskridas. De generella antagandena är; sjövolym 1 000 000 m ³ ; omsättning av sjövolym 1 gång/år; ytvattenflöde 0,032 m ³ /sekund (ca 1 000 000 m ³ /år); utspädning ytvattenrecipient 1/4 000.

Tabell 4.7. Områdesegenskaper med koppling till den belastning på yt- och grundvatten som man bör beskriva i den förenklade riskbedömningen.

4.4 Sammanfattande riskbedömning

Riskbedömningen avslutas med en sammanfattande bedömning som beskrivs tydligt och utifrån ett naturvetenskapligt perspektiv. Beskrivningen bör omfatta vilka risker som föroreningssituationen innebär idag och i framtiden och hur mycket riskerna behöver reduceras för att undvika oacceptabla effekter på människors hälsa, miljön och naturresurser samt för att de övergripande åtgärds målen för området ska kunna uppnås.

I den sammanfattande riskbedömningen bör man:

- Sammanfatta och redovisa inom vilka delar av området (i plan och djup) föroreningshalter har påträffats eller misstänks ligga över riktvärdesnivån eller andra aktuella haltkriterier.
- Beskriva de styrande riskerna (exempelvis intag av jord eller spridning till närliggande recipient).
- Redogöra för bedömningen av föroreningsbelastning. Ta särskild hänsyn till faktorer som områdets storlek, recipientens volym och omsättning samt belastning från andra källor.

- Redogöra för händelser som nu eller i framtiden kan påverka riskens storlek eller belastningen.
- Redovisa vilka osäkerheter som har identifierats och beskriva hur de har hanterats.
- Redovisa behovet av riskreduktion som på kort och lång sikt kan minska risker och belastning till en acceptabel nivå (reduktion av föroreningskälla, spridning eller exponering).

Om behov av riskreduktion föreligger, bör också en första översiktlig bedömning av de risker som kan uppstå i samband med eventuella efterbehandlingsåtgärder göras. Underlaget för den bedömningen är begränsat och en mer detaljerad bedömning gör man i samband med åtgärdsutredningen. Den är i sin tur underlag för riskvärderingen och projekteringen.

4.5 Osäkerheter

Osäkerheter finns i alla delar av riskbedömningsprocessen, från problembeskrivning till riskkaraktärisering. En tydlig beskrivning av ingående osäkerheter och hur man har hanterat dem ger en säkrare bedömning och därmed ett bättre underlag för beslut om hur man ska gå vidare. När man ska utföra en förenklad riskbedömning är det tillgängliga data-underlaget ofta litet eller måttligt. Det kan innehålla osäkerheter till följd av brist på kunskap och variabilitet till följd av naturlig variation. Man måste vara medveten om hur man behandlar och använder data. När man gör jämförelser med riktvärden bör det göras med representativa halter. I avsnitt 3.2.3 och bilaga 2 beskrivs hur man tar fram representativa halter för ett område.

Vanligen saknas underlag för att kvantifiera de olika osäkerheterna. För att inte underskatta riskerna i den förenklade riskbedömningen bör man utgå från försiktiga antaganden och val:

- Problembeskrivning och beräkningar bör ta hänsyn till möjliga, men mindre troliga framtida scenarier.
- Halterna som representerar föroreningssituationen bör motsvara troliga men dåliga fall.
- Försiktiga men inte orimliga värden bör väljas vid beräkning av till exempel exponering och spridning.
- Riskbaserade haltkriterier bör representera en acceptabel skyddsnivå.

Naturvårdsverkets riktvärden för förorenad mark är bäst lämpade för att bedöma risker som är direkt förknippade med föroreningshalten i marken. Det kan till exempel vara risker vid intag av förorenad jord, hudupptag och inandning av damm. Riktvärdena är mer osäkra om man ska bedöma risker vid exponering till följd av att föroreningen sprids till andra medier. Det kan till exempel ske spridning av ångor till inomhusluft, med grundvatten till brunnar eller ytvattendrag eller genom upptag i

växter. Om dessa spridnings- och exponeringsvägar är dominerande kan en fördjupad riskbedömning behöva göras.

När man använder riktvärdesmodellen som ett verktyg i riskbedömningen kan man göra en känslighetsanalys. Det innebär att man försöker identifiera de delar i systemet där osäkerheten är störst och där känsligheten för fel i modell eller parametrar får störst betydelse för det slutliga resultatet.

En enkel känslighetsanalys kan man göra med hjälp av beräkningsprogrammets redovisningsdel (fliken "Riktvärden"). Där visas den relativa betydelsen av olika exponeringsvägar och den eller de exponeringsvägar som är dominerande. Genom att manuellt variera parametrar för de viktigaste exponeringsvägarna kan känsligheten uppskattas. Detta underlättas av att de flesta parametrarna påverkar resultaten linjärt för en enskild exponeringsväg. En sådan förenklad känslighetsanalys blir dock beroende av de ingångsvärden som man inledningsvis har använt. Det kan finnas en risk för att systematiska fel uppkommer.

I rapporten "Riktvärden för förorenad mark" diskuteras mer specifikt osäkerheterna i riktvärdesmodellen, uppdelat på bedömning av halter, exponering och spridning respektive effekter (Naturvårdsverket 2009b).

Framtida osäkerheter hanteras genom att redogöra för konsekvenser av möjliga framtida scenarier för den aktuella platsen. Man kan beskriva tänkbara framtida utnyttjanden av det förorenade området och identifiera långsiktiga förändringar och episodiska händelser som skulle kunna öka riskerna. Det kan till exempel vara landhöjning, vattenståndsvariationer, erosion, skred, ras, ökad nederbörd och ändrade vattenflöden. I den förenklade riskbedömningen är det ofta bara möjligt att beskriva de tänkbara scenarierna kvalitativt. Läs mer om osäkerheter i kapitel 5.9.

5 Fördjupad riskbedömning

5.1 Allmänt

Utgångspunkten för fördjupad riskbedömning är den generella riskbedömningsmetodiken med problembeskrivning och konceptuell modell som beskriver föroreningskällor, exponerings- och spridningsvägar samt skyddsobjekt. I samband med den fördjupade riskbedömningen genomförs ofta kompletterande mätningar eller modellering för att kvantifiera spridning och exponering, till exempel genom att beräkna den dos eller koncentration som skyddsobjekten exponeras för. Med ett mer omfattande dataunderlag kan också kvantifieringen av belastningen på recipienten bli säkrare. För bedömning av effekter kan det i den fördjupade riskbedömningen till exempel finnas behov av att göra platsspecifika undersökningar av effekter eller utföra ekotoxikologiska tester.

■ Sammanfattning av kapitel 5

Fördjupad riskbedömning kan man till exempel behöva utföra när föroreningssituationen är omfattande, komplicerad eller då flera olika medier är förorenade. Det kan finnas behov av fördjupade bedömningar om riskbaserade haltkriterier saknas, förutsättningarna för generella riktvärden inte uppfylls eller om osäkerheter runt riskerna är stora. Den fördjupade riskbedömningen har större fokus på att genom mätningar, modellering eller andra beräkningar kvantifiera risken, än den förenklade riskbedömningen.

När förorenings- och spridningsförhållandena är komplexa finns ofta ett behov av att med flera oberoende metoder undersöka orsakssambanden i delar av eller hela orsakskedjan, från förekomst av förorening till hälso- och miljöeffekter. Det kan man göra med flera av varandra oberoende metoder. Det samlade resultatet, beviskedjan, leder till att riskkarakteriseringen blir säkrare.

En fördjupad bedömning av spridning och belastning kan exempelvis omfatta studier av utlaknings- och fastläggningsprocesser, nedbrytning

och omvandling, liksom spridning av föroreningar via grundvatten, sediment och luft. Kapitlet ger en översiktlig beskrivning av olika spridningsaspekter.

Fördjupade bedömningar av hälsorisker kan omfatta beräkning av den dos som människor exponeras för.

Miljöriskbedömningar kan fördjupas och göras mer platsspecifika genom att biologiska undersökningar och ekotoxikologiska tester utförs.

På många förorenade objekt förekommer en blandning av föroreningar som i kombination kan påverka toxiciteten. Osäkerheterna relaterade till kombinationseffekter kan hanteras genom säkerhetsfaktorer, ekotoxikologiska tester och biologiska undersökningar eller olika beräkningsmodeller.

Osäkerheter finns i alla delar av en fördjupad riskbedömning. Man kan hantera osäkerheterna till exempel genom kvalitativa bedömningar, redovisning av olika alternativa angreppssätt eller med hjälp av kvantitativa beräkningar. Genom att beskriva osäkerheterna och redovisa hur de har hanterats tydliggör man tillförlitligheten i riskbedömningen och de säkerhetsmarginaler som finns.

Kapitlet ger en översiktlig beskrivning av några vanliga situationer då en fördjupad riskbedömning kan behövas. En fullständig beskrivning av alla fördjupande studier som kan göras vid hälso- och miljöriskbedömningar ingår inte i denna rapport.

5.2 Riktvärde eller direkt skattning av risk

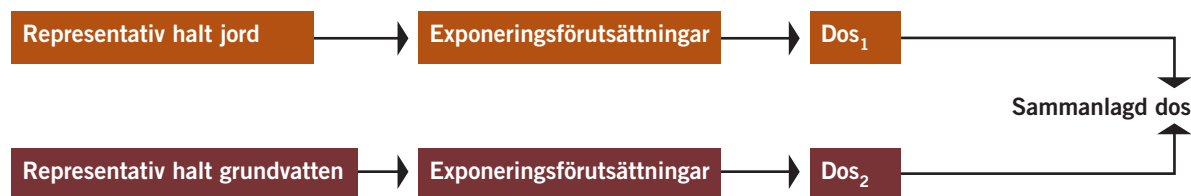
Generellt finns det två olika angreppssätt som är vanliga när man gör miljö- och hälsoriskbedömningar av förorenade områden, nämligen:

- beräkning av dos eller koncentration i kontaktmedium
- beräkning av riktvärde.

5.2.1 BERÄKNING AV DOS ELLER KONCENTRATION I KONTAKTMEDIUM

När den dos eller koncentration som skyddsobjektet exponeras för ska beräknas utgår man från representativa föroreningshalter i aktuella kontaktmedier (figur 5.1). Doserna för samtliga relevanta exponeringsvägar summeras. Risker kan inte uteslutas om den sammanlagda dosen eller koncentrationen överskrider toxikologiska eller ekotoxikologiska referensvärden. Tolerabelt dagligt intag, miljökvalitetsnormer för ytvatten eller dricksvattennormer är exempel på referensvärden. Beräkning av den dos eller koncentration som skyddsobjektet exponeras för är vanligt internationellt och används främst för att bedöma exponeringsrisken i nuläget. Detta angreppssätt används också av de svenska miljömedicinska enheterna.

Figur 5.1. Förenklad illustration av beräkning av den sammanlagda dosen av ett förorenat ämne, via intag av jord respektive intag av vatten (s.k. framlängesberäkning). Om flera exponeringsvägar är relevanta beräknas dosen även för dessa. Beräkningen utgår från representativa halter i aktuella kontaktmedier.

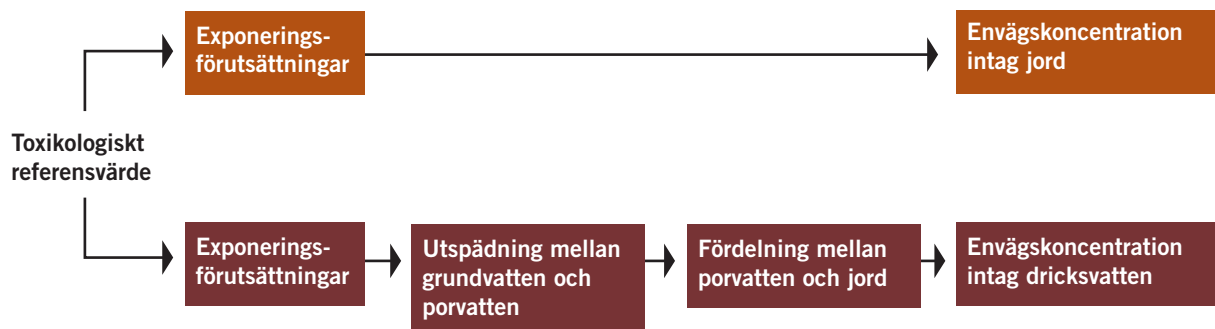


5.2.2 BERÄKNING AV RIKTVÄRDE

Vid beräkning av ett riktvärde utgår man från toxikologiska eller ekotoxikologiska referensvärden. Utifrån referensvärdet beräknas den koncentration som kan accepteras i det förorenade mediet utan att referensvärdet överskrids (figur 5.2). Det förorenade mediet kan vara ett primärt kontaktmedium som till exempel jord. Riktvärdet kan också beräknas för att skydda mot spridning som leder till förekomst av förorening i ett annat kontaktmedium, till exempel spridning från jord via porvatten och grundvatten till ytvatten. Risker kan inte uteslutas om uppmätta halter i det förorenade mediet överskrider den beräknade kritiska koncentrationen uttryckt som envägskoncentration (t.ex. envägskoncentration för intag av jord eller grundvatten) eller ett integrerat riktvärde (till exempel riktvärde för förorenad mark).



Fördjupad riskbedömning kan behövas om förorenings-situationen är komplicerad eller osäkerheterna är stora.



Figur 5.2. Förenklad illustration av beräkning av envägskoncentration utgående från ett toxikologiskt referensvärde (s.k. baklängesberäkning).

För att beräkna acceptabla halter eller riktvärden som underlag för en åtgärdsnivå, krävs upprepade beräkningar för att väga samman olika exponeringsvägar. Detta angreppssätt ger möjlighet till sannolikhetsbaserad (probabilistisk) analys av riskerna och kan användas för en bedömning av kombinationseffekter då flera föroreningar förekommer samtidigt.

Beräkning av acceptabel halt i det förorenade mediet, till exempel riktvärden för mark, syftar i regel till att bedöma risker vid långtidsexponering. De ger också en bedömning av åtgärdsnivå, det vill säga underlag för bedömning av hur stor riskreduktion som behövs.

5.3 Orsaks- och beviskedjor

För att göra säkrare bedömningar när förhållandena är komplexa finns ofta ett behov av att undersöka orsakssambanden i delar av eller hela orsakskedjan, från förekomst av förorening till hälso- och miljöeffekter (tabell 5.1). Om resultaten från flera oberoende undersökningar, tester eller modellering styrker orsakssambanden blir riskkaraktiseringen säkrare. Resultat från undersökningar av flera länkar i orsakskedjan brukar kallas beviskedja. Undersökningar bör riktas till de delar där negativa effekter förväntas utifrån föroreningars inneboende kemiska, fysikaliska och toxikologiska egenskaper. Detta hanteras i problembeskrivningen (se vidare avsnitt 3.3.1 och bilaga 1).

Tabell 5.1. Exempel på en förenklad orsakskedja som beskriver sambandet mellan föroreningskälla och effekt på skyddsobjektet. Beviskedjan visar exempel på angreppssätt för att undersöka sambanden. Svårigheten med att tolka resultaten ökar normalt då mer komplexa biologiska system undersöks.

Exempel på orsakskedja	Beviskedja – exempel på angreppssätt
Förorenat medium	Analys föroreningshalt, modellering av framtida halter, avstämning mot eventuella riktvärden.
Spridning	Mätningar, beräkningar.
Biotillgänglig fraktion	Laktester, extraktioner, passiva provtagare.
Upptag i skyddsobjekt – exponering	Mätning eller beräkning av halt i biota, biomarkörer.
Effekter på individnivå	Biomarkörer, fysiologiska undersökningar, toxicitetstester.
Effekter på högre nivåer (population till ekosystem)	Biologiska undersökningar, toxicitetstester.

5.4 Spridning och belastning

I den fördjupade riskbedömningen ingår att bedöma vilka effekter spridning av föroreningar får för människors hälsa, miljö och naturresurser. I exponeringsanalysen ingår bedömning av spridning och belastning. Exempel på frågor som behöver besvaras är:

- Hur höga föroreningshalter kan uppkomma i grundvatten, ytvatten eller luft (det vill säga spridnings- och kontaktmedier)?
- Hur stort blir utsläppet (det vill säga belastningen)?
- Var förväntas effekter?
- När når föroreningen skyddsobjekten?
- Förändras spridningen över tid?
- Hur effektiva är olika efterbehandlingsåtgärder?

Bedömningen av spridning utgår från de spridningsvägar som har identifierats i problembeskrivningen och den konceptuella modellen. Beroende på var osäkerheterna är störst, kan fokus ligga på frigörelsemekanismer (till exempel förångning, utlakning och erosion) eller kvantifiering av spridningen inom eller mellan olika medier.

Riktvärden (halter) är ofta inte lämpade för att bedöma spridningsrisker och belastning när förhållandena är komplexa. Detta eftersom spridning beror på mängd och spridningsförutsättningar (till exempel skillnader mellan olika delområden eller jordarter). Riktvärden ger inte svar på när eller var föroreningsutsläpp sker. Riktvärden kan inte heller användas för att beräkna effekten av åtgärder som till exempel barriärer eller stabilisering.

För att kvantifiera spridning kan olika typer av spridningsmodeller användas för att beräkna tidsberoende halter och belastning. Effekter av åtgärder och framtida förändringar kan simuleras.

En fullständig beskrivning av spridningsprocesser och -modeller ryms inte i denna rapport. I följande avsnitt diskuteras kort några aspekter som har stor betydelse för riskbedömningen. Hänvisningar ges till rapporter för mer utförliga beskrivningar av:

- utlakning och fastläggning av föroreningar
- spridning i grundvatten
- spridning till luft
- spridning av sediment
- belastning
- nedbrytning och omvandling.

5.4.1 UTLAKNING OCH FASTLÄGGNING AV FÖRORENINGAR

För att kunna bedöma förorenings-spridningen från ett område måste utlakningen från den förorenade jorden eller sedimenten uppskattas. Föroreningars rörlighet varierar kraftigt beroende på bland annat föroreningens kemiska och fysikaliska egenskaper, markens egenskaper (t.ex. kornstorlek) och markkemin (t.ex. pH, organisk halt, redox-förhållanden och vattenkemiska förutsättningar). För metaller i jord och sediment kan förhållandet mellan halt i fast fas och i markvatten i många fall uttryckas med fördelningsfaktorn K_d . Ett högt K_d -värde indikerar en låg rörlighet och tvärtom. Organiska ämnens haltfördelning mellan porvatten, sediment eller jord påverkas av ämnets fördelningsfaktor mellan organiskt kol och vatten (K_{oc}). K_{oc} kan mätas eller beräknas utifrån K_{ow} som är en ämnesspecifik fördelningsfaktor (koefficient) mellan oktanol och vatten. Många studier har visat att förhållandet mellan K_{oc} och K_{ow} varierar mellan olika grupper av organiska föroreningar samt mellan olika typer av organiskt material. Till exempel leder förekomst av sotpartiklar i jord och sediment till en relativt sett högre adsorption av organiska ämnen och därmed en lägre rörlighet.

Fördelningsfaktorer kan beräknas från lakförsök eller genom jämförelse mellan uppmätta halter i mark eller sediment och i markvatten eller porvatten.

Vid beräkning av de generella riktvärdena för förorenad mark är K_d -värden för metaller valda för att inte underskatta utlakningen (Naturvårdsverket 2009b). Vid en fördjupad riskbedömning kan man ibland behöva göra en platsspecifik uppskattning av K_d -värden genom lakttester. I utvärdering av K_d -värden som tagits fram genom lakttest bör man tänka på följande:

- Utlakning är en storskalig egenskap och man kan därför göra lakttester på samlingsprover.
- Tester bör göras på flera olika jordprover med olika föroreningsinnehåll, eftersom det kan påverka lakningsegenskaper. Ett och samma samlingsprov bör inte innehålla jord av olika karaktär eller föroreningsinnehåll.
- Lakttester kan ge något högre K_d -värden (lägre rörlighet) än vad som kan förväntas i marken, beroende på att vattenmängden i testet är större än i marken. Detta ger en utspädning av förorening som lätt lakar ut.
- Vid sammanvägning av resultat från flera lakttester bör man använda harmoniska medelvärden⁵. Aritmetiska medelvärden kan ge för låg vikt till enskilda prover med låga K_d -värden, som signifikant kan bidra till spridningen.

Sammanställningar av lakmetoder för organiska och oorganiska ämnen samt kemisk modellering finns till exempel i Naturvårdsverket 2002, Bjerre-Hansen och Andersen 2006, Elert m.fl. 2006 och Fanger m.fl., 2006.

5 Det harmoniska medelvärdet beräknas som antalet mätvärden dividerat med summan av inversen av alla mätvärden.

Jämförelser mellan uppmätta halter i jord och i grundvatten ger en generell bild av föroreningens utlakning i nuläget. Jämförelsen kan göras lokalt i en provpunkt eller i form av medelvärden över större områden. Beräknas K_d -värdet från lokalt uppmätta jord- och grundvattenhalter uppstår osäkerheter, eftersom halterna i grundvattnet kan påverkas av jordföroreningen i ett större område och det inte är säkert att jämvikt råder mellan jord och grundvatten. Om medelvärden används finns risk för att utspädningseffekter gör att man underskattar halterna i grundvattnet. Uppmätta halter i grundvatten kan också variera kraftigt under året. För att få representativa halter kan upprepade mätningar (tidsserier) krävas.

Generellt gäller att både metoden med lokalt uppmätta halter i en provpunkt och metoden med medelvärden över större områden innehåller felkällor, som kan innebära att lakningen underskattas i ett långtidsperspektiv. Gör därför en samlad analys av de data som finns tillgängliga, till exempel av resultat både från lakteter och uppmätta halter i mark och grundvatten. Om den integrerade analysen visar att lakbarheten för ett ämne avviker väsentligt (mer än 50 till 100 procent) från den som anges av de K_d -värden som redovisas i Naturvårdsverket 2009b, kan en justering vara motiverad.

Efter utlakning i grundvatten reagerar föroreningar med det fasta materialet genom olika kemiska och fysikaliska processer. Konsekvenserna av dessa processer brukar kallas fastläggning. Fastläggning kan medföra att föroreningar rör sig väsentligt långsammare i marken än vad vattnet gör. Även fastläggning brukar beskrivas med K_d -värden. Dessa definieras och används dock annorlunda än de K_d -värden som tas fram för att beskriva lakning (se till exempel Gustafsson J.P. m.fl. 2006).

5.4.2 SPRIDNING I GRUNDTVATTEN

I beräkningsmodellen för riktvärden för förorenad mark används en förenklad spridningsmodell där utlakningen antas vara konstant över tid och bestämd av fördelningsfaktorn mellan fast fas och vatten (K_d). Transport av föroreningar antas ske med grundvatten och tar hänsyn till utspädning under transporten, till exempel orsakad av dispersion (variationer i strömningshastighet). Modellen beaktar inte den fördröjning som orsakas av sorption (fastläggning).

Mer avancerade hydrogeologiska modeller kan ta hänsyn till varierande förhållanden inom ett förorenat område, till exempel avseende föroreningshalter, vattenflöden, lakbarhet, fastläggning, omvandling och nedbrytning. Modellerna kan prognostisera spridning och belastning på kort och lång sikt. Avancerade spridningsmodeller används i dagsläget i liten utsträckning vid utredning av förorenade områden. För mer information och diskussion runt möjligheter och svårigheter, se till exempel Gustafsson J.P. m.fl. 2006; Gustafsson L-G m.fl. 2006; Brömssen m.fl. 2006, Berggren Kleja m.fl. 2006; Elert 2006, Gustafsson och Refsgaard 2007 och Jonasson m.fl. 2007.

En tillförlitlig modellering av transport och utspädning av föroreningar förutsätter en god kännedom om områdets hydrogeologiska förutsättningar och modellens begränsningar. Detta kan innebära svårigheter eftersom markförhållanden ofta är heterogena med stora skillnader i vattengenomsläpplighet i olika jordlager. Inom förorenade markområden är jordlagren ofta påverkade av till exempel rörgrovar och underjordskonstruktioner.

De kan fungera som genvägar med högre vattenhastighet och kortare kontakttid med de ytor där föroreningen kan läggas fast. Därmed kan föroreningen transporteras väsentligt snabbare än om föroreningstransporten vore jämnt fördelad i marken. Vattnet i "genvägarna" kan också lättare föra med sig partikelbundna föroreningar.

I strandzoner påverkas förorenade jord- eller fyllnadsmassor av utströmmande grundvatten. Nivåvariationer i ytvattnet trycker också tidvis in vatten som sedan rinner ut när ytvattennivån sjunker. Hur stort område som påverkas kan till exempel undersökas genom automatisk eller manuell mätning av grund- och ytvattennivåer eller fysikaliska-kemiska parametrar som konduktivitet och jonsammansättning. Man bör också ta hänsyn till att eventuella utfyllnader kan påverkas av erosion, skred och ras som i sin tur kan ge upphov till partikulär föroreningsspridning.

5.4.3 SPRIDNING TILL INOMHUSLUFT

Föroreningar i mark och grundvatten är i vissa fall en väsentlig källa för ångor som tränger in i byggnader. Detta har uppmärksammats av bland annat danska Miljøstyrelsen som har utarbetat ett verktyg för riskbedömning och beräkning av till exempel avgång av föroreningar i ångfas från jord och grundvatten till inomhus- och utomhusluft (Miljøstyrelsen 2000). Klorerade alifater är en grupp ämnen som särskilt har uppmärksammats i detta sammanhang (se Englov m.fl. 2007 och rutan här intill).

För att undersöka spridning av ångor till inomhusluft är det för de flesta ämnen relevant med mätningar i den ytliga delen av grundvattenmagasinet. För flyktiga ämnen som har högre densitet än vatten och är svårösliga, så kallade DNAPL (dense non-aqueous phase liquid), behöver även djupare grundvatten provtas för att undersöka spridningen.

Halter av flyktiga ämnen i porluft används ofta för att uppskatta halterna i inomhusluft eller som indikation på att ett ämne som uppmätts i inomhusluft härrör från mark eller grundvatten under huset (Naturvårdsverket 1994a, b). Mätningar i porluft ger en bild av det potentiella bidraget från mark och grundvatten. Mätningar i inomhusluft ger en direkt bild av den halt som människor exponeras för i nuläget och kan användas för att uppskatta risken. Det bör noteras att inomhusluften även kan kontamineras från andra källor än föroreningar i mark och grundvatten, till exempel utomhusluft, byggnadsmaterial, möbler och hushållsprodukter. Porluften kan därför ge en bättre bild av bidraget från förorenad mark eller förorenat grundvatten.

Föroreningshalter i porluft kan också beräknas genom teoretiska fördelningsförhållanden mellan jord och vatten samt mellan vatten och porluft (Naturvårdsverket 2009b). En kombination av olika metoder kan ge större säkerhet i bedömningen av exponeringen.

Klorerade lösningsmedel

Klorerade lösningsmedel är en grupp ämnen som är särskilt problematiska för den risk som kan uppstå vid inträngning av ångor i byggnader. I gruppen ingår bland annat tetrakloreten (PCE, perkloreten) och trikloreten (TCE). PCE och TCE är vätskor med begränsad löslighet i vatten och har högre densitet än vatten (så kallade DNAPL, dense non-aqueous phase liquid). Detta innebär att vätskorna sjunker nedåt i marken, under grundvattenytan.

Vid spridningen ned mot grundvattenytan fastnar DNAPL i markens porer och denna restförorening kan utgöra källterm för grundvattenförorening under lång tid. Även om vattenlösligheten är begränsad (100 till 1000 mg/l), är den tillräcklig för att ett förhållandevis litet spill ska kunna förorena stora grundvattenmagasin.

PCE och TCE är svårnedbrytbara i syrerik miljö och de fastläggs i liten omfattning, vilket gör att de i syrerika grundvattensystem kan spridas snabbt. I syrefattiga miljöer bryts PCE och TCE ned till dikloreten (DCE) och vinylklorid (VC), som i sin tur kan spridas vidare med grundvattnet. Vid spridning av klorerade lösningsmedel med grundvattnet kan ångtransport ske upp till markytan även om marken ovanför har låga föroreningshalter. På så sätt kan andra fastigheter än den ursprungligen förorenade komma att påverkas.

5.4.4 SPRIDNING AV FÖRORENINGAR I SEDIMENT

Bedömning av risker kopplade till förorenade sediment, avviker i vissa hänseenden från mark, bland annat avseende spridning. Förorenings-spridning från sediment till vattenmassan kan ske genom molekylär diffusion och resuspension. I mer sandiga eller siltiga sediment kan även transport som orsakas av vattenflödet (advektion) spela roll, exempelvis genom grundvattenutströmning.

Den transport som orsakas av molekylär diffusion styrs bland annat av haltgradienten mellan porvatten och bottenvatten. Diffusionskoefficienten är ämnesspecifik. Transporten påverkas av olika processer i sedimenten, till exempel kan bioturbation påverka spridning av porvatten och det fasta materialet. Bioturbation är den uppvirvling i sediment som orsakas av bottenorganismernas rörelser (normalt från ytan och 10 till 20 cm ned i sedimenten). Den modelleras ofta som diffusion men även som en advektiv process, det vill säga en transport med vattenflödet. Strömhastigheten i bottenvattnet kan i viss mån påverka haltgradienten, men effekten av bioturbation har normalt större betydelse för läckaget av föroreningar från sedimenten.

Resuspension styrs främst av strömhastigheten och sedimentens egenskaper. Beroende på de hydrologiska förhållandena på en viss plats kan resuspension vara en ständigt pågående process (till exempel i miljöer med litet vattendjup) eller uppträda oregelbundet vid till exempel extrema vattenföringar eller stormar. Spridningsrisken kan översiktligt beskrivas utifrån sedimentationsförhållandena.

Vid val av sedimentprovpunkter bör man skilja mellan ackumulationsområden, erosionsområden och transportområden. Man bör också tänka på att gränsen mellan erosions- och transportområden är diffus och kan variera över tiden.

Resuspension påverkas i många fall av människors aktiviteter, till exempel fartygstrafik och muddring i hamnar och farleder. Resuspension av sediment i en sjö resulterar inte nödvändigtvis i en spridning, eftersom sedimenten kan återsedimentera på samma eller närliggande botten. Spridning över tid kan påverkas av bland annat förändring i användning

av området, avrinning, byggnationer, landhöjning och klimatförändringar. Det innebär att sediment kan vara en långsiktig källa till förorenings-spridning. I SFT (2005) finns enklare modeller för beräkning av uppvirvling av sediment till följd av fartygstrafik, transport via bioturbation och via upptag i organismer.

I sedimentsystem är sedimenttillväxten en faktor som på relativt kort sikt kan leda till minskad spridning. Om inga förändringar av sedimentationsförhållandena är aktuella eller kan förutses och utsläppen till sedimenten har upphört eller minskar, reduceras spridningsrisken från sedimenten vanligen över tiden. Det beror på att de förorenade sedimenten överlagras av renare sediment. Hur lång tid det tar beror bland annat på sedimentationshastigheterna och bioturbation. Sedimentfällor och datering av sediment med hjälp av radioaktiva isotoper (till exempel bly och cesium) är exempel på metoder för att bedöma sedimentationshastigheten.

Utförligare beskrivningar av riskbedömning av sediment finns bland annat i Environment Canada 2007a och b, USEPA 1989, 1992, 1993a, 1998a och SFT 2005. Strategi för riskbedömning av sediment och modeller för spridning av sediment behandlas till exempel i Sternbeck m.fl. 2008b och Elert och Yesilova 2008. Identifiering av faktorer som styr bildning, ackumulering och löslighet av metylkvicksilver i förorenade sediment redovisas i Skyllberg m.fl. 2006.

5.4.5 BELASTNING

För att kunna bedöma storleken av föroreningsbelastning på kort och lång sikt behöver man ett bra underlag som omfattar föroreningsmängder, frigörelseprocesser och spridningsförutsättningar. Belastningsberäkningen kan baseras på en kombination av uppmätta, beräknade eller modellerade underlagsdata (se även avsnitt 4.3.7). Flera metoder och scenarier kan användas parallellt för att få större säkerhet i den slutliga bedömningen (orsaks- och beviskedjor). För belastning från mark kan detta till exempel omfatta:

- modellering av nuvarande och framtida vattenflöden, föroreningshalter och belastning
- beräkning av nulägesbelastning utifrån uppmätta föroreningshalter i grundvatten samt grundvattenflöde
- beräkning av nuvarande och framtida belastning utifrån uppmätta föroreningshalter i mark och ämnens utlakningsegenskaper.

Frågan om föroreningsbelastningen behöver minska är av riskvärderingskaraktär. Det kan till exempel ske genom att ställa det aktuella områdets belastning i relation till belastningen från andra föroreningskällor i omgivningen och recipientens skyddsvärde. För vissa föroreningar ligger dagens nivåer i recipienterna i närheten av dem som betraktas som kritiska. I sådana fall kan även ett mindre tillskott innebära risk för negativa effekter på miljön.

Underlag för en belastningsjämförelse, liksom förslag till metoder för att uppskatta reduktion av risk för spridning, finns till exempel i Elert 2006. Beskrivning av spridning från förorenade markområden och bedömning av den riskreduktion som olika efterbehandlingsåtgärder kan

ge finns bland annat i Elert och Yesilova 2008. I Elert och Yesilova 2008 finns också en Excelbaserad beräkningsmodell som har tagits fram i syfte att underlätta bedömningar av förorenings-spridning.

5.4.6 NEDBRYTNING OCH OMVANDLING

Organiska föroreningar bryts ned eller omvandlas i miljön, men med mycket olika hastighet. Halterna av organiska föroreningar minskar över tid vilket kan ha betydelse för riskbedömningen. Ibland omvandlas ursprungssämna till ofarliga ämnen, men för vissa ämnen blir nedbrytningsprodukten i stället mer farlig. Ett exempel är att vid nedbrytning av klorerade alifatiska kolväten kan vinylklorid, som har cancerframkallande effekter, bildas. Metaller bryts inte ned men kan omvandlas till andra förekomstformer. Metylering av vissa metaller, såsom kvicksilver, ökar till exempel biotillgängligheten och toxiciteten. Sådana processer kan ha stor betydelse för spridning och exponering.

Riktvärdesmodellen för förorenad mark tar inte hänsyn till nedbrytning eller omvandling av föroreningar. Det finns dock modeller som uppskattar nedbrytning av organiska föroreningar. De har använts för att påvisa att naturlig självrening av petroleumförorenade markområden sker (Larsson och Lind 2004, Lind m.fl. 2004 och Larsson 2009). Nedbrytning av organiska föroreningar är beroende av en lång rad faktorer. Den uppskattning av nedbrytning som modellering ger bör verifieras med provtagning och analys, för att visa att biologisk nedbrytning sker i sådan omfattning att riskerna reduceras. Används naturlig självrening som åtgärds metod bör kontrollprogrammet ha en sådan utformning och omfattning att det är möjligt att statistiskt visa att reduktion av föroreningsmängder och föroreningshalter sker och att åtgärds mål nås (se till exempel Sternbeck m.fl. 2008a).

5.5 Fördjupad hälsoriskbedömning

I syfte att nå långsiktigt hållbara efterbehandlingsåtgärder bör en riskbedömning i efterbehandlings-sammanhang normalt omfatta bedömning av både kortsiktiga och långsiktiga hälsorisker. I vissa fall kan dock syftet vara att utifrån faktiska exponeringsförhållanden beräkna den dos som människor har utsatts för. Tillvägagångssättet följer den generella riskbedömningsmetodik med exponerings- och effektanalys samt riskkaraktisering, beskriven i avsnitt 3.3 (se till exempel Liljelind och Barregård 2008). Riktvärdesmodellen för förorenad mark innehåller exponeringsmodeller och information som kan användas för att beräkna den dos människor utsätts för (Naturvårdsverket 2009b). Fördjupade exponerings- och effektanalyser avseende hälsorisker bör dock utföras av personer med erfarenhet av miljömedicinska bedömningar. En förteckning över de nationella miljömedicinska enheterna finns i Socialstyrelsen 2006b.

5.5.1 EXPONERINGSANALYS

Kvantifiering av exponering bygger på de halter i kontaktmedier som uppskattas i analysen av exponeringsförutsättningarna. En exponeringsanalys följer i princip följande steg:

- Uppskatta representativa föroreningshalter av alla potentiellt hälsofarliga föroreningar i de kontaktmedier som identifierade skyddsobjekt exponeras för.
- Beskriv skyddsobjekten i form av grupp, ålder och beteenden som påverkar frekvensen, varaktigheten och intensiteten av exponeringen för föroreningar (till exempel aktivitetsmönster, dagliga intag av föda, vatten och luft).
- Uppskatta tiden (medelvärde) som skyddsobjektet exponeras, så att den genomsnittliga dosen kan beräknas för att i effektbedömningen möjliggöra jämförelser med toxikologiska referensvärden (t.ex. TDI, RfC och cancerpotentialfaktor, se tabell 5.2.).
- Utvärdera föroreningens biotillgänglighet (se nedan).
- Titta på lokala avvikelser inom objektet. Om delar av det förorenade området används annorlunda eller har markant avvikande föroreningskoncentrationer, kan en indelning i delområden behövas för att kunna uppskatta exponeringen på ett realistiskt sätt.
- Beräkna dosen för varje potentiellt hälsofarlig förorening, skyddsobjekt och exponeringsväg.

De jordfraktioner som har störst relevans när det gäller mänsklig direktexponering (inandning av damm och intag av jord) är normalt de med minst kornstorlek. Vid fördjupade riskbedömningar där inandning av damm eller intag av jord är de viktigaste exponeringsvägarna kan det därför vara relevant att analysera ännu mer avgränsade fraktioner än de mindre än 2 mm som är standard vid kemiska analyser, till exempel mindre än 2,5 eller 10 μm .

Vid beräkning av envägs-koncentrationen för exponering via inandning av damm utgår riktvärdesmodellen för förorenad mark från mängden damm i partiklar som är mindre än 10 μm . Om inandning av damm är en styrande exponeringsväg kan man i vissa fall behöva titta på fördelningen av föroreningar på partiklar av olika storlek. Föroreningshalten är i regel högre på mindre partiklar på grund av större yta i förhållande till volym. Partiklar som är mindre än 2,5 μm transporteras också längre ned i lungorna, vilket ökar sannolikheten för upptag och lungskada. I enstaka fall kan exponeringsmätningar utföras för att förbättra riskbedömningen, men vanligen är det inte motiverat att göra exponeringsanalysen på individnivå när det gäller förorenade områden.

I exponeringsanalysen tar man hänsyn till reella grupper som vistas på platsen och till eventuella känsliga grupper. Man beaktar även känsliga perioder under livet (till exempel fosterstadiet, amningsperioden, barn, ungdomar, äldre m.m.) där en kort exponering vid en känslig utvecklingsfas kan ge specifika skador. Exempel är ämnen som kan ge fosterskador vid enstaka exponering under en känslig fas i fosterutveck-

lingen. Genotoxiska cancerogena ämnen (exempelvis PAH) kan efter lång tid orsaka cancer. I dessa fall är risken relaterad till den totala livstidsexponeringen. Cancerrisken kan dock vara högre om ett barn exponeras för ett genotoxiskt ämne, än om en vuxen exponeras för samma dos. Till exempel kan en ökad celldelningsaktivitet hos ett barn leda till en ökad risk för carcinogen-inducerade mutationer. En annan orsak till högre risk för cancer hos mycket små barn kan vara att nivåerna av vissa avgiftningsenzym är lägre (USEPA 2005).

BIOTILLGÄNGLIGHET VID BEDÖMNING AV HÄLSORISK

Föroreningarnas biotillgänglighet (biologiska tillgänglighet) är en avgörande faktor för att bedöma vilken mängd förorening som kan tas upp i kroppen. Den inre exponeringen och toxiciteten beror på hur stor del av ämnet som är i en biotillgänglig form och kan tas upp av kroppen, det vill säga absorberas till blodet. Biotillgängligheten för ett ämne kan vara olika om exponeringen sker genom intag via munnen, inandning eller hudupptag. Det beror på att upptagsmekanismerna är olika. Biotillgänglighetsfaktorn beror på föroreningens kemiska och fysikaliska form och är därmed platspecifik.

Den relativa biotillgänglighetsfaktorn som används i riktvärdesmodellen för förorenad mark anger hur stor andel av föroreningen som är biologiskt tillgänglig i förhållande till vad som antagits vid bestämning av det tolerabla dagliga intaget (TDI). Vid bestämning av TDI är ofta inte all förorening biologiskt tillgänglig.

Föroreningar i mark har vanligen lägre biotillgänglighet än vad som har antagits vid bestämning av TDI. TDI baseras ofta på intag av föroreningar via mat eller dricksvatten. Relativa biotillgänglighetsfaktorer kan användas för exponering via munnen, vid inandning av damm eller vid hudkontakt. De tar hänsyn till hur den aktuella föroreningen kan tas upp i kroppens vävnader från mag-tarmkanalen, lungorna eller huden i förhållande till det referensämne som använts för att bestämma TDI.

För Naturvårdsverkets generella riktvärden för förorenad mark har den relativa biotillgängligheten antagits vara 1, det vill säga föroreningen antas ha samma biotillgänglighet som vid bestämning av TDI.

En fördjupad utvärdering av föroreningens biotillgänglighet kan vara befogad till exempel när:

- Oralt intag av jord är en viktig exponeringsväg.
- Föroreningens förekomstform skiljer sig från den som användes i de experiment som ligger till grund för toxikologiska referensvärden, och den skillnaden kan mätas och kvantifieras på ett säkert sätt.
- Exponeringsvägen för föroreningen skiljer sig från den som det toxikologiska referensvärdet är framtaget för och skillnaden i absorberbarhet kan kvantifieras på ett säkert sätt.

Till delar kan ett ämnes biotillgänglighet på en viss plats bestämmas med hjälp av tester på till exempel jord. Vid de djurstudier som ligger till grund för de toxikologiska referensvärdena ges ämnet ofta i löst form för att ha ett optimalt upptag. Med plats specifika tester kan man bland annat undersöka hur stor andel av ett ämne som kan lakas ut och därmed är

tillgängligt för upptag. För en mer detaljerad beskrivning av olika aspekter på biotillgänglighet, se till exempel Bjerre-Hansen och Andersen 2006.

Metoder har utvecklats för att med konstgjorda magsafter simulera hur föroreningar frigörs i magen (se till exempel Oomen m.fl. 2003; Bjerre-Hansen och Andersen 2006 samt Grøn 2006). Testerna har dock endast validerats för ett fåtal ämnen, vilket medför att de bör användas med stor försiktighet. En annan ansats är att mäta faktiska föroreningshalter i till exempel blod, urin, hår eller naglar. Det kan dock finnas svårigheter att koppla uppmätta föroreningshalter till en effektnivå.

5.5.2 EFFEKTANALYS

Effekt- eller toxicitetsanalysen omfattar identifiering av vilka toxiska effekter de potentiellt hälsofarliga föroreningarna har samt att ta fram toxikologiska referensvärden (TRV). De doser som beräknas i exponeringsanalysen jämförs med TRV för att avgöra om en risk föreligger, det vill säga om dosen är högre än TRV.

TOXISKA EFFEKTER

Föroreningarnas toxiska verkan kan klassificeras på flera olika sätt. För riskbedömning av förorenade områden brukar klassificeringen ske utifrån vilken typ av dos-effekt och dos-responssamband ämnet har. Vissa ämnen har enbart negativ hälsoeffekt om en viss dos (tröskeldosen) överskrids. Andra ämnen anses kunna påverka hälsan oavsett dos.

För ämnen med tröskeleffekt finns ett icke linjärt dos-responssamband där negativa hälsoeffekter inte observeras vid doser som ligger under tröskeldosen (NOEL, No Observed Effect Level). I praktiken kan inte tröskeldosen bestämmas exakt, utan man beräknar en "NEL" (No Effect Level) baserad på toxicitetstester. För att sedan få fram det toxikologiska referensvärdet tar man med hjälp av säkerhetsfaktorer hänsyn till exempelvis skillnader i känslighet mellan djur och människor eller olika åldrar (Kemikalieinspektionen 2003).

För genotoxiska cancerogena ämnen anses alla doser ha en effekt. Även en liten dos kan ge en skada i människokroppen och på sikt kan detta leda till cancer, även om exponeringen upphör.

De toxikologiska referensvärden som används i beräkningsmodellen för förorenad mark är baserade på studier av effekter vid långtidsexponering. Hur pass väl dessa värden beskriver hälsorisker vid kortare exponering kan variera från ämne till ämne, beroende på vilken typ av toxicitet ämnet ger upphov till samt dess omsättning i kroppen. En eventuell justering av toxikologiska referensvärden för exponering kortare tid bör baseras på en genomgång av det enskilda ämnets kinetiska och toxiska egenskaper. Det kräver miljömedicinsk kompetens.

Vissa ämnen lagras upp i kroppen (exempelvis dioxiner och PCB) och kan efter lång tid leda till toxiska koncentrationer i kroppen. Genotoxiska cancerogena ämnen (exempelvis PAH) kan efter en lång tids exponering leda till cancer. I dessa fall är risken relaterad till hur mycket den långsiktiga exponeringen ökar. Exponering för andra ämnen (exempelvis bly) kan leda till toxicitet redan efter relativt kort exponering (se rutan här intill). Var därför särskilt uppmärksam i de fall då exponeringen

under kortare perioder kan vara väsentligt högre än vad som anges i riktvärdesmodellens generella antaganden och om halterna av bly är höga. De kritiska (mest känsliga) effekterna av ett ämne kan också vara olika mellan kort och lång tids exponering.

Exempel på effektanalys av bly

Vilka toxikologiska effekter kan bly ha?

Bly kan ge upphov till negativa hälsoeffekter både på kort och lång sikt. Bly lagras i skelettet och kan ge upphov till förhöjd inre exponering vid perioder av ökad benomsättning, till exempel under graviditet, amning och i klimakteriet. Bly kan även passera moderkakan och blod-hjärnbarriären. Foster och barn är speciellt känsliga för effekter på hjärnans normala funktion. Vid intag av bly under kortare perioder (dagar till veckor) ökar blodblyhalten relativt snabbt (på några dagar) vilket innebär att mycket höga intag under kort tid kan ge upphov till akuta förgiftningar. Förgiftningsfall har till exempel beskrivits vid intag av drycker som har förvarats i blyglaserade keramikkarl samt nedsvalda blysänken och blyhagel som fastnat i mag-tarmkanalen.

Finns det toxikologiska referensvärden för bly?

Marginalen är liten mellan de genomsnittliga (normala) blodblyhalter som uppmäts hos barn idag (cirka 15 till 20 µg/l) och de blodblyhalter som har associerats med toxiska effekter på barns utveckling och hjärnfunktioner (omkring 100 µg/l eller lägre).

TOXIKOLOGISKA REFERENSVÄRDEN

Som underlag för de generella riktvärdena för förorenad mark har Naturvårdsverket låtit göra en genomgång av nationella och internationella rikt- och gränsvärden samt humantoxikologisk data. De data som används i modellen för riktvärden för förorenad mark redovisas i Naturvårdsverket 2009b. I modellen har toxikologiska referensvärden som representerar den allmänna befolkningen använts. I fördjupade riskbedömningar bör man i första hand använda dessa värden eller väl motivera val av andra värden. Värden för arbetsmiljön (hygieniska gränsvärden) har inte använts, eftersom sådana inte representerar hela befolkningen och är begränsade till exponering under arbetstid. Hygieniska gränsvärden baseras ofta även på andra faktorer än hälsa, till exempel tekniska faktorer.

Riktvärdesmodellen syftar till att bedöma hälsorisker vid långtids-exponering. De hälsobaserade riktvärdena i modellen är därför framtagna med utgångspunkten genomsnittlig exponering per dag över en längre tidsperiod såsom ett år eller mer (TDI , RfC) eller per livstid ($RISK_{or}$, $RISK_{inh}$).

För att inte riskera förgiftning vid enstaka intag av mycket förorenad jord finns spärrar i riktvärdesmodellen för akut toxicitet av arsenik och cyanid. Dessa båda ämnen är mycket akuttoxiska och har en förhållandevis liten marginal mellan den exponering som ger kronisk toxicitet och den som ger upphov till akut toxicitet. De flesta andra ämnen har en större marginal till akuttoxiska doser, vilket gör att modellen skyddar mot akut toxicitet även om den baseras på toxikologiska referensvärden för kronisk toxicitet. Beräkningen av de akuttoxiska koncentrationerna avser att skydda känsliga individer (små barn) och beräknas utifrån exponeringssituationen där ett litet barn (10 kg) vid ett tillfälle får i sig fem gram förorenad jord.

Olika typer av toxikologiska referensvärden redovisas i tabell 5.2. Exempel på hemvister för databaser med toxikologiska referensvärden finns i rutan här intill.

Toxikologiska referensvärden	Enhet	Kommentar
Tolerabelt dagligt intag (TDI)	mg/kg, d	Den maximala dos (tröskeldos) av ett ämne en människa kan exponeras för per dag utan att negativa hälsoeffekter uppstår. Utgångspunkten är genomsnittlig exponering per år.
Referenskoncentration (RfC)	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	Referenskoncentrationen motsvarar den maximala koncentrationen (ofta i luft) av ett ämne med tröskel-effekt som en människa kontinuerligt kan exponeras för utan att negativa hälsoeffekter uppstår. Utgångspunkten är genomsnittlig exponering per år.
Cancerpotentialfaktor (oralt intag)	$(\text{mg}/\text{kg},\text{d})^{-1}$	Cancerpotentialfaktorn används för att relatera dosen av ett cancerframkallande ämne till en sannolikhet för att utveckla cancer. Den uttrycks som inversen av dosen och kvantifierar antalet sannolika cancerfall per enhetsdos.
Enhetsrisk (inandning)	$(\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$	En enhetsrisk motsvarar risk per enhetskoncentration (i luft) av ett cancerframkallande ämne som en människa exponeras för kontinuerligt under en livstid. Den uttrycks som inversen av en föroreningshalt.

Tabell 5.2. Toxikologiska referensvärden.

Exempel på hemvister för databaser med toxikologiska referensvärden
■ Institutet för Miljömedicin (IMM), http://ki.se/IMM
■ Världshälsoorganisationen (WHO), www.who.int
■ USA:s nationella miljömyndighet (US EPA), databasen IRIS, www.epa.gov/iris
■ Federal hälsomyndighet i USA (ATSDR), www.atsdr.cdc.gov
■ USA:s nationella hälsoinstitut, US National Library of Medicine, Environmental health and toxicology, http://sis.nlm.nih.gov/
■ Nederländernas nationella institut för hälsa och miljö (RIVM), www.rivm.nl/en/healthanddisease
■ Kanadas nationella hälsomyndighet, www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/contamsite/risk-risque-eng.php

5.5.3 RISKKARAKTERISERING

I en riskkarakterisering avseende hälsorisker för ett område kan man kombinera den indirekta metoden att skatta exponering utifrån halter i kontaktmedier, med direkta skattningar (med eller utan mätningar) av



Mycket kan hända. Bedöm riskerna med det långa perspektivet för ögonen.

exponering. Miljömedicinska enheter kan bidra med stöd vid direkta beräkningar av människors exponering (dos) och mätningar av tidiga biologiska effekter samt data från toxikologiska eller epidemiologiska undersökningar.

För att karakterisera risker kan man beräkna riskkvoter genom att dividera exponeringen (mätt eller beräknad) med ett humantoxikologiskt referensvärde. När den uträknade riskkvoten blir större än ett förutbestämt kritiskt värde (ofta 1) kan risken bedömas som:

- oacceptabel, vilket motiverar riskreducerande åtgärder, eller
- osäker, vilket motiverar kompletterande undersökningar, utredningar och fördjupade riskbedömningar.

För ämnen med tröskeeffekt kan man beräkna en riskkvot (RK) enligt följande för varje skyddsobjekt och förorening:

$$RK = \frac{\text{Beräknad exponering (mg/kg,d)}}{\text{TDI (mg/kg,d)}}$$

eller

$$RK = \frac{\text{Koncentration } (\mu\text{g/m}^3) \text{ i inandningsluft} \times \text{Andel av tiden man exponeras}}{\text{RfC } (\mu\text{g/m}^3)}$$

Riskkvoter beräknas för alla identifierade och betydande exponeringsvägar (hudkontakt, direkt oralt intag eller inandning), där det finns toxikologiska referensvärden. Om det enbart finns toxikologiskt referensvärde för till exempel oralt intag summeras doserna, och riskkvoten för den summerade exponeringen anges.

För cancerogena ämnen beaktas enbart den exponering som sker på det förorenade området, eftersom man beräknar en ökad risk för att drabbas av cancer. Dosen eller halten som ett medelvärde av den förorening man över livstiden exponeras för multipliceras med cancerpotentialfaktorn eller enhetsrisken för att beräkna den potentiella ökade cancerrisken under en livstid (ILCR-Incremental Lifetime Cancer Risk). ILCR, beräknas enligt följande:

$$\text{ILCR} = \text{Dos (mg/kg,d)} \times \text{Cancerpotentialfaktor (mg/kg,d)}^{-1}$$

eller

$$\text{ILCR} = \text{Koncentration i inandningsluft } (\mu\text{g/m}^3) \times \text{Enhetsrisk } (\mu\text{g/m}^3)^{-1}$$

Om det finns cancerpotentialfaktorer och enhetsrisker för separata exponeringsvägar är det viktigt att cancerriskerna beräknas separat per exponeringsväg, alternativt att cancerrisken beräknas för den sammanlagda exponeringen.

ILCR är enhetslös och representerar en uppskattning av sannolikheten för att en människa drabbas av cancer under sin livstid, på grund av exponering för en förorening på det förorenade området.

Riskkvoter kan även användas för att ta hänsyn till additiva kombinationseffekter av föroreningar. Då summerar man riskkvoter för ämnen

som påverkar samma organ eller vävnad och som har liknade toxiska effekter eller liknade giftmekanism (se även avsnitt 5.7). Om den summerade riskkvoten understiger ett bestämt kritiskt värde (ofta 1) kan risken för negativa hälsoeffekter bedömas som acceptabel eller försumbar. Riskbedömaren måste skaffa sig kunskap om den toxiska verkan och mekanismerna hos varje potentiellt hälsofarlig förening. För ämnen som kan orsaka cancer i samma organ bör ofta risken antas vara additiv. Då bör den beräknade ökade cancerrisken (ILCR) istället summeras per ämne. Miljömedicinsk expertis bör rådfrågas om kombinationseffekter av olika ämnen misstänks.

Fördelen med riskkvoter är att de är enkla att beräkna och resultaten är också lätta att kommunicera med berörda intressenter. Till nackdelarna hör att de normalt är baserade på punktskattningar av exponering och effekter. Det innebär att skillnader i riskkvoter kan bero på skillnader i de underliggande mätvärdenas variation och osäkerhet, snarare än på faktiska skillnader i risk. Därför är det inte självklart att en riskkvot på 10 är sämre än en kvot på 5. Kvaliteten på underlagsdata för exponering och effekter avgör hur tillförlitliga riskkvoterna blir.

5.5.4 HÄLSORISKER SEDIMENT

Bedömning av hälsorisker relaterade till förorenade sediment beskrivs bland annat i Bockting m.fl. 1996, RIVM 2001a och SFT 2005. I SFT 2005 finns vägledning för riskbedömning av sediment. Där redovisas även generella riktvärden för marina sediment. Riktvärdena integrerar skydd för hälsa och miljö. I vägledningen beskrivs hur en fördjupad hälsoriskbedömning kan göras. Den aktuella exponeringen uppskattas genom dosberäkningar vid sju alternativa utnyttjanden av det förorenade vattenområdet (naturskyddsområde, badplats, rekreation, fiske, småbåtshamn, övriga hamnar, industri). Exponeringsmodellen som används tar hänsyn till konsumtion av fisk och skaldjur, oralt intag av och hudkontakt med sediment och vatten samt exponering via oralt intag av partiklar i vattenfasen. Livstidsbelastningen beräknas och jämförs med toxikologiska referensvärden.

5.6 Fördjupad miljöriskbedömning

Här beskrivs hur man kan göra en fördjupad miljöriskbedömning. Beskrivningen följer den generella riskbedömningsmetodiken med problembeskrivning, exponerings- och effektanalys samt riskkaraktärisering (se avsnitt 3.3). Mer detaljerade beskrivningar finns till exempel i Jones m.fl. 2006, 2009; Gilek m.fl. 2009; Sternbeck m.fl. 2008b och USEPA 1998b.

5.6.1 EXPONERINGSANALYS

I miljöriskbedömningen tar man hänsyn till den exponering av föroreningar som sker i kontaktmedierna (normalt jord, vatten och sediment). Även den indirekta exponering som kan ske genom att föroreningar bioackumuleras och biomagnifieras i näringskedjorna beaktas. Biotillgänglighet, bioackumulation och biomagnifikation är viktiga faktorer för att avgöra hur stor föroreningsdos en organism får i sig.

För vattenlevande organismer baseras exponeringsbedömningen vanligen på uppmätta totalhalter eller den lösta fraktionen av föroreningen i vattenfas. Föroreningar i naturliga vatten binds ofta till lösta organiska ämnen (såsom humusämnen) eller bildar komplex med oxider, hydroxider eller salter. Att basera riskbedömningen på totalhalter kan därmed innebära att biotillgängligheten och också den verkliga exponeringen (dosen) överskattas. Det kan dock vara lämpligt att bedöma exponeringen utifrån totalhalter i ytvattnet, då det för många ämnen finns riktvärden och toxicitetsdata som baserats på totalhalter. Det är alltid viktigt att kontrollera förutsättningarna för det riskbaserade haltkriteriet man använder vid bedömningen, till exempel om haltkriteriet baseras på totalhalt eller löst fraktion i vatten.

När det gäller jord- och sedimentlevande organismer, baseras exponeringen vanligen på uppmätta halter i mediet. Biotillgänglighet är en särskilt viktig faktor att ta hänsyn till när det gäller sediment. Föroreningar som hamnar i sediment gör det i partikelform och exponeringen beror i huvudsak på hur mycket av och hur snabbt föroreningen löser sig i porvätskan. Förutom att mäta föroreningshalter i porvätska kan föroreningshalter uppskattas genom modellering. För organiska ämnen uppskattas vanligen halten i porvätskan genom jämviktsberäkningar av fördelningen av ett ämne mellan organiskt kol och porvatten (se avsnitt 5.4.1).

Vissa organismer äter jord eller sediment och för dessa är även halten i det fasta materialet relevant. För organismer som lever på ytan av ett sediment kan halten i bottenvattnet vara mer relevant för exponeringen än porvattenhalten.

BIOTILLGÄNGLIGHET VID BEDÖMNING AV MILJÖRISK

Biotillgängligheten av föroreningar i sediment och jord kan definieras som fraktionen av den totala mängden av en förorening (i porvatten, vatten och på partiklar) som är tillgänglig för organismer via respiration, föda eller direkt diffusion genom huden (Jones m.fl. 2006). Den faktiska biotillgängligheten är beroende av en mängd kemiska, fysikaliska och biologiska faktorer såsom organisk halt i jorden, pH och redoxförhållanden.

Metoder för att simulera eller mäta biologisk tillgänglighet är under utveckling. Metoderna har olika ambitionsnivå och är olika realistiska när det gäller att skatta den biologiskt tillgängliga fraktionen av en förorening. Bland annat finns följande metoder att tillgå:

- utlakningstester
- kemisk fraktionering
- biomimetriska metoder (efterliknar eller härmar biologiska system)
- mätning av föroreningsupptag och halter i organismer
- beräkning av föroreningshalter i organismer med hjälp av bioackumulationsfaktorer och biokoncentrationsfaktorer
- mätning med passiva provtagare.

Utlakningstester och kemisk fraktionering (sekventiell extraktion) används i vissa fall för att skatta den biologiska tillgängligheten av föroreningar i mark. Den kemiska fraktioneringen innebär lakning under olika betingelser för att simulera olika upptagsförhållanden. Fördelen med metoden kemisk fraktionering är att den går att standardisera och är relativt snabb att utföra. Till nackdelarna hör att lösligheten i ett extraktionsmedel inte ger ett säkert svar på föroreningarnas biotillgänglighet.

Mätning med och analys av passiva provtagare för metaller och organiska ämnen ger ett mått på den lösta halten av ämnen i vattenfasen (ytvatten, porvatten). Vid tolkning av resultaten bör man vara observant på att föroreningar kan ansamlas i den passiva provtagarens membran samt även på partiklar och mikroorganismer på membranet. Vissa passiva provtagare innehåller fettliknande substanser och avser ge ett mått på biotillgängligheten för fisk.

Att mäta föroreningshalten i organismer ger ett direkt mått på upptagen mängd och därmed exponeringen. Upptagstester kan också utföras på laboratorium, till exempel med maskar eller växter. Val av organism bör anpassas efter föroreningarnas egenskaper och var i ekosystemen effekter förväntas uppstå. För svårnedbrytbara och biomagnifierande ämnen förväntas till exempel de högsta halterna i rovdjur. Dock saknas i många fall jämförvärden som ger information om den uppmätta halten i organismen innebär en effekt eller inte. Ett ekotoxikologiskt test ger ett indirekt mått på om en organism påverkas av exponeringen för förorening eller inte. Om en effekt uppmäts i ett sådant test innebär det att föroreningen är biologiskt tillgänglig.

I de fall mätdata inte finns att tillgå, kan föroreningshalten i organismerna uppskattas genom beräkning. Det finns olika modeller. De enklaste typerna bygger på jämviktsförhållanden mellan halt i organism och halt i det förorenade mediet. Upptag från vatten brukar benämnas biokoncentration, medan upptag från både vatten och föda eller fast fas benämns bioackumulation. En förutsättning för biokoncentration och bioackumulation är att upptaget av ett ämne är större än elimineringen, det vill säga den process då organismer gör sig av med ämnet.

Biokoncentrationsfaktorn (BCF) eller bioackumulationsfaktorn (BAF) beräknas som kvoten mellan koncentration i organism och medium (till exempel vatten, jord eller sediment). Bioackumulationen påverkas av externa faktorer och för sedimentlevande organismer beräknas ”Biota sediment accumulation factor”, BSAF. Faktorn kan normaliseras till exempel mot organismens fetthalt eller halten organiskt kol i sedimentet, vilket underlättar jämförelser. BSAF-modellen kan även appliceras för markmiljö (Jones m.fl. 2006).

5.6.2 EFFEKTANALYS

Bedömningen av effekter (effekt- eller toxicitetsanalys) syftar till att ta fram underlag för att bedöma vid vilka föroreningskoncentrationer eller doser negativa effekter uppstår.

EKOTOXIKOLOGISKA EFFEKTER

Ekotoxikologiska effekter kan bedömas genom att:

- jämföra uppmätta halter och doser med ekotoxikologiska referensvärden
- utföra biologiska undersökningar
- utföra ekotoxikologiska tester på det förorenade mediet.

För de vanligaste föroreningarna finns nationella eller internationella ekotoxikologiska referensvärden. För mindre vanliga föroreningar kan man behöva söka information från databaser eller vetenskaplig litteratur.

Miljöeffekter i recipienter kan vara påvisbara, men är ofta svåra att direkt koppla till det förorenade området eller de aktuella föroreningarna. Flera källor kan orsaka samma föroreningar i en recipient. Organismer påverkas av många faktorer i miljön som födotillgång och rovdjurstryck, övergödning, syrebrist, försurning, temperatur, salthalt med mera. Dessa faktorer kan samverka, vilket kan göra det svårt att skilja effekter av föroreningar från effekter av andra faktorer (se avsnitt 5.7).

Användning av ekotoxikologiska tester och biologiska undersökningar i miljöriskbedömningar ger en möjlighet att bedöma biotillgänglighet, platsspecifika effekter och upptäcka förändringar i miljökvalitet som inte upptäcks med kemiska analyser. Detta kan till exempel vara okända föroreningar eller toxiska omvandlingsprodukter som bildas från kända föroreningar. Tester och undersökningar ger en nulägesbild. Det kan vara svårt att prognostisera effekterna av olika åtgärder eller framtida effekter eftersom spridningsförhållanden eller biotillgänglighet kan förändras. Det medför att resultaten bör tolkas med försiktighet. Gör därför en samlad analys med tonvikt på de lägre halterna för effekt som undersökningar och tester ger och utnyttja resultat från undersökningar av flera länkar i orsakskedjan för att öka säkerheten i miljöriskbedömningen.

EKOTOXIKOLOGISKA REFERENSVÄRDEN

Ett av de vanligaste tillvägagångssätten för att bedöma vid vilken exponering det föreligger en risk för negativa miljöeffekter inom ett förorenat område, är att jämföra med litteraturdata avseende ekotoxikologiska effekter. Exempel på referensvärden är:

- NOEC (no observed effect concentration), effektkoncentration där ingen effekt observerats
- LOEC (lowest observed effect concentration), lägsta observerade effektkoncentrationen
- EC50, koncentration då 50 procent av de testade organismerna uppvisar en respons
- LC50, koncentration då 50 procent av de testade organismerna dör.

Underlaget för att bedöma effekter i vattenmiljö är mer omfattande än för markmiljö. Vid framtagande av underlagsdata avseende skydd av vatten- och landmiljö till Naturvårdsverkets generella riktvärden för förorenad mark har bland annat underlag från kanadensiska och holländska myndigheter använts (Naturvårdsverket 2009b).

Flera metoder finns för att ta fram ekotoxikologiska riktvärden. De ekotoxikologiska tester som ligger till grund för toxicitetsbedömningarna delas vanligen in i akuta och kroniska tester. I akuta tester exponeras testorganismen under en relativt kort del av sin livstid (mindre än tio procent) och allvarliga effekter studeras (till exempel död). I kroniska tester exponeras testorganismen under större delen av eller hela livscykeln (från ägg till ägg), alternativt under känsliga delar av livscykeln (tidiga utvecklingsstadier såsom ägg och larver). Effekter på till exempel reproduktion eller tillväxt studeras.

Det finns också tester som är mitt emellan akuta och kroniska, så kallade subkroniska tester. Exponeringstiden i sådana tester är ofta kort och de effekter som studeras är vanligen beteendeförändringar, fysiologiska, biokemiska (till exempel enzymaktiviteter) eller organförändringar. Tester som har utförts under en längre tid är att föredra då exponeringen inom eller i anslutning till ett förorenat område i de flesta fall sker under en längre tid.

Utifrån resultatet av laboratorietester identifieras tröskelvärden som ska skydda de flesta arter i ekosystemet mot effekter av föroreningar vid långvarig exponering. Då det sällan finns uppgifter om föroreningars effekter på hela ekosystem och underlaget ofta utgörs av resultat från standardiserade toxicitetstester (utförda i laboratorium på en art) används olika typer av säkerhetsfaktorer för att kompensera för brister i dataunderlaget. En metod är att dela det lägsta effektvärdet (till exempel NOEC, LOEC, EC50 eller LC50) från ett antal toxicitetstester med en faktor (till exempel 10, 100 eller 1000) utifrån behovet av kompensation. Datakrav för val av säkerhetsfaktorer redovisas bland annat i Naturvårdsverket 2008a. Det är vanligt att använda en säkerhetsfaktor på tio för osäkerheter vid extrapolering från till exempel akuta till kroniska effekter, från laboratoriedata till effekter i fält och från inom- till mellanartsvariationer. Säkerhetsfaktorer är inte vetenskapligt baserade utan är godtyckligt valda.

Om dataunderlaget är mer omfattande kan man ta fram ett tröskelvärde utifrån den statistiska fördelningen av resultat från flera tester på flera arter (artkänslighetsfördelningar eller "Species Sensitivity distribution", SSD). Från fördelningen kan ett tröskelvärde bestämmas, vanligen en nivå som motsvarar 95:e percentilen. Tröskelvärdet är tänkt att skydda mot effekter på samhällsnivå. Metoden utnyttjas bland annat i framtagande av miljökvalitetsnormer, som anger en nivå då inga allvarliga störningar förväntas på cirka 95 procent av organismerna.

Då svenskt underlag saknas kan exempelvis generella urvalskriterier användas för att bedöma och göra ett urval av data (se ruta nedan). Vägledning för att ta fram ekotoxikologiska referensvärden finns bland annat i ECB 2003.

Enligt Suter (1996) har de flesta ekotoxikologiska referensvärdena både för- och nackdelar och inga referensvärden är genomgående för känsliga eller för okänsliga. För att inte underskatta risken rekommenderas om möjligt att flera olika typer av referensvärden används

i effektanalysen. För riskbedömning av förorenad mark har följande prioriteringsordning av vilka referensvärden som är mest lämpade för en riskbedömning angivits (RIVM 2001a, b, ECB 2003, Jones m.fl 2006):

1. referensvärden baserade på artkänslighetsfördelningar (SSD)
2. referensvärden baserade på ekotoxicitetstester kombinerade med säkerhetsfaktorer
3. referensvärden baserade på jämviktsberäkningar.

I det sistnämnda fallet kan ett referensvärde för mark beräknas utifrån ett referensvärde för vatten, motsvarande till exempel beräkningen av ett riktvärde för mark för skydd av ytvatten i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell. Beräkningen förutsätter bland annat jämvikt mellan markpartikeln och vatten och att marklevande organismer är lika känsliga som vattenlevande. Vissa riktvärden tar hänsyn till upptag via föda. Särskilt för fettlösliga föreningar kan det vara en betydande exponeringsväg.

Att tänka på vid framtagande av ekotoxikologiska referensvärden

- Standardiserade tester väljs före icke-standardiserade tester.
- Långtidsexponering väljs före akuttoxicitet.
- Effektparametrar på högre organisationsnivåer (mortalitet, reproduktion, tillväxt) väljs före lägre organisationsnivåer (biokemiska indikatorer, celler, fysiologiska parametrar).
- Testmedium med egenskaper som överensstämmer med exponeringsmediet på platsen väljs i första hand.
- Arter och livsstadier där effekter förväntas enligt problembeskrivningen väljs i första hand.
- Tester gjorda på flera koncentrationer av exponeringsmediet väljs i första hand.
- Uppmätta exponeringskoncentrationer väljs före nominella (beräknade/teoretiska).
- Redovisade former av det testade ämnet väljs i första hand.
- Statistiskt framtagna effektkoncentrationer väljs i första hand.
- Genomflödestester väljs före statiska tester (gäller vid akvatiska tester).

Exempel på hemvister för databaser med ekotoxikologiska referensvärden

- Europeiska kemikaliebyrån (ECB), databasen ESIS, <http://ecb.jrc.it/esis>
- USA:s nationella miljömyndighet (US EPA), databasen ECOTOX, <http://cfpub.epa.gov/ecotox>
- Kanadas nationella miljömyndighet (CCME), www.ccme.ca/publications
- Holländska institutet för hälsa och miljö (RIVM), www.rivm.nl/en/environmentandchemicals
- USA:s nationella hälsoinstitut, US National Library of Medicine, Environmental health and toxicology, <http://sis.nlm.nih.gov>
- USA:s nationella miljömyndighet (US EPA) i samarbete med ingenjörstrupperna (US Army), Environmental Residue-Effects Database (ERED), <http://el.erdc.usace.army.mil/ered>

BIOLOGISKA UNDERSÖKNINGAR

Biologiska undersökningar utgår ofta från kriterier som har utvecklats och används i den nationella miljöövervakningen. Kriterierna kan vara i form av biologiska index, som har utvecklats för att bedöma graden av miljöstörning. Index kan beräknas från antalet arter som förekommer i miljön, individtäthet, biomassa per areaenhet eller artfördelning. Exempel på biologiska undersökningar som används i Sverige i akvatiska miljöer finns i Naturvårdsverket 1999e och i underlagsmaterial till referenser avseende vattenmiljöer som redovisas i tabell 4.1. Jämförelse mellan exempelvis art- och individrikedom, åldersfördelning, missbildningsfrekvens, parasitangrepp eller sjukdomar inom det förorenade området och likartade referensområden utan föroreningar kan ge indikationer på påverkansgraden. Även undersökningar i områden med olika föroreningshalt, till exempel i en gradient från det förorenade området till opåverkade områden, kan ge sådan information.

Biologiska undersökningar bör liksom ekotoxicitetstester inkludera flera nivåer i näringskedjan såsom nedbrytare (till exempel bakterier), primärproducenter (alger, högre växter), primärkonsumenter (växtätare) och sekundärkonsumenter (rovdjur). I rutan här intill finns exempel på vad man bör tänka på vid planering och utförande av biologiska undersökningar i samband med fördjupade riskbedömningar.

Att tänka på vid planering av biologiska undersökningar

- Samla in data som är kopplade till övergripande åtgärds mål och problembeskrivning för det specifika området. Undersök relevanta arter, som till exempel djur på högre nivåer i näringskedjan om föroreningarna är biomagnifierande, eller filtrerande organismer om föroreningar i vatten huvudsakligen är partikelbundna.
- De undersökningstekniker/-metoder som väljs måste vara lämpade för de organismer, den årstid och de habitat (livsmiljöer) som är relevanta för riskbedömningen.
- Undersökningen bör möjliggöra statistisk utvärdering. Vissa populationer av organismer är mer variabla i tid och rum än andra. Bottenfaunasamhällen är relativt sett mer stabila, än till exempel vissa fiskarter, vilket gör dem lämpliga att studera i fältundersökningar kopplade till enskilda förorenade objekt.
- Ett referensområde väljs och beskrivs på ett sådant sätt att det möjliggör en jämförelse mellan det förorenade området och referensområdet, så att sambandet mellan exponering och effekt kan fastställas. Det ska kunna gå att skilja på vad som är naturlig variation och effekter som orsakas av föroreningen. Att studera effekter i föroreningsgradienter kan därför ofta vara ett lämpligt tillvägagångssätt.
- Storleken på området inom vilket de studerade organismerna rör sig bör inte vara mycket större än att det möjliggör att sambandet mellan exponering och effekt orsakad av det förorenade området kan fastställas. Organismer eller arter som inte är stationära är sällan att rekommendera för fältundersökningar.
- Kostnaden för att göra en viss undersökning måste kunna motiveras av säkerheten i och användbarheten av de resultat som undersökningen ger för riskbedömningen. Undersökningen bör kunna ge ett svar på om det finns ett tydligt samband mellan föroreningsexponering och effekt.
- Bra underlagsinformation om organismernas förväntade respons på exponering av de föroreningar som studeras underlättar tolkningen av resultaten från biologiska undersökningar.

EKOTOXIKOLOGISKA TESTER

Ekotoxikologiska tester kan användas för att undersöka den totala toxiciteten av de föroreningar som förekommer. Det kan vara relevant om det finns flera föroreningar med liknande effekter eller tänkbara kombinationseffekter. Ekotoxikologiska tester kan även användas för att utreda om föroreningarna är biotillgängliga (se avsnitt 5.6.1). Det är viktigt att de ekotoxikologiska testerna studerar relevanta organismer och effekter samt beaktar kroniska effekter. Det kan vara lämpligt att ett antal olika tester används, eftersom olika organismgrupper vanligen har varierande känslighet för olika föroreningar.

Idag finns relativt få standardiserade metoder för ekotoxikologisk testning av jord, medan fler tester är tillgängliga för akvatiska miljöer. Ekotoxikologiska tester som utförs på medier från det förorenade området speglar ofta förhållandena på platsen bättre än vad litteraturdata som tagits fram med hjälp av toxicitetstester på standardiserade medier i laboratorium gör. Det finns olika sätt att testa ett förorenat medium, till exempel genom:

- laborietester
- in situ-tester
- tester på exponerade organismer
- biomarkörer.

LABORORIETESTER

Ett vanligt tillvägagångssätt för att bedöma effekter är att utföra ekotoxikologiska tester på det förorenade mediet under kontrollerade former på laboratorium. Ekotoxikologiska tester kan utföras på vatten, sediment och jord och ett flertal standardiserade tester finns framtagna för framförallt vatten. Standarder avseende ekotoxikologiska tester ges ut av bland annat Svenska standardiseringsinstitutet (SIS), International Organization for Standardization (ISO), European Committee for Standardization (CEN), Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD) och American Society for Testing and Materials (ASTM). Några standardmetoder redovisas i Naturvårdsverket 1999e.

Vilket test som är bäst lämpat i det enskilda fallet beror bland annat på typen av föroreningar och vilken typ av effekter som ska studeras. Testerna kan antingen vara akuta (korttidstester) eller kroniska (större del av eller hela livscykeln). Kroniska tester är generellt att föredra. De arter som testas bör representera olika taxonomiska grupper och nivåer i näringskedjan. Testbatteriet för vatten inkluderar lämpligen en bakterie, en alg, ett kräftdjur och en fisk. Test av jord inkluderar lämpligen en bakterie, en växt, en mask och en insekt.

TESTER IN SITU

För bedömning av effekter kan test utföras genom utplacering av försöksorganismer i det förorenade mediet. In situ-tester kan fungera bra på stationära organismer såsom växter och musslor, men fungerar mindre bra på rörliga organismer. Fördelen med in situ-tester är att exponeringen motsvarar den aktuella på platsen, medan en nackdel kan vara att oönskade



Vad ska marken användas till?
Skydda markens ekosystem så
att den förväntade funktionen
uppfylls.

effekter kan uppstå på grund av försöket i sig. Exempel på in situ-test är plantering av växter eller utsättning av fiskar och musslor i en föroreningsgradient, alternativt i ett förorenat område och ett referensområde.

TESTER PÅ EXPONERADE ORGANISMER

Ett annat tillvägagångssätt är att samla in redan exponerade organismer och därefter undersöka om exponeringen för föroreningen har gett upphov till påvisbara effekter. Ett exempel är fiskar som exponerats i det förorenade området och där man sedan på laboratorium studerar till exempel effekter på äggens kläckningsfrekvens.

BIOMARKÖRER

Biomarkörer är indikatorer på toxiska effekter på biokemisk, cellulär eller fysiologisk nivå. De utgör tidiga signaler på att en organism har exponerats för en förorening och kan ta skada. Biomarkörer kan till exempel vara enzymer vars aktivitet påverkas vid exponering av föroreningar, proteiner som produceras vid hög exponering, stressproteiner eller DNA-relaterade skador.

Fördelar med biomarkörer är att det är relativt enkla, snabba och billiga tester. Nackdelar kan vara att de i vissa fall inte är tillräckligt specifika för en viss förorening. En biokemisk respons behöver inte innebära att föroreningen har någon negativ effekt på den individuella organismen, populationen eller ekosystemet. Kopplingen mellan exponering och effekt kan alltså inte fastställas med säkerhet.

Några exempel på fördelar och nackdelar med olika ekotoxikologiska laborietester ges i rutan här intill (bearbetad från Suter m.fl. 2000).

Att tänka på vid ekotoxikologiska laborietester

- Alla föroreningar som finns i mediet testas, även de som man inte har analyserat kemiskt.
- Den form i vilken föroreningarna förekommer i det förorenade mediet testas.
- Föroreningarnas biotillgänglighet testas.
- Kombinationseffekter av föroreningar testas.
- Om testet utförs i en föroreningsgradient ger det möjlighet till avgränsning av området där föroreningarna ger toxiska effekter.
- Ekotoxikologiska laborietester kan fungera som kontroll av måluppfyllelse om tester utförs efter att efterbehandlingsåtgärder utförts.
- Provtagning och transport av det förorenade mediet kan innebära att den form som föroreningarna befinner sig i ändras på grund av till exempel ändrat pH eller redoxförhållande.
- Testet i sig innebär ofta att mediet korrigeras på något sätt. Ett vanligt exempel är att pH justeras då det annars skulle vara en faktor som påverkar testorganismen negativt. Det i sin tur kan också ändra den form som föroreningarna befinner sig i och därmed också biotillgängligheten.
- Testen utförs vanligen under relativt kort tid vilket bland annat kan medföra att endast delar av de testade organismernas livscykel undersöks och att resultaten underskattar de verkliga riskerna.
- Testorganismerna kan vara känsligare eller mer tåliga än de naturligt förekommande arterna, vilket kan över- eller underskatta effekterna inom det förorenade området.

Att tänka på vid ekotoxikologiska laboratorietester

- Om det finns flera föroreningar i mediet kan det vara svårt att bedöma vilken förorening som är orsaken till effekten.
- Skillnader i andra faktorer mellan referensmediet och det förorenade mediet kan leda till felaktiga slutsatser av resultatet. Högre näringshalter i referensmediet jämfört med i det förorenade mediet kan till exempel leda till att testade växter växer bättre i referensmediet eller vice versa.
- Känsligheten för olika föroreningar varierar mellan olika organismer. Likaså är olika testvariabler (med samma organism) olika känsliga, vilket gör att en kombination av flera tester i regel behövs för att inte underskatta riskerna.

5.6.3 DIREKT SKATTNING AV RISK FÖR SKYDDSVÄRDA DJUR

I vissa fall, till exempel för hotade eller särskilt skyddsvärda djur, kan det finnas anledning att göra en direkt skattning av risken för djuren. Tillvägagångssättet är detsamma som vid direkt skattning av hälsorisker för människor (se avsnitt 5.5) och bygger på den generella riskbedömningsmetodiken med analys av exponering och effekter, följt av en riskkarakterisering.

Exponeringen uppskattas genom att mäta halter direkt i djuret (till exempel i lever eller muskel) eller genom att beräkna en dos. De exponeringsvägar som dominerar är:

- oralt via intag av föda, jord och vatten
- hudkontakt
- inandning av damm och ångor.

Den totala exponeringen beräknas som summan av exponeringarna. För många djur är dock exponering via hud och inandning försumbar i förhållande till den orala exponeringen, varför det ofta räcker med att ta hänsyn till denna exponeringsväg.

Principiellt behöver man inkludera biotillgängligheten av respektive förorening. I brist på data sätts den vanligen till ett (1), det vill säga att föroreningen är lika tillgänglig som i försöken där de toxikologiska referensvärdena bestämdes. Beräkningen kan förfinas till exempel genom att man tar hänsyn till den andel tid som djuret vistas inom det förorenade området (under normala omständigheter och vid eventuella beteendeförändringar på grund av föroreningssituationen) och biotillgänglighet. Exempel på exponeringsberäkning finns i Suter m.fl. 2000. Sammanställningar av intagshastighet och kroppsvikt, födoval, skillnader mellan kön och utvecklingsstadier, jordintag, inandning, omräkningsfaktorer mellan födans färskvikt och torrsvikt finns bland annat i USEPA 1993b och Suter m.fl. 2000. Liksom vid bedömning av direkt exponering för människa jämförs därefter den beräknade dosen med ekotoxikologiska referensvärden.

5.6.4 RISKKARAKTERISERING

Ett sätt att integrera informationen från exponerings- och effektanalysen är att använda olika typer av ekotoxikologiskt baserade referensvärden. Vid miljöriskbedömningar kan man beräkna riskkvoter genom att dividera

exponeringen (mätt eller uppskattad) med ett ekotoxikologiskt referensvärde (USEPA 1998b). Metoden utnyttjas bland annat i det europeiska ramverket för bedömning av nya och existerande kemikalier (ECB 2003). I inledande bedömningar beräknas kvoten mellan exponering uttryckt som beräknad koncentration i miljön (predicted environmental concentration, PEC) och effekten uttryckt som ekotoxikologiska riktvärden (probable no effect concentration, PNEC).

Bedömningarna blir mer realistiska till exempel genom att PEC mäts i stället för att beräknas. I riskbedömningar av förorenad mark motsvarar detta till exempel steget från att utifrån riktvärdesmodellen beräkna halter i grund- och ytvatten till att mäta dessa.

I den fördjupade riskbedömningen bör man även hänsyn tas till eventuella kombinationseffekter mellan olika ämnen. Om man antar att effekterna adderar till varandra, kan till exempel den totala risken beräknas genom summan av de enskilda ämnens riskkvoter (RK), enligt till exempel Suter m.fl. (2003):

$$RK = \sum(PEC_i/PNEC_i)$$

När den uträknade riskkvoten blir större än ett förutbestämt värde (ofta 1) kan risken för de ämnen vars riskkvot överskrider det förutbestämda värdet bedömas vara potentiellt miljöfarliga. Om indikationer finns på kombinationseffekter så är det dock ofta lämpligt att testa toxiciteten direkt i det förorenade mediet.

5.7 Kombinationseffekter

På många förorenade objekt finns flera föroreningar. Giftigheten (toxiciteten) hos ett kemiskt ämne påverkas ofta men inte alltid av förekomsten av andra ämnen. Det är därför viktigt att i riskkaraktiseringen utvärdera om förekommande ämnen interagerar. De huvudsakliga typerna av kombinationseffekter mellan ämnen är:

- additiva
- synergistiska
- antagonistiska.

Koncentrationsadditiva effekter innebär att den kombinerade toxiska effekten av flera kemikalier är lika med summan av de enskilda ämnens toxicitet. Det betyder att deras bidrag till blandningens toxicitet står i proportion till deras koncentration. Ämnen med liknande toxisk effekt, eller ämnen som ger upphov till liknande giftiga metaboliter, ger företrädesvis additiva effekter. Exempel på sådana kemiska ämnen är polyklorerade dioxiner och dibensofuraner som har likartad kemisk struktur och liknande toxisk verkan hos människor. Additiva effekter anses vara den vanligaste kombinationseffekten för kemikalier som förekommer i låga koncentrationer och som människan exponeras för i låga doser, vilket är vanligt för förorenade områden. I omfattande litteraturgenomgångar har man funnit att 75 till 80 procent av blandningar med två till fyra ingående ämnen har koncentrationsadditiva egenskaper (Sweco Viak 2008).

Synergistiska effekter innebär att den kombinerade effekten av två eller flera kemiska ämnen är signifikant större än summan av de enskilda ämnenas toxicitet.

Antagonistiska effekter innebär att den kombinerade toxiska effekten av två eller flera kemiska ämnen är signifikant mindre än summan de enskilda ämnenas toxicitet. Exempel på detta är om människan exponeras för kadmium och zink, som båda ”tävlar” om samma kemiska bindningsplatser i kroppen.

Det är i princip omöjligt att testa toxiciteten för alla tänkbara kombinationer av föroreningar. En utvärdering av till exempel alla kombinationer av tio ämnen skulle kräva minst 1 000 tester. Därtill kommer också samverkan med naturliga stressfaktorer, som till exempel födobrist, suboptimala kemiska-fysikaliska förhållanden, vatten- och syrebrist. Osäkerheterna relaterade till kombinationseffekter kan hanteras genom:

- säkerhetsfaktorer
- ekotoxikologiska tester och biologiska undersökningar
- beräkningsmodeller.

Vid extrapolering av laboratorietester utnyttjas ofta säkerhetsfaktorer för att hantera osäkerheten. Ekotoxikologiska tester med material och organismer från det förorenade området ger en möjlighet till platsspecifik information om den samlade effekten av kända, eventuella oidentifierade föroreningar och övriga platsspecifika faktorer.

En sammanställning av beräkningsmodeller för att uppskatta toxiciteten av kemikalieblandningar har gjorts av Sweco Viak (2008). Redovisade modeller utgår från tre olika fall där kemikalierna:

- är funktionellt oberoende
- har samma verkningsmekanism, påverkar samma struktur eller funktion eller har likartad kemisk struktur
- interagerar genom synergier eller antagonism.

Det finns även fysiologiskt baserade farmakokinetiska (PBPK) modeller som beskriver omsättning och toxiska mekanismer för kemikalier i blandningar (Sweco Viak 2008). Modeller som bygger på kvantitativa relationer mellan kemisk struktur och toxisk effekt (QSAR) har utvecklats för att förutsäga toxiciteten av blandningar. Modellerna förutsätter att man känner till blandningarnas komponenter och att de kan representeras med översiktliga kemiska egenskaper, såsom till exempel hydrofobicitet. Det är i dagsläget mindre vanligt att denna typ av modeller används i miljöriskbedömningar.

5.8 Sammanfattande riskbedömning

I den sammanfattande riskbedömningen väger man samman slutsatserna från riskkarakteriseringen av människors hälsa, miljö och naturresurser. Detta i syfte att sammanfatta vilka risker som föroreningssituationen innebär för hälsa, miljö och naturresurser idag och i framtiden. Den sammanfattande riskbedömningen ska också svara på hur mycket riskerna behöver reduceras för att oacceptabla effekter inte ska uppstå och för att de övergripande åtgärdsmålen för området ska uppnås.

Den konceptuella modellen är ett bra hjälpmedel i sammanfattningen. Man utgår från problembeskrivningen och den analys av föroreningskällor som gjorts, de skyddsobjekt som har identifierats, de exponeringsvägar som är aktuella, de spridningsmekanismer som förekommer och den belastning som det förorenade området innebär. Vid sammanvägningen bör man så detaljerat och kvantitativt som möjligt redovisa vad som är styrande för bedömningen av behovet av riskreduktion. En sammanvägning av resultat från flera oberoende undersökningar kan öka säkerheten i bedömningen av risker och belastning (se vidare avsnitt 5.9 om hur osäkerheter kan hanteras).

Slutsatserna av samtliga undersökningar, beräkningar och bedömningar bör sammanfattas och redovisas överskådligt och lättfattligt. Som underlag till åtgärdsutredningen och riskvärderingen bör följande ingå:

■ Konceptuell modell

Sammanfatta kort den aktuella föroreningssituationen, både avseende föroreningshalter och mängder. Motivera eventuella delområdesindelningar (som gjorts i riskbedömningssyfte), till exempel utgående från föroreningssituationen i plan och djup eller skillnader i jordart. Redovisa kända exponerings- och spridningsvägar och identifierade skyddsobjekt liksom händelser som kan förändra risker och belastning i framtiden. Osäkerheter bör redovisas och man bör sammanfatta hur osäkerheterna har hanterats. Redogör för undersökta orsakssamband och väg samman resultat från olika fältmätningar, tester eller modelleringar. Redovisa till exempel om olika scenarier har utvärderats, jämförelser mellan olika beräkningar eller fältmätningar som utförts och hur stor variabilitet och osäkerhet som finns i underlagsdata.

■ Styrande miljö- och hälsorisker

Utgående från riskkarakteriseringen sammanfattas de miljö- och hälsorisker som finns i nuläget eller som kan uppstå i framtiden. Specificera så långt det är möjligt vilken exponering som inte kan tolereras, var och när den kan uppstå samt vilka effekter som kan uppstå om riskerna inte reduceras.

■ Nuvarande och framtida belastning

En fördjupad riskbedömning ger vanligtvis ett kvantitativt underlag för att bedöma belastningens storlek idag och på längre sikt. Sammanfatta och beskriv resultatet av belastningsuppskattningar och vad bidraget från det förorenade området innebär, till exempel i relation till andra relevanta föroreningskällor, föroreningskällans

och områdets storlek, spridningens varaktighet och förändring över tid, recipientens volym och omsättning samt möjliga framtida förändringar som kan ge en belastningsökning.

■ **Bedömning av behovet av riskreduktion**

Redovisa om behov av riskreduktion föreligger, det vill säga var och hur mycket risker och belastning behöver reduceras för att oacceptabla effekter ska undvikas och för att de övergripande åtgärds målen för området ska uppnås.

■ **Översiktlig bedömning av inriktning på åtgärder**

Om riskbedömningen visar att det finns ett behov av riskreduktion, bör man också göra en första översiktlig bedömning av vilken typ av efterbehandlingsåtgärder som behövs. Åtgärder kan behövas för att reducera föroreningskällan eller för att begränsa spridnings- eller exponeringsrisker genom skyddsåtgärder. Det kan också handla om en kombination av de båda angreppssätten. I detta skede uppskattar man vilken typ av åtgärder som kan vara aktuella, som ett underlag för en åtgärdsutredning. Som underlag bör man också översiktligt uppskatta de eventuella risker som kan uppstå i samband med att en åtgärd vidtas. En detaljerad bedömning av detta görs sedan i samband med åtgärdsutredningen, som underlag till riskvärderingen och projekteringen.

Exempel på innehållsförteckning för redovisning av en riskbedömning finns i kapitel 6.

5.9 Osäkerheter

Arbetet med en fördjupad riskbedömning omfattar datainsamling, analys, beräkningar och bedömningar. I alla dessa moment finns osäkerheter. Osäkerheterna kan finnas i provtagning och analys, i problembeskrivningen (till exempel i konceptuella modellen), i exponeringsbedömningen (till exempel i exponerings- och spridningsmodeller) och i effektanalysen (till exempel dos-effekt-samband).

I riskbedömningen bör man beskriva och bedöma de osäkerheter som finns i processen. Syftet är att förstå och lyfta fram osäkerheterna och beskriva hur man har hanterat dem. Det kan man göra genom kvalitativa bedömningar, redovisning av olika alternativa angreppssätt eller med hjälp av kvantitativa beräkningar. På det sättet kan man tydliggöra tillförlitligheten i riskbedömningen och de säkerhetsmarginaler som finns. Man får på så sätt ett bättre underlag för åtgärdsutredning och riskvärdering och i förlängningen en bättre grund för ett beslut om efterbehandlingsåtgärd.

5.9.1 OLIKA TYPER AV OSÄKERHETER

Osäkerhet kan orsakas av bristande kunskap, till exempel hur mycket föroreningar som finns i ett kontaktmedium eller hur föroreningar sprids eller människor kan exponeras. Osäkerhet av den här typen brukar kallas kunskapsosäkerhet. Denna typ av osäkerhet kan i princip minskas genom ytterligare undersökningar och utredningar, men möjligheten att göra så är

ofta begränsad av resurser såsom tid och pengar. Osäkerheter i samband med provtagning och analysresultat berörs i kapitel 3.2.2. och 3.2.3.

En annan typ av osäkerhet är variabilitet eller den slumpmässiga osäkerheten som orsakas av naturlig variation, till exempel mellan individer, olika platser eller över tid. Variabiliteten är en egenskap hos det system man ska studera, men den kan på olika sätt bidra till osäkerheten. Ett utökad dataunderlag ger bättre kunskap om variabiliteten, men den kan aldrig elimineras.

Osäkerheter kan delas in på olika sätt. Ett vanligt sätt är att man gör det utifrån dess ursprung (USEPA 2001, Öberg 2006), i till exempel följande kategorier:

- konceptuella osäkerheter
- modellosäkerheter
- dataosäkerheter
- variabilitet
- osäkerhet i modellparametrar.

KONCEPTUELLA OSÄKERHETER

Konceptuella osäkerheter beror på brister i problemformulering och konceptuell modell. Osäkerheterna kan till exempel avse vilka föreningar som förekommer, hur de samverkar, spridningsvägarna mellan föroreningskällan och skyddsobjektet, hur och när exponering kan ske, markanvändningen eller vilka aktiviteter som kan förväntas förekomma på området. Konceptuella osäkerheter uppstår också när effekten av framtida förhållanden ska bedömas.

MODELLOSÄKERHETER

I riskbedömningar används ofta matematiska modeller för att beräkna exponering, föroreningstransport och dos-effektsamband. De modeller som används är kraftigt förenklade jämfört med de verkliga processer och förhållanden de beskriver. Modellosäkerheter kan bero på otillräcklig kunskap om styrande processer eller brister i modellens struktur. Modeller är framtagna för vissa förutsättningar och baseras på data för vissa givna förhållanden. Därför kan osäkerheter uppkomma på grund av bristande tillämplighet i det aktuella fallet.

Osäkerheter i Naturvårdsverkets modell för beräkning av riktvärden för förorenad mark beskrivs och diskuteras i rapporten ”Riktvärden för förorenad mark” (Naturvårdsverket 2009b).

DATAOSÄKERHETER

De data som används i en riskbedömning kan vara behäftade med osäkerheter på grund av brister i provtagning, mätmetoder eller till följd av rena mätfel. Många parametrar uppvisar också en stor naturlig variation, till exempel mellan olika individer, i rummet eller i tiden. Detta ger osäkerheter både i exponeringsbedömningen och i riskkaraktiseringen.

VARIABILITET

Variabilitet avser den naturliga variationen som finns i ett system, till exempel miljövariabler som temperatur, nederbörd eller markegenskaper. Den naturliga variationen mellan individer, såsom variationer i jordintag eller känslighet för en förorening, kan ha stor betydelse i en riskbedömning. Livsstil, matvanor, kroppsbyggnad, kön, sjukdomar och yrke är ytterligare faktorer som kan inverka på bedömningen av hälsorisker.

Vidare kan rumslig variation, till exempel utbredning av en förorening eller varierande markförhållanden, ha stor inverkan på osäkerheten i en riskbedömning (Starzec, m.fl. 2008). Ett sådant exempel är variationen i hydraulisk konduktivitet i heterogena material som fyllningsjordar och morän. Där kan skillnaden i värden mellan närliggande mätpunkter vara upp till två tiopotenser. Detta kan ge stora osäkerheter vid mätningar och modellering.

Variationer över tid kan också vara viktiga. Säsongsvariationer i tillväxt och nedbrytning av biomassa eller vattenflöden är några exempel. Variationer över tiden förekommer också hos enskilda individer, exempelvis avseende livsmedelsintag eller andningsvolym.

OSÄKERHET I MODELLPARAMETRAR

I matematiska modeller ingår en uppsättning parametrar. Värdet på dessa parametrar kan tas fram från mätningar som görs på platsen eller utifrån allmän information och generella data. I båda fallen är parametervärdena behäftade med osäkerhet. Det beror dels på osäkerheter som finns i mätdata, dels på hur dessa bearbetas för att passa som parametrar i modellen till exempel vid beräkning av representativa värden för spridning, exponering eller påverkan på organismer. Det är därför viktigt att tänka igenom vilka metoder som används för att ta fram parametrar. En parameter kan ha stor rumslig variabilitet (såsom hydraulisk konduktivitet och fastläggning) eller uppvisa stor variation över tiden (såsom nederbörd och vattenflöden). Vilka parametrar som används och hur de tas fram beror på valet av modell. Osäkerheten i modellparametrar är därför starkt kopplad till modellosäkerheten. Parametrar i en modell kan också vara beroende sinsemellan. Det medför ytterligare osäkerhet.

5.9.2 HUR MAN KAN HANTERA OSÄKERHETER

Man kan beakta osäkerheterna i en riskbedömning genom att konsekvent välja de mest ogynnsamma förhållandena i alla bedömningssteg. Ett sådant tillvägagångssätt kan lätt resultera i orealistiska uppskattningar av risken. Det är inte alltid uppenbart vad som är det mest ogynnsamma valet av en parameter. I praktiken strävar man efter försiktiga, men inte orealistiska skattningar. Osäkerheten kan dock fortfarande vara otvetydig och säkerhetsmarginalen är okänd. Därför är det ofta värdefullt att använda andra metoder för att hantera osäkerheterna i en riskbedömning. Detta kan göras bland annat genom:

- kvalitativa bedömningar
- olika alternativa angreppssätt
- kvantitativa beräkningar.

KVALITATIVA BEDÖMNINGAR

De osäkerheter som är svårast att bedöma är de som beror på att någon del i problembeskrivningen har förbisetts eller att den konceptuella modellen i sig är felaktig. I dessa fall görs ofta en kvalitativ bedömning av osäkerheten. Det innebär att man beskriver osäkerheterna och bedömer deras betydelse för resultatet. Det kan göras med hjälp av expertbedömningar men även med hjälp av mer avancerade metoder. Exempel på det är funktionsanalys och scenarioanalys, som kan användas för att på ett mer systematiskt sätt identifiera osäkerheter (Höglund m.fl. 2008).

OLIKA ALTERNATIVA ANGREPPSSÄTT

Många typer av osäkerheter kan inte direkt kvantifieras. En metod för att bedöma effekten av sådana osäkerheter är att använda olika alternativa angreppssätt för hela eller delar av en riskbedömning. Ett angreppssätt för att se hur konceptuella osäkerheter påverkar resultatet är att genomföra parallella beräkningar utgående från olika, rimliga och motiverade konceptuella antaganden (scenarier). Genom att jämföra utfallet av beräkningarna för de olika scenarierna kan inverkan av osäkerheten bedömas. Ett exempel är att man gör olika antaganden om framtida markanvändning. Om man utför riktvärdesberäkningar som stöd för sin riskbedömning, kan skillnaden mellan riktvärden som beräknas för olika scenarier användas i skattningen av osäkerheten. Är skillnaderna betydande kan man överväga kompletterande undersökningar.

En metodik för att ta fram scenarier är att använda interaktionsmatriser som ingående beskriver hur det studerade systemet fungerar (Höglund m.fl. 2008). Interaktionsmatriser ger en möjlighet att systematiskt beskriva hur ett system förväntas reagera på förändrade förhållanden eller yttre störningar. Metoden är dock mycket arbetsintensiv.

För att undersöka påverkan av modellosäkerheter kan flera beräkningar göras med olika alternativa modeller. Det kan gälla ett helt modellsystem eller delar av ett modellsystem. Ett exempel är att använda olika transport- och exponeringsmodeller med ökad komplexitet i beskrivningen av processerna. Ökad komplexitet medför dock ofta nya osäkerheter, till exempel i bestämningen av de ingående parametrarna. Resultaten av att använda komplexa modeller är därför inte alltid mer tillförlitliga än resultaten av enklare beräkningar. Ofta kan enkla men robusta modeller användas för att avgränsa modellosäkerheten. Undersökningar av modellosäkerheter kan vara tidsödande och resultaten kan ibland vara svåra att tolka och jämföra.

Ett sätt att minska osäkerheterna i en riskbedömning istället är att undersöka orsakssambanden i delar av eller hela orsakskedjan, från förekomst av förorening till hälso- och miljöeffekter. Om resultaten från flera oberoende undersökningar, tester eller modelleringar styrker orsakssambanden blir riskbedömningen säkrare. Mer om detta återfinns i kapitel 5.3.

KVANTITATIVA BERÄKNINGAR

Kvantitativa beräkningar kan användas för att bedöma hur dataosäkerheter och parameterosäkerheter påverkar resultat av beräkningar i en riskbedömning. Ofta skiljer man på känslighetsanalys och osäkerhetsanalys. I en känslighetsanalys försöker man identifiera de data och de

parametrar som har störst betydelse för det slutliga resultatet. Det kan sedan användas som underlag för att bedöma behovet av mer undersökningar eller utredningar som kan öka kunskapen och därigenom minska osäkerheten.

I en osäkerhetsanalys går man ett steg vidare och undersöker den samlade osäkerheten i ett modellsystem genom att variera de ingående parametrarna utifrån deras förväntade osäkerhet och variabilitet. Det kan ofta vara motiverat att skilja mellan osäkerhet (såsom bristande kunskap om till exempel fördelningsfaktorn för ett ämne) och variabilitet (exempelvis skillnad i kroppsvikt mellan olika individer).

5.9.3 EXEMPEL PÅ BERÄKNINGSMETODER

PUNKTSKATTNING OCH INTERVALLBERÄKNING

Om man använder riktvärdesberäkningar som stöd i sin riskbedömning jämför man vanligen en punktskattning av föroreningshalter med en punktskattning av riktvärdet. Punktskattning innebär att alla modellparametrar i en modell ges fasta värden. I en punktskattning kan man försöka spegla osäkerheter genom att välja ogynnsamma eller försiktiga skattningar. Med denna metod framgår inte tydligt hur osäkerheten påverkar det slutliga resultatet.

Ett sätt att undersöka känsligheten för variationer i enskilda parametrar är att variera dessa var för sig och studera utfallet av beräkningarna. När man använder Naturvårdsverkets riktvärdesmodell för förorenad mark i riskbedömningen kan en enkel känslighetsanalys göras med hjälp av beräkningsprogrammets redovisningsdel (fliken ”Riktvärden”, se även kap. 4.5).

I en fördjupad riskbedömning då flera exponeringsvägar kan ha betydelse kan många olika parametrar behöva varieras. Tillvägagångssättet är enkelt att förstå men kan bli tidsödande och oöverskådligt om det är många alternativ som behöver utvärderas. En annan metod för att undersöka känsligheten för ändringar i ingångsparametrarna är att beräkna de partiella derivatorna med avseende på resultatet. Båda metoderna beskrivs i USEPA 2001, Öberg m.fl. 2006 samt Öberg 2009.

Ett enkelt sätt att tydliggöra osäkerheter är att genomföra intervallberäkningar. Det gör man genom att komplettera punktskattningen med ett alternativ där den bästa skattningen, det mest sannolika värdet, väljs för alla ingående modellparametrar. Resultatet blir ett intervall från en bästa till en försiktig skattning. Det går då att utläsa vilken säkerhetsmarginal som finns i resultatet, liksom vilken förbättringspotential som finns.

Intervallberäkningar kan formaliseras så att resultatet från en beräkning täcker in hela det möjliga utfallet för exempelvis exponering. I en intervallberäkning görs inga antaganden om beroenden mellan olika faktorer. Det går dock inte att direkt räkna ut ett platsspecifikt riktvärde utan detta måste ske iterativt. Intervallskattningar är konsistenta och tillämpbara på alla typer av osäkerhet och variabilitet, men utnyttjar inte tillgänglig kunskap. Hur man kan göra intervallberäkningar finns beskrivet i Öberg m.fl. 2006 och Öberg 2009.

SANNOLIKHETSBASERAT ANGREPPSSÄTT

Ett sannolikhetsbaserat (probabilistiskt) angreppssätt i en osäkerhetsanalys kan vara ett alternativ när osäkerheterna är stora och när de bedöms

kunna påverka slutsatsen om behovet av riskreduktion och i förlängningen omfattningen av efterbehandlingsåtgärderna (Öberg m.fl. 2006). Ofta finns mer detaljerad information om parametervärden än ett högsta och ett lägsta värde. För många egenskaper, exempelvis kroppsvikt, kan den naturliga variationen beskrivas med sannolikhetsfördelningar som normal- eller lognormalfördelning. Filipsson m.fl. 2008 har sammanställt exponeringsfaktorer och redovisar osäkerhetsintervall samt, där data finns, faktorernas variabilitet. När kännedom saknas om den exakta fördelningen, kan osäkerheten i vissa fall ändå beskrivas av en fördelning baserad på antaganden eller expertbedömningar. Valet av sannolikhetsfördelningar är en viktig faktor för utfallet i en sannolikhetsbaserad osäkerhetsanalys, enligt Öberg 2006.

Skattningen av till exempel exponering kan sedan ske med numeriska metoder, där Monte Carlo-simulering är det vanligaste förfarandet. I en Monte Carlo-simulering upprepas beräkningarna många gånger och parametervärden väljs slumpvis från angivna sannolikhetsfördelningar. Det innebär i princip många punktskattningar men med olika ingångsvärden slumpmässigt valda från fördelningarna. Beskrivning av osäkerhet med sannolikhetsfördelningar förutsätter att felen (avvikelserna) är små, oberoende och slumpmässiga. Beroenden mellan modellparametrar måste hanteras specifikt i en Monte Carlo-simulering och begränsningarna för direkt uträkning av riktvärden är samma som för intervallmetoden. Hur man praktiskt kan genomföra Monte Carlo-simulering framgår till exempel av anvisningar från USEPA (1997 och 2001) eller i Öberg m.fl. 2006 och Öberg 2009).

Vid utvärdering av känsligheten i Monte Carlo-simuleringar är det vanligt att direkt granska sambanden mellan simulerade parametervärden och modellresultatet. Ofta brukar korrelationskoefficienten användas som ett mått på känsligheten. Den vanliga korrelationskoefficienten, Pearsons korrelationskoefficient, förutsätter ett linjärt samband och normalfördelade data. Fler exempel på metoder för att utvärdera känsligheten finns i Cullen och Frey 1999.

”Probability bounds”-analys är ett mellanting mellan intervallskattningar och fördelningar där tillgänglig kunskap används fullt ut men inga antaganden därutöver görs. Metoden utgör ett alternativ till Monte Carlo-simuleringar. Mer om detta återfinns i Öberg m.fl. 2006 och Öberg 2009.

Sannolikhetsbaserade metoder har fått en ökad användning och forsknings- och utvecklingsarbete pågår (se till exempel sammanställningar i Öberg 2006, Öberg m.fl. 2006, Gustafsson L-G m.fl. 2006; Gustafsson och Refsgaard 2007 och Starzec m.fl. 2008). I Starzec m.fl. 2008 diskuteras kvantitativ analys av osäkerheter med fokus på dess konsekvenser för riskbedömning och kvaliteten på beslutsunderlag inför fortsatta utredningar. I rapporten redovisas bland annat frågeställningar om hur osäkerheter i beskrivning av föroreningskällan påverkar riskbedömningen vid heterogen fördelning av föroreningen, hur osäkerheter i rumslig utbredning av en förorening påverkar exponeringen och därmed risken och hur osäkerheter i ekotoxikologiska exponeringsmodeller beror på djurs vandringsmönster i förhållande till den rumsliga fördelningen av föroreningen. Mer information om sannolikhetsbaserade angreppssätt i riskbedömningar finns vidare i bland annat USEPA 1997 och 2001.

6 Dokumentation

För att fatta välgrundade beslut med avseende på hälso- och miljörisker och behov av riskreduktion bör riskbedömningar dokumenteras på ett tydligt och enhetligt sätt. En riskbedömning behöver vara transparent. Dokumentationen måste göra det möjligt för personer som inte varit med i arbetet att sätta sig in i problematiken, följa resonemangen och förstå resultaten.

Dokumentationen är också viktig för att kunna jämföra riskbedömningar från olika förorenade områden, till exempel för att kunna prioritera mellan efterbehandlingsåtgärder. I tabell 6.1 redovisas ett exempel på innehållsförteckning som kan användas när en riskbedömning redovisas. Förteckningen visar översiktligt vad som bör dokumenteras och redovisas. Redovisningens omfattning anpassas till ambitionsnivån i riskbedömningen och till de förutsättningar och frågeställningar som gäller för det specifika förorenade området.

Av redovisningen bör det framgå vilken metodik och vilken underlagsdata som har använts. Valda parametrar i beräkningar liksom bedömningar och antaganden som gjorts bör motiveras och redovisas.

I dokumentationen bör också ingå att redovisa eller hänvisa till det bakgrundsmaterial som har använts för riskbedömningen, såsom områdesbeskrivning, historik, utförda undersökningar samt hydrogeologiska förhållanden. Dessa delar utgör ett viktigt underlag i riskbedömningen. I de fall där sådant underlag redovisas separat bör riskbedömningen inledas med en sammanfattning av bakgrundsmaterialet, inklusive hänvisning till källan. Om man i riskbedömningen har använt

■ Sammanfattning av kapitel 6

Genom hela riskbedömningsprocessen, oavsett om det är en förenklad eller fördjupad riskbedömning, bör de olika stegen dokumenteras. Metodik, underlagsdata, valda parametrar i beräkningar, bedömningar och antaganden som har gjorts bör motiveras väl och redovisas. Det utgör grunden för att kunna fatta välgrundade beslut om hur man ska hantera ett område med avseende på hälso- och miljörisker och behov av riskreduktion. Genom noggrann och tydlig dokumentation blir riskbedömningen transparent och går att följa även för dem som inte har deltagit i arbetet. Riskbedömningen utgör underlag till åtgärdsutredningen och riskvärderingen.

Tabell 6.1. Exempel på innehållsförteckning för redovisning av en riskbedömning av förorenade områden. Redovisningen bör anpassas till riskbedömningens ambitionsnivå.

beräkningsprogrammet för att beräkna riktvärden för förorenad mark (se Naturvårdsverket 2009b) bör man bilägga de sammanställningar som genereras av beräkningsprogrammet till dokumentationen (till exempel blad "Uttagsrapport", "Avvikelse ämnesdata", "Riktvärden" och "Halter").

Dokumentationen av riskbedömningen utgör underlag för de fortsatta stegen i utredningsprocessen för att välja efterbehandlingsåtgärd, framförallt för åtgärdsutredningen och riskvärderingen.

EXEMPEL PÅ HUVUDRUBRIKER	EXEMPEL PÅ UNDERRUBRIKER
Bakgrund och syfte	Övergripande åtgärds mål
Utförda undersökningar	
Områdesbeskrivning	Nuvarande och historiska verksamheter Mark- eller områdesanvändning Hydrogeologiska och geologiska förhållanden Recipienter och utspädningsförhållanden Bakgrundshalter
Föroreningssituationen	Aktuella föroreningshalter och föroreningsmängder Avgränsning i plan och profil, delområdesindelning Representativa halter i förorenade spridnings- och kontaktmedier
Problembeskrivning	Riskbedömningens syfte och avgränsning Föroreningskällor och föroreningarnas egenskaper Spridnings- och exponeringsvägar Skyddsobjekt, skyddsvärde och känslighet Framtidsscenarioer, händelse-scenarioer Konceptuell modell Kunskapsluckor och motiv för eventuella kompletterande undersökningar
Föroreningsspridning och belastning	Utlakning och fastläggning av föroreningar Föroreningsspridning (spridningsvägar och medier) Föroreningsbelastning (nuvarande och uppskattning av framtida)
Hälsorisker	Exponeringsvägar och vistelsetider för skyddsobjekten Biotillgänglighet, bioackumulation och nedbrytning Generella eller platsspecifika rikt- och gränsvärden (eller andra haltkriterier), tillämpbarhet och förutsättningar, toxikologiska referensvärden Utvärdering av exponering mot riskbaserade haltkriterier Kombinationseffekter
Miljörisker	Biotillgänglighet, bioackumulation och nedbrytning Generella eller platsspecifika rikt- och gränsvärden (eller andra haltkriterier), tillämpbarhet och förutsättningar Biologiska undersökningar Ekotoxikologiska tester Utvärdering av exponering mot riskbaserade haltkriterier Kombinationseffekter
Sammanfattande riskbedömning	Uppdaterad konceptuell modell Styrande hälso- och miljörisker på kort och lång sikt Nuvarande och framtida belastning Behov av riskreduktion avseende hälsa, miljö och naturresurser Inriktning på efterbehandlingsåtgärderna ("funktionskrav") Preliminär bedömning av risker under åtgärdsfasen Redovisning av osäkerheter och hur dessa har hanterats

Referenser

- Arbetsmiljöverket (2005).** *Arbetsmiljöverkets föreskrifter om hygieniska gränsvärden och åtgärder mot luftföroreningar.* AFS 2005:17.
- Banverket (2007).** *Banverkets standard BVS 581.161. Bilaga B 0:2 (Frostdjupskartor).* JärnvägsAMA. Banverkets kompletteringar till AMA98, version 2. Daterad 2007-02-01.
- Berggren Kleja D, Elert M, Gustafsson J P, Jarvis, N och Norrström A-C (2006).** *Metallers mobilitet i mark.* Naturvårdsverket rapport 5536 (Hållbar sanering).
- Bjerre-Hansen J och Andersen L (2006).** *Lakteter för riskbedömning av förorenade områden.* Underlagsrapport 2a och 2b. Naturvårdsverket rapport 5557 (Hållbar sanering).
- Bockting G J M, Koolenbrander J G M och Swartjes F A (1996).** *SEDISOIL, Model for calculating human exposure due to contaminated sediments.* RIVM Bilthoven, Report nr 715810011.
- von Brömssen M, Gunnemyr L, Lindstrand O och Jonasson S (2006).** *Modeller för transport och spridning av föroreningar fas 1. Förstudie – användningen av numeriska beräkningsmodeller för beskrivning av transport och spridning av föroreningar i grundvatten.* Naturvårdsverket rapport 5541 (Hållbar sanering).
- CCME (1996–2003).** *Canadian Water Quality Guidelines.* Canadian Council of Ministers of the Environment. Kontinuerligt uppdaterad.
- Cullen A C och Frey H C (1999).** *Probabilistic Techniques in Exposure Assessment: A Handbook for Dealing with Variability and Uncertainty in Models and Inputs.* New York, Plenum Press.
- Deutsch C V och Journel A G (1998).** *GSLIB. Geostatistical software library and user's guide.* Second edition. Oxford University Press, New York.
- ECB (2003).** *European Commission Technical Guidance Document on Risk Assessment. Part 1.* European Chemicals Bureau.
- EG (2004).** Europaparlamentets och rådets förordning (EG) nr 850/2004 av den 29 april 2004 om långlivade organiska föroreningar.
- EG (2008).** Europaparlamentets och rådets direktiv 2008/105/EG av den 16 december 2008 om miljökvalitetsnormer inom vattenpolitikens område.
- Elert M (2006).** *Bedömning av riskreduktion vid efterbehandling – Fas 1. Delrapport 2. Inventering av metoder för riskbedömning av spridning från förorenade områden.* Naturvårdsverket rapport 5540 (Hållbar sanering).

- Elert M, Fanger G, Höglund L-O, Jones C, Suér P, Wasstein E, Bjerre-Hansen J och Grøn C (2006).** *Lakteter för riskbedömning av förorenade områden. Huvudrapport och underlagsrapport 1a.* Naturvårdsverket rapport 5535 (Hållbar sanering).
- Elert M och Yesilova H (2008).** *Bedömning av riskreduktion vid efterbehandling – Fas 2.* Naturvårdsverket rapport 5867 (Hållbar sanering).
- Englöv P, Evan E, Durant N, Dall-Jepsen J, Höjbjerg Jörgensen T, Nielsen J och Törneman N (2007).** *Klorerade lösningsmedel. Identifiering och val av efterbehandlingsmetod.* Naturvårdsverket rapport 5663 (Hållbar sanering).
- Environment Canada (1997).** *Environmental assessments of the priority substances under the Canadian environmental protection act.* Guidance manual, version 1.0. EPS 2/CC/3E Chemicals Evaluation Division, Commercial Chemicals Evaluation Branch.
- Environment Canada (2007a).** Canadian Environmental Quality Guidelines. Sediment assessment series. *Basic Concepts and Program Highlights. Ecosystem Health: Science-based Solutions.* Factsheet 1 (<http://www.ec.gc.ca/CEQG-RCQE/>)
- Environment Canada (2007b).** Canadian Environmental Quality Guidelines. Sediment assessment series. *Chemical-Specific Sediment Quality Guidelines. Ecosystem Health: Science-based Solutions.* Factsheet 2 (<http://www.ec.gc.ca/CEQG-RCQE/>)
- Fanger G, Elert M, Höglund L-O och Jones C (2006).** *Lakteter för riskbedömning av förorenade områden – Underlagsrapport 3: Sammanställning av underlagsdata och användning av modeller för tolkning av lakteter.* Naturvårdsverket rapport 5558 (Hållbar sanering).
- Filipsson M, Bergbäck B och Öberg T (2008).** *Exponeringsfaktorer vid riskbedömning. Inventering av dataunderlag.* Naturvårdsverket rapport 5802 (Hållbar sanering).
- Gilbert R O (1987).** *Statistical methods for environmental pollution monitoring.* John Wiley & Sons, New York.
- Gilek M, Jones C, Allard A-S, Gunnarsson J, Lenoir L, Persson T, Taylor A och Yesilova H (2009).** *Metodik för miljöriskbedömning av förorenade områden.* Naturvårdsverket rapport 5928 (Hållbar sanering).
- Grøn C (2006).** *Lakteter för riskbedömning av förorenade områden – Underlagsrapport 2b: Tester för bedömning av oral biotillgänglighet vid intag av jord.* Naturvårdsverket rapport 5557 (Hållbar sanering).
- Gustafsson J P, Elert M, Berggren Kleja D och Jarvis N (2006).** *Modeller för spridning av metaller från mark till vatten.* Naturvårdsverket rapport 5741 (Hållbar sanering).
- Gustafsson L-G, Refsgaard A och Sabel U (2006).** *Datormodeller för förorenings-spridning Fas 1.* Naturvårdsverket 5534 (Hållbar sanering).

- Gustafson L-G och Refsgaard A (2007).** *Datormodeller för förorenings-spridning Fas 2.* Naturvårdsverket 5676 (Hållbar sanering).
- HELCOM (1992).** Konvention om skydd av Östersjöområdets marina miljö. Helsingfors den 9 april 1992. SÖ 1996:22.
- Höglund L O, Södergren Riggare S, Pettersson M och Jonsson K (2008).** *Funktions- och scenarioanalys – en metod att analysera risker i ett långtidsperspektiv.* Naturvårdsverket rapport 5814 (Hållbar sanering).
- Jonasson S, von Brömssen M, Gunnemyr L och Lindstrand O (2007).** *Modeller för transport och spridning av föroreningar fas 2.* Naturvårdsverket rapport 5592 (Hållbar sanering).
- Jones C, Allard A-S, Bengtsson B-E, Gilek M och Gunnarsson J (2006).** *Förbättrade miljöriskbedömningar.* Naturvårdsverket rapport 5538 (Hållbar sanering).
- Jones C, Allard A-S, Gilek M, Gunnarsson J, Lenoir L, Persson T, Taylor A och Yesilova H (2009).** *Tillämpning av metodik för miljöriskbedömning på utvalda förorenade områden.* Naturvårdsverket rapport 5983 (Hållbar sanering).
- Kemakta (2006).** *Riktvärden för ämnen i grundvatten vid bensinstationer.* Kemakta AR 2005-31, på uppdrag av SPI Miljösaneringsfond AB (SPIMFAB).
- Kemikalieinspektionen (2003).** *Human Health Risk Assessment. Proposals of the use of assessment (uncertainty) factors.* Report 1/03.
- Kemikalieinspektionen (2004).** *Riktvärden för växtskyddsmedel i yt-vatten. Beskrivning av den svenska metoden.*
- Kemikalieinspektionen (2008).** *Revision av riktvärden för växtskyddsmedel 2007.*
- Kemikalieinspektionen.** Prioriteringsguiden – PRIO. www.kemi.se.
- Kraaij R, Mayer P, Busser F J M m.fl. (2003).** *Measured pore-water concentrations make equilibrium partitioning work – a data analysis.* Environ. Sci. Technol. 37, 268–274.
- Larsson L och Lind B (2004).** *Naturlig självrening av petroleum förorenade markområden.* Vägledning. SGI Varia 541-1.
- Larsson L (2009).** *Naturlig nedbrytning av klorerade alifater.* Vägledning. SGI Varia 601.
- Lepper P (2005).** *Manual on the Methodological Framework to Derive Environmental Quality Standards for Priority Substances in accordance with Article 16 of the Water Framework Directive (2000/60/EC).* Fraunhofer-Institute of Molecular Biology and Applied Ecology, Schmallenberg, Germany.
- Liljelind I och Barregård L (2008).** *Hälsoriskbedömning vid utredning av förorenade områden.* Naturvårdsverket rapport 5859 (Hållbar sanering).

- Lind B, Larsson L, Nordbäck J, Nilsson G och Tiberg C (2004).** *Naturlig självrening av oljeprodukter i mark och grundvatten.* Slutrapport. SGI Varia 541-2.
- Miljøstyrelsen (2000).** *Manual for program til risikovurdering – JAGG (Jord, Afdampning, Gas, Grundvand).* Miljøprojekt nr. 520. Uppdaterad 2006. Danska miljömyndigheten.
- Myers J C (1997).** *Geostatistical error management. Quantifying uncertainty for environmental sampling and mapping.* Van Nostrand Reinhold, New York.
- Naturvårdsverket (1994a).** *Vägledning för miljötekniska markundersökningar. Del 1 Strategi.* Naturvårdsverket rapport 4310.
- Naturvårdsverket (1994b).** *Vägledning för miljötekniska markundersökningar. Del 2 Fältundersökningar.* Naturvårdsverket rapport 4311.
- Naturvårdsverket (1996a).** *Fältanalyser av förorenad mark. Översikt och jämförelse med konventionella metoder.* Naturvårdsverket rapport 4566.
- Naturvårdsverket (1996b).** *Rätt datakvalitet. Vägledning för kvalitets-säkring vid miljötekniska markundersökningar.* Naturvårdsverket rapport 4667.
- Naturvårdsverket (1997a).** *Åtgärdskrav vid efterbehandling. Vägledning för säkerställande av att acceptabla resthalter och restmängder uppnås – metoder och säkerhet.* Naturvårdsverket rapport 4807.
- Naturvårdsverket (1997b).** *Bakgrundshalter i mark. Halter av vissa metaller och organiska ämnen i jord, tätort och på landsbygd.* Naturvårdsverket rapport 4640.
- Naturvårdsverket (1999a).** *Bedömningsgrunder för miljökvalitet. Metodik för inventering av förorenade områden.* Naturvårdsverket rapport 4918.
- Naturvårdsverket (1999b).** *Bedömningsgrunder för miljökvalitet. Grundvatten.* Naturvårdsverket rapport 4915. Endast som lån i Naturvårdsverkets bibliotek.
- Naturvårdsverket (1999c).** *Bedömningsgrunder för miljökvalitet. Odlingslandskapet.* Naturvårdsverket rapport 4916.
- Naturvårdsverket (1999d).** *Bedömningsgrunder för miljökvalitet. Skogslandskapet.* Naturvårdsverket rapport 4917.
- Naturvårdsverket (1999e).** *Bedömningsgrunder för miljökvalitet. Metodik för inventering av förorenade områden. Analys- och test-metoder.* Naturvårdsverket rapport 4947.
- Naturvårdsverket (2002).** *Sammanställning av lakteter för oorganiska ämnen.* Naturvårdsverket rapport 5207.
- Naturvårdsverket (2005).** *Förorenade byggnader. Undersökningar och åtgärder.* Naturvårdsverket rapport 5491.

- Naturvårdsverket (2006a).** *Förorenade områden och fysisk planering.* Samarbetsprojekt mellan Naturvårdsverket och Boverket. Naturvårdsverket rapport 5608.
- Naturvårdsverket (2006b).** *Luftguiden. Handbok med allmänna råd om miljökvalitetsnormer för utomhusluft.* Naturvårdsverket handbok 2006:2, utgåva 1.
- Naturvårdsverket (2007).** *Status, potential och kvalitetskrav för sjöar, vattendrag, kustvatten och vatten i övergångszon. En handbok om hur kvalitetskrav i ytvattenförekomster kan bestämmas och följas upp.* Naturvårdsverket handbok 2007:4.
- Naturvårdsverket (2008a).** *Förslag till gränsvärden för särskilda förorenande ämnen. Stöd till vattenmyndigheterna vid statusklassificering och fastställande av MKN.* Naturvårdsverket rapport 5799.
- Naturvårdsverket (2008b).** *Övervakning av prioriterade miljöfarliga ämnen listade i Ramdirektivet för vatten.* Naturvårdsverket rapport 5801.
- Naturvårdsverket (2008c).** *Naturvårdsverkets föreskrifter och allmänna råd om klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten.* NFS 2008:1.
- Naturvårdsverket (2008d).** *Efterbehandling av förorenade områden. Kvalitetsmanual för användning och hantering av bidrag till efterbehandling och sanering.* ISBN 91-620-1234-7.pdf. Naturvårdsverket. Uppdateras kontinuerligt.
- Naturvårdsverket (2008e).** *Kriterier för återvinning av avfall i anläggningsarbeten.* Naturvårdsverket remissversion 2007 12 11.
- Naturvårdsverket (2009a).** *Att välja efterbehandlingsåtgärd. En vägledning från övergripande till mätbara åtgärds mål.* Naturvårdsverket rapport 5978.
- Naturvårdsverket (2009b).** *Riktvärden för förorenad mark. Modellbeskrivning och vägledning.* Naturvårdsverket rapport 5976.
- Nordtest (2005).** *Nordtest Sampler Certification. Scheme handbook, version 1-0. NT Envir 008.* Approved 2005-11. www.nordicinnovation.net.
- Oomen A, Rompelberg C, Bruil M, Dobbe C, Pereboom D och Sips A (2003).** *Development of an in vitro digestion model for estimating the bioaccessibility of soil contaminants.* Arch. Env. Con. Tox. 44, pp 281–287.
- OSPAR (2004).** *List of Chemicals for Priority Action.* Referensnummer 2004 12. The Convention for the Protection of the marine Environment of the North-East Atlantic (OSPAR-konventionen, SÖ 1994:25).


- RIVM (2001a).** *Technical evaluation of the Intervention Values for Soil/sediment and Groundwater. Human and ecotoxicological risk assessment and derivation of risk limits for soil, aquatic sediment and groundwater.* Report 711701021. Nationella institutet för hälsa och miljö, Nederländerna.
- RIVM (2001b).** *Ecotoxicological Serious Risk Concentrations for soil, sediment and (ground)water: updated proposals for first series of compounds.* Report 711701 020. Nationella institutet för hälsa och miljö, Nederländerna.
- SFT (2005).** *Veileder for risikovurdering av forurenset sediment.* ISBN 82-7655-250-1. Statens forurensningstilsyn, Norge.
- SGF (2004).** *Fälthandbok miljötekniska markundersökningar.* Rapport 1-2004. Svenska geotekniska föreningen.
- SGU (2004).** *Identifiering av geologiska formationer av nationell betydelse för vattenförsörjning.* Rapporter och meddelanden 115. Sveriges geologiska undersökning.
- SGU (2005a).** *Mineralmarknaden. Tema Arsenik.* Per. Publ. 2005:4. Sveriges geologiska undersökning.
- SGU (2005b).** *Beskrivning, kartläggning och analys av Sveriges grundvatten – sammanfattande rapport.* Rapportering 22 mars 2005 enligt EG:s ramdirektiv för vatten (2000/60/EG). Sveriges geologiska undersökning.
- SGU (2008).** *Sveriges geologiska undersöknings föreskrifter om statusklassificering och miljö kvalitetsnormer för grundvatten.* SGU-FS 2008:2.
- Singh A och Singh A K (2007).** *ProUCL Version 4.0 Technical Guide.* Prepared for United States Environmental Protection Agency.
- Skyllberg U, Drott A, Lambertsson L och Björn E (2006).** *Förbättrad riskbedömning av kvicksilverförorenade sediment.* Naturvårdsverket rapport 5629 (Hållbar sanering).
- Socialstyrelsen (2003).** *Underlagsrapport till fördjupad utvärdering av miljömålsarbetet. Människors hälsa i miljö kvalitetsmålen.* ISBN 91-7201-812-7.
- Socialstyrelsen (2005).** *Radon i inomhusluft.* ISBN 91-7201-929-8.
- Socialstyrelsen (2006a).** *Dricksvatten från enskilda brunnar och mindre vattenanläggningar.* ISBN 91-85482-73-0.
- Socialstyrelsen (2006b).** *Miljömedicin för en hållbar utveckling. En presentation av landstingens miljömedicinska verksamhet.* ISBN 91-85482-41-2.
- Starzec P, Purucker T och Stewart R (2008).** *Osäkerheter i riskbedömning och beslutsprocess.* Naturvårdsverket rapport 5804 (Hållbar sanering).

- Sternbeck J, Land M, Rahmberg M, Jonelind C och Arnér M (2008a).** *Miljökontroll av omgivningspåverkan vid efterbehandling.* Naturvårdsverket rapport 5803 (Hållbar sanering).
- Sternbeck, J, Petsonk A, Aquilonius K, Josefsson K, Marelius F och Björinger P (2008b).** *Strategi för miljöriskbedömning av förorenade sediment.* Naturvårdsverket rapport 5886 (Hållbar sanering).
- Sundqvist U, Graffner O, Lindblad T, Borg G, Wallroth T, Holmström P, Bank A och Håkansson K (2009).** *Undersökningar av föroreningar i berggrund.* Naturvårdsverket rapport 5930 (Hållbar sanering).
- Suter G W (1996).** *Toxicological benchmarks for screening contaminants of potential concern for effects on freshwater biota.* Environ. Toxicol. Chem. 15. 1232–1241.
- Suter G W, Efrogmson R A, Sample B A, och Jones D S (2000).** *Ecological risk assessment for contaminated sites.* Lewis Publishers.
- Suter G W, Vermeire T, Munns W R och Sekizawa J (2003).** *Framework for the integration of health and ecological risk assessment.* Human and Ecological Risk Assessment 9 (1), 281–301.
- Sweco Viak (2008).** *Kombinationseffekter av föroreningar.* På uppdrag av Naturvårdsverket.
- USEPA (1989).** *Risk Assessment Guidance for Superfund vol. 1. Human Health Evaluation Manual.* United States Environmental Protection Agency.
- USEPA (1992).** *Proceedings of EPA's Contaminated Sediment Management Strategy Forums.* United States Environmental Protection Agency.
- USEPA (1993a).** *ARCS, Assessment and Remediation of Contaminated Sediment program.* United States Environmental Protection Agency.
- USEPA (1993b).** *Wildlife Exposure Factors Handbook.* United States Environmental Protection Agency.
- USEPA (1997).** *Guiding Principles for Monte Carlo Analysis.* EPA/630/R-97/001. United States Environmental Protection Agency.
- USEPA (1998a).** *EPA's Contaminated Sediment Management Strategy.* United States Environmental Protection Agency.
- USEPA (1998b).** *Guidelines for ecological risk assessment.* EPA/630/R-95/002F. United States Environmental Protection Agency.
- USEPA (2000).** *Bioaccumulation testing and interpretation for the purpose of sediment quality assessment.* United States Environmental Protection Agency.
- USEPA (2001).** *Risk Assessment Guidance for Superfund: Volume III – Part A, Process for Conducting Probabilistic Risk Assessment.* EPA/540/R-02/002. United States Environmental Protection Agency.

- USEPA (2002).** *Calculating upper confidence limits for exposure point concentrations at hazardous waste sites.* Office of Emergency and Remedial Response, United States Environmental Protection Agency.
- USEPA (2005).** *Supplemental Guidance for Assessing susceptibility from early-life exposure to carcinogens.* EPA/630/R-03/003F. United States Environmental Protection Agency.
- WHO (2006).** *Guidelines for Drinking-water Quality.* First addendum to third edition. ISBN 9241546964. World Health Organization.
- Öberg T (2006).** *Probabilistisk riskbedömning Fas 1. Sannolikhetsbaserad uppskattning av miljö- och hälsorisker i förorenade markområden – en litteraturöversikt.* Naturvårdsverket rapport 5532 (Hållbar sanering).
- Öberg T, Sander P och Bergbäck B (2006).** *Probabilistisk riskbedömning Fas 2.* Naturvårdsverket rapport 5621 (Hållbar sanering).
- Öberg T (2009).** *Miljöriskanalys.* Lund, Studentlitteratur.

BILAGA 1

Moment i problem- beskrivningen

A young child with dark hair and eyes is peering through a wooden toy structure made of vertical posts and horizontal beams. The child is wearing a dark sweater with a white geometric pattern. The background is a soft, out-of-focus grey. The overall lighting is warm and golden, suggesting an indoor setting with soft light.

Gör problemet tydligt i början av riskbedömningen. Du kan använda den konceptuella modellen som ett hjälpmedel.

Problembeskrivningen är det inledande steget i en riskbedömning, oberoende av omfattning och ambitionsnivå. En fullständig problembeskrivning omfattar följande moment, vilka beskrivs nedan:

1. avgränsning av riskbedömningen i tid och rum
2. beskrivning av föroreningskällor och föroreningarnas egenskaper
3. beskrivning av spridnings- och exponeringsvägar
4. beskrivning av skyddsobjekt
5. beskrivning av framtids- och händelsescenarier
6. upprättande av en konceptuell modell
7. identifiering av kunskapsluckor som utgör underlag för kompletterande undersökningar eller utredningar.

Riskbedömningens avgränsning

De övergripande åtgärdsmålen för efterbehandling av ett förorenat område liksom vilka tids- och rumskalor som är relevanta har betydelse för riskbedömningens utförande. Möjliga framtida nyttjanden av området definieras så att krav på nivåer för skydd av miljö och hälsa blir relevanta. En tidig diskussion mellan utföraren och tillsynsmyndigheten om riskbedömningens avgränsningar och omfattningar är ofta fördelaktigt.

När riskbedömningen ska avgränsas och förutsättningarna identifieras tar man bland annat hänsyn till:

- Tidsperspektiv; till exempel nuläge, tidsperspektiv motsvarande andra viktiga byggnader och anläggningar i samhället (vanligen 50–100 år) och längre tidsperspektiv (100–1000 år).
- Rumslig utbredning; till exempel fastighetsgräns, verksamhetens utbredning samt föroreningskällor (som kan vara primära eller uppstå sekundärt inom eller i omgivningen efter spridning).
- Mark- eller områdesanvändning; nuvarande och framtida nyttjande av det förorenade området samt nivå för skydd av miljö och hälsa.
- Omgivningspåverkan; nuvarande och framtida nyttjande av angränsande områden som påverkas eller kan komma att påverkas av det förorenade området samt dess skyddsvärde.

Beskrivning av föroreningskällan

När föroreningskällor och föroreningarnas egenskaper ska beskrivas redovisar man:

- vilka föroreningar som förekommer eller misstänks förekomma
- vilka de potentiella föroreningskällorna är
- i vilken form föroreningarna förekommer.

Insamling och utvärdering av verksamhetshistorik ger kunskap om vilka föroreningar som kan vara aktuella och var de mest troligt återfinns. Kännedom om verksamheten kan också ge information om ämnens egenskaper. Sådan information är viktig när man till exempel ska bedöma biologisk tillgänglighet eller spridning.

Föroreningarnas inneboende kemiska och fysikaliska egenskaper påverkar hur och var de uppträder i miljön och därmed vilka skyddsobjekt som kan hotas. Ämnesspecifika egenskaper som nedbrytbarhet, omvandling, förmågan att ackumuleras i levande organismer och näringskedjor (bioackumulering och biomagnifiering) samt toxicitet används som underlag för att besvara följande frågor:

- Kan föroreningarna brytas ned naturligt i miljön eller omvandlas i skyddsobjekten? Vilka egenskaper har nedbrytningsprodukterna?
- Kan föroreningarna ackumuleras i levande organismer och magnifieras i ekosystemen?
- Var i miljön kan effekter förväntas? Inom det förorenade området, i omgivningarna och på vilken nivå i näringskedjan (växt, växtätare, rovdjur, nedbrytare)?
- Vilka toxiska effekter kan förväntas?
- När kan effekter förväntas? Direkt, på kort sikt eller efter lång tids exponering?

Inom arbetet för att nå de nationella miljö kvalitetsmålen prioriteras föroreningar som utgör särskilt stora miljö- eller hälsorisker. Till dessa räknas ämnen som är giftiga, långlivade och som kan ackumuleras i djur och växter, ämnen som är cancerframkallande, ger ärftliga skador, stör fortplantningen, skadar arvsmassan eller är hormonstörande samt även vissa metaller. Man vill därför minska spridningen av dessa ämnen så långt det är tekniskt möjligt och ekonomiskt rimligt. På grund av miljö- och hälsoriskerna bör dessa ämnen särskilt uppmärksammas i riskbedömningar av förorenade områden.

Följande grupper av prioriterade ämnen är aktuella:

- Ämnen som redan nu förekommer i miljön i sådan omfattning att bakgrundsexponeringen bedöms utgöra en risk (till exempel kvicksilver, bly, kadmium, PCB och dioxiner).
- Utfasningsämnen i svensk lagstiftning eller kemikaliepolitik. Ämnena utgörs av särskilt utpekade metaller och ämnen med cancerogena eller så kallade PBT- och vPvB-egenskaper (se tabell 1).
- Ämnen som är prioriterade i internationell kemikalie- och vattenpolitik genom bland annat:
 - EG-direktiv om miljö kvalitetsnormer inom vattenpolitikens område. Bilaga 1 Miljö kvalitetsnormer för prioriterade ämnen och vissa andra förorenande ämnen (EG, 2008).
 - EG-förordningen om långlivade organiska föroreningar (EG, 2004).

- OSPAR-kommissionens lista över kemikalier prioriterade för åtgärder inom konventionen för skydd av den marina miljön i Nordostatlanten (OSPAR 2004).
- Konventionen om skydd av Östersjöområdet marina miljö, bilaga 1 (HELCOM 1992).

För en första bedömning av den potentiella risken med påträffade föroreningar, särskilt om ämnet eller gruppen är mindre känd, kan Kemikalieinspektionens Prioriteringsguide (PRIO) användas. Den finns på Kemikalieinspektionens hemsida. Om ämnet finns med i databasen bör det noteras vilken potentiell risk eller typ av skada som ämnet kan ge upphov till (till exempel om ämnet är mutagent, cancerogent, bioackumuleras eller biomagnifieras och har hög persistens).

Tabell 1. Kriterier för PBT- och vPvB-ämnen (ECB 2003). P = persistent, B = bio-accumulating, T = toxic, v = very, BCF = biokoncentrationsfaktor.

	PBT-ämnen (persistenta, bioaccu- lerbara och toxiska ämnen)	vPvB-ämnen (mycket persistenta och mycket bioackumulerbara ämnen)
Persistens (P)	T 0,5 (halveringstid) > 60 dagar i marint vatten eller T 0,5 > 40 dagar i sötvatten eller T 0,5 > 180 dagar i marint sediment eller T 0,5 > 120 dagar i sötvattensediment.	T 0,5 > 60 dagar i marint vatten eller sötvatten eller T 0,5 > 180 dagar i marint sediment eller sötvattensediment.
Bioackumulation (B)	BCF > 2 000 Kronisk "No Observed Effect Concentration" < 0,01 mg/l eller CMR (cancerogena, mutagena, reproduktionsstörande effekter) eller endokrina effekter.	BCF > 5 000.

Förekomstformen påverkar toxiciteten för vissa ämnen. Ett exempel är oorganisk arsenik som under oxiderade förhållanden vanligen förekommer i femvärd form (till exempel arsenat i ytvatten) och i trevärd form (till exempel arsenit i grundvatten). Trevärd arsenik är generellt giftigare än den femvärd formen. I miljöer med låga fosfathalter kan dock arsenat vara mer toxisk (SGU 2005a). Flera ämnen kan förekomma i både oorganisk och organisk form. I vissa fall är den organiska formen giftigare på grund av en större biologisk tillgänglighet. Exempel på detta är kvicksilver, som kan förekomma som metylkvicksilver, och organiska tennföreningar. Organiskt bunden arsenik däremot anses vara mindre giftig än oorganiska former.

Spridnings- och exponeringsvägar

Transporten eller spridningen från föroreningskälla till skyddsobjekt och exponering beskrivs kvalitativt eller kvantifieras beroende på utrednings- och dataunderlagets omfattning. Föroreningarnas fysikaliska och kemiska egenskaper samt geologiska och hydrogeologiska förhållanden behöver vägas in i bedömningen av hur föroreningarna sprids och omfördelas.

När spridnings- och exponeringsvägar ska beskrivas redovisar man bland annat frigörelsemekanism, spridning inom eller mellan olika media och exponeringsvägar.

Exempel på frigörelsemekanismer:

- förångning
- upplösning (utlakning, föroreningen i löst form)
- erosion (partikelbundet, på grund av naturliga processer eller mänskliga aktiviteter).

Exempel på spridnings- eller transportvägar:

- grundvatten (partikelbundet eller i löst form)
- ytvatten (partikelbundet eller i löst form)
- dagvatten och ledningsgravar (partikelbundet eller i löst form)
- bevattning (partikelbundet eller i löst form)
- damm
- ånga
- spridning av fri fas (organiska föroreningar)
- överföring mellan olika nivåer i näringskedjan genom födointag.

Exempel på exponeringsvägar:

- jordintag
- hudupptag genom kontakt med jord, vatten eller sediment
- inandning av ånga och damm
- intag av vatten
- intag via föda och livsmedel (till exempel organiskt material, växter, grönsaker, bär och fisk)
- aktivt upptag eller diffusion genom cellvägg och cellmembran (i exempelvis blodtytor, rötter och gälar).

Skyddsobjekt

De skyddsobjekt som kan påverkas av föroreningarna identifieras i problembeskrivningen. Det kan vara skyddsobjekt både inom det förorenade området och i dess omgivning. Vid bedömning av möjliga skyddsobjekt är återkopplingen till föroreningarnas kemiska, fysikaliska och toxiska egenskaper viktig. Egenskaperna påverkar var i ekosystemet de kritiska effekterna uppstår och blir därmed vägledande för vilka skyddsobjekt som är eller kan bli hotade. För exempelvis svårnedbrytbara och biomagnifierande ämnen visar sig de kritiska effekterna ofta högre upp i näringskedjan, till exempel hos rovfåglar, sälar eller människor. Det kan på grund av djurens revirstorlek vara svårt att påvisa om ett enskilt område utgör en risk. Det kan ändå vara viktigt att inbegripa dessa skyddsobjekt i en riskbedömning, eftersom de i regel har högt skyddsvärde. I vissa fall har effekter på rovdjur också direkt eller indirekt påverkan på arter på lägre nivåer i näringskedjan.

MÄNNISKA

De grupper av människor som kan exponeras för hälsofarliga föroreningar inom området eller i omgivningarna, nu och i framtiden, identifieras och karakteriseras. Vilka grupper av människor som kan vara aktuella styrs av såväl nuvarande som framtida markanvändning, vilket således har stor betydelse för bedömningen. Områdesanvändningen styr förutsättningar som exponeringsvägar och exponeringstider. Grupperna karakteriseras avseende ålder (i normalfallet barn och vuxna), känslighet samt hur ofta och hur länge de exponeras för föroreningarna.

MILJÖ

Utgångspunkten för att bedöma skyddsvärdet inom det förorenade området och i påverkansområdet är vilken ekologisk struktur och funktion man önskar behålla eller uppnå. Detta beskriver man i de övergripande åtgärds målen.

För att kunna bedöma var kritiska effekter kan uppstå och därmed identifiera relevanta skyddsobjekt krävs kunskap om:

- **Ekosystemets struktur** Vilka arter förekommer? Hotas boskap, husdjur eller vilda djur? Finns skyddsvärda eller hotade arter (rovfåglar, rödlistade arter)? Finns skyddsvärda naturtyper (till exempel våtmarker, lekområden för fisk, häckningsområden för fågel)?
- **Föroreningarnas egenskaper** På vilka nivåer i näringskedjan finns störst risk för negativa effekter?

Information om skyddsvärda miljöer och arter kan bland annat fås genom länsstyrelsernas hemsidor, Naturvårdsverkets redovisning av Natura 2000-områden och artdatabanken på Sveriges lantbruksuniversitet.

Miljöns komplexitet kan göra det svårt att bedöma vilka skyddsobjekt som påverkas och behöver skyddas från de identifierade potentiellt miljöstörande ämnena. Ekosystemets struktur och funktion varierar stort mellan områden.

NATURRESURSER

I problembeskrivningen identifierar man och bedömer skyddsbehov av grundvatten, land- och ytvattenekosystem. Bedömningen är inte alltid kopplad till effekt- eller haltbaserade risker med påverkan på hälsa eller miljö, utan syftar till att säkerställa att belastningen från det förorenade området inte långsiktigt försämrar kvaliteten på resursen.

För bedömning av grundvattenresursens skyddsvärde kan SGU:s nationella kartläggning av större vattenförekomster användas (SGU 2004). Kommuner och länsstyrelser kan också ha information om lokala eller regionala grundvattenmagasin som är skyddsvärda. Det finns sammanfattande beskrivningar, kartläggningar och analyser av Sveriges ytvatten respektive grundvatten i enlighet med ramdirektivet för vatten (se Vattenmyndigheternas databas VISS, www.viss.lst.se, samt SGU 2005b). Det finns också underlag och föreskrifter för hur kvalitetskrav och status i ytvatten och grundvatten kan bestämmas och följas upp (Naturvårdsverket 2007, SGU 2008).

Framtids- och händelsescenarier

Det saknas i många fall kännedom om den mångfald av händelser som direkt eller indirekt kan orsakas av ett förorenat område på grund av episodiska händelser eller kort- och långsiktiga förändringar.

Hantera dessa osäkerheter eller brist på kunskap genom att redogöra för konsekvenser av möjliga, men för den aktuella platsen idag okända, scenarier. Redogör till exempel för tänkbara framtida utnyttjanden av det förorenade området eller i dess påverkansområde. Man bör också beskriva rimliga långsiktiga förändringar och episodiska händelser som kan leda till ökande eller minskande risker och belastning. Det kan till exempel vara landhöjning, ökad nederbörd, fluktuationer i yt- och grundvattennivåer, vattenföringsförändringar, erosion, skred, ras, vittring och nedbrytning eller omvandling av kemiska ämnen.

Konceptuell modell

En konceptuell modell i detta sammanhang sammanfattar problembeskrivningen, i ord och i vissa fall även i bild. Den beskriver möjliga orsakssamband i orsakskedjan. Med orsakskedjan menas här hur föroreningskällan direkt eller indirekt via spridning kan leda till exponering, upptag och negativa effekter på olika skyddsobjekt. I tidiga skeden bör modellen vara bred och identifiera flera möjliga orsakssamband. Om man förbiser eller felaktigt beskriver samband kan det leda till missbedömningar av faktiska risker. Med mer information blir modellen mer specificerad och vissa orsakssamband tillkommer, kan konstateras vara mindre väsentliga eller uteslutas. Den konceptuella modellen är därmed inte statisk och ny information som tillkommer i riskbedömningsprocessen kan leda till revideringar.

Den konceptuella modellen beror också på objektets förutsättningar. I vissa fall kan man med fördel utnyttja generella beskrivningar som till exempel den konceptuella modell som ligger till grund för Naturvårdsverkets riktvärden för förorenad mark. I andra fall krävs mer komplexa modeller och delmodeller för att i detalj beskriva orsaks-

samband då till exempel flera medier är förorenade eller spridnings- och exponeringsförhållanden är invecklade.

Det kan finnas behov av att ta fram modeller för olika scenarier, till exempel vid alternativa möjligheter för områdets utnyttjande. Scenarier som tar hänsyn till möjliga långsiktiga förändringar och episodiska händelser som kan förändra riskerna bör alltid inkluderas.

Den konceptuella modellen underlättar förståelsen av problemet och utgör underlag för att identifiera kunskapsluckor, osäkerheter och behov av kompletterande undersökningar och utredningar. Den kan fungera som ett verktyg för att avgöra om det finns förutsättningar för att använda befintliga riktvärden i riskbedömningen (till exempel Naturvårdsverkets generella riktvärden för förorenad mark). Den är även ett pedagogiskt hjälpmedel när man vill redovisa resultat för till exempel verksamhetsutövare, tillsynsmyndigheter och allmänheten.

Kunskapsluckor och undersökningsprogram

Den konceptuella modellen ger underlag för att klargöra vilken information som finns tillgänglig och vilka kunskapsluckor eller osäkerheter som kvarstår. Om bristerna är avgörande för att kvalitativt eller kvantitativt bedöma risken för negativ påverkan på skyddsobjekten bör kompletterande undersökningar eller utredningar utföras. Undersökningsprogrammet bör i första hand utgå från de risker som bedöms som styrande för eventuella åtgärder. Det bör tydligt beskriva vad som ska göras, hur det ska utföras och varför undersökningen eller utredningen ska genomföras. En sammanvägning av resultat från flera oberoende undersökningar ger ökad säkerhet vid den samlade bedömningen av risker och belastning.

Den konceptuella modellen kan också nyttjas för att formulera så kallade riskhypoteser för att ytterligare tydliggöra orsakssambanden och identifiera kunskapsluckor. Hypoteserna kan förutsäga möjliga effekter innan de uppstår eller förklara varför vissa effekter har uppstått. Den formulerade riskhypotesen kan även testas.

Kunskapsluckorna och behov av undersökningar varierar ofta med utredningsskede. I tidiga skeden finns förhållandevis lite information, ofta endast om vilka föroreningar som misstänks eller föroreningshalter i något medium. Kompletterande kunskap om till exempel verksamhetshistorik kan då ge klarhet i om andra föroreningar bör undersökas. Kunskap om föroreningarnas egenskaper kan till exempel ge ledtrådar om troliga spridningsvägar och vilka skyddsobjekt som kan påverkas. I fördjupade riskbedömningar är föroreningshalter i relevanta medier ofta kända, däremot kan behov finnas av att undersöka och kvantifiera spridning, biotillgänglighet, upptag och vid vilka koncentrationer negativa effekter uppstår i olika organismer.

Exempel på en riskhypotes

Kemikalier med högt K_{ow} kan bioackumuleras. Ämne A, som har högt K_{ow} och liknande molekylstruktur som det mer undersökta ämnet B, har påträffats i grundvattnet nedströms ett förorenat område. Baserat på K_{ow} och likheter med B förväntas ämne A bioackumulera och kan därmed ge negativa effekter på rolevande fisk i recipienten.

För att kontrollera hypotesen analyseras ämne A i lever och fiskmuskel.

BILAGA 2

Bestämning av representativa halter



Representativa halter är viktigt
för riskbedömningen.

Inledning

När man ska bedöma risker är det viktigt att man utgår från data som är representativa för exponeringssituationen och spridningen från det aktuella området. Resultatet beror inte enbart på de framtagna mätdata. Det beror också på hur man hanterar data och på vilken representativ halt man använder vid jämförelsen mot ett haltkriterium (till exempel riktvärde, bedömningsgrunder för miljö kvalitet, akuttoxisk halt). Exemplet i slutet av denna bilaga (tabell 2) visar att man kan komma till olika slutsatser beroende på vilket statistiskt mått som används för att ta fram den representativa halten. Det är därför viktigt att man noga tänker igenom hur den representativa halten för ett område ska bestämmas. Valet av representativ halt baseras bland annat på:

- hur stort dataunderlaget är
- hur representativa mätdata är
- om långtidsrisker eller akuta risker avses
- hur säker man vill vara på att inte göra fel vid jämförelsen mot ett haltkriterium
- hur enkel eller avancerad metod man vill och kan använda sig av
- den förhandskunskap och annan information som finns om området.

Man kan göra två typer av fel. Antingen kan den beräknade representativa halten vara lägre än jämförvärdet trots att den ”verkliga” representativa halten är högre. Eller så kan den beräknade representativa halten vara högre än jämförvärdet trots att den ”verkliga” representativa halten är lägre. Det första felet innebär att området felaktigt kan bedömas som ”rent”, vilket normalt är det fel som är viktigast att undvika.

Riktad provtagning (se t.ex. Naturvårdsverket, 1994a) ger icke-representativa data. Därför är i detta sammanhang sannolikhetsbaserade metoder (slumpmässig eller systematisk slumpmässig provtagning) att föredra som underlag till den statistiska utvärderingen. Riktad provtagning har dock andra fördelar, främst genom att förhandskunskapen om ett område enkelt kan utnyttjas för att till exempel lokalisera misstänkta föroreningskällor eller delområden.

Statistiska mått som kan vara lämpliga att använda som representativ halt är:

- aritmetiskt medelvärde av mätdata⁶
- den övre konfidensgränsen för medelhalten (UCLM⁷)
- det maximalt uppmätta värdet
- en viss percentil av mätdata
- annat värde som grundas på bearbetade data.

6 Summan av alla mätvärden dividerat med antalet värden.

7 Upper Confidence Limit of the Mean

Fördelar och nackdelar med att använda dessa olika statistiska mått redovisas nedan. Beskrivningen utgår från halter i mark men metodiken är användbar även för utvärdering av data i andra sammanhang. Metodiken är beskriven med syftet att användas vid riskbedömning, men huvuddragen är tillämpliga även vid jämförelse mot åtgärds mål under åtgärdsfasen.

En representativ halt kan bara tas fram för områden som är någorlunda homogena ur förorenings synpunkt. Förorenade områden med stor variation i föroreningsgrad bör först delas in i delområden och därefter kan metodiken tillämpas på respektive delområde. För akuttoxiska ämnen bör två analyser göras, en för långtidsrisker och en för akuta risker. Valet av representativ halt är objektspecifikt. Det är viktigt att dokumentera hur man beräknar den representativa halten, vilket område den representerar samt grunderna för valet. Detta gäller både långtidsrisker och akuta risker.

Arbetsgång

LÅNGTIDSRISKER

Följande arbetsgång rekommenderas för att ta fram en representativ halt som sedan kan jämföras mot ett haltkriterium för att bedöma långtidsrisker (L):

Steg L1: Bestäm önskad säkerhet vid jämförelsen mot haltkriteriet, det vill säga vilken sannolikhet att göra fel som man är beredd att acceptera vid jämförelsen. Graden av säkerhet bör helst definieras.

Steg L2: Bedöm om det finns särskilda önskemål; ska metodiken vara enkel, hur stort är dataunderlaget, hur god är förhållande kunskapen om området?

Steg L3: Välj ett lämpligt statistiskt mått för den representativa halten genom att väga samman uppgifterna från steg L1 och L2.

Steg L4: Beräkna den representativa halten och dokumentera tillvägagångssätt och resultat.

Valet av representativ halt för långtidsrisker grundas på vilken typ av fel man vill undvika vid jämförelsen. I de allra flesta fall vill man undvika att felaktigt bedöma ett område som ”rent”. Om föroeningen inte åtgärdas kan det leda till långsiktiga negativa hälso- och miljöeffekter. Tabell 1 kan användas som stöd vid val av metod. De statistiska måtten förklaras längre fram. Man måste även väga in hur säker man vill vara på att undvika felet. Ju säkrare man vill vara på att inte felaktigt klassificera området som rent, desto större blir sannolikheten för att man istället felaktigt bedömer området som förorenat (överskattar risken). Det kan i förlängningen leda till onödiga åtgärds kostnader. En alltför låg säkerhet kan å andra sidan leda till en underskattning av risken och därmed långsiktiga negativa hälso- och miljöeffekter.

LÅNGTIDSRISKER	Tillgängligt dataunderlag	
	Önskad metodik samt grad av säkerhet	Litet
Alternativ 1. Enkel metodik. Säkerheten är mindre viktig.	Aritmetiskt medelvärde	Aritmetiskt medelvärde
Alternativ 2. Enkel metodik och viss säkerhet. Graden av säkerhet får vara okänd.	Maximalt mätvärde eller percentil	Percentil
Alternativ 3. Väldefinierad säkerhet.	UCLM	UCLM

Tabell 1. Lämpliga mått som kan användas som representativ halt vid bedömning av långtidsrisker. Med "säkerhet" avses hur säker man vill vara på att undvika att felaktigt bedöma ett område som rent, det vill säga underskatta risken.

Vad som är ett litet, måttligt eller stort dataunderlag beror på hur heterogen föroreningsbilden är samt områdets storlek. I många fall kan ett dataunderlag på mindre än tio mätvärden betraktas som litet. Alternativ 1 i tabell 1 innebär att man vill beräkna den representativa halten med en enkel metodik (aritmetiskt medelvärde) utan att gardera sig för osäkerheter i dataunderlaget. Säkerheten kan då vara låg i den enskilda jämförelsen mot ett haltkriterium. Om många jämförelser görs för små delområden (exempelvis vid rutnätsklassning) kan det totala resultatet ändå bli acceptabelt. Alternativ 1 kan också vara tillräckligt om det är uppenbart att ett område utgör en risk eller inte utgör en risk, det vill säga då medelvärdet ligger högt över eller långt under jämförvärdet. Alternativ 1 innebär att man betraktar de två typerna av fel som likvärdiga, det vill säga att man anser att det är lika dåligt att felaktigt klassificera ett område som "rent" som det är att klassificera det som "förorenat".

I alternativ 2 önskar man använda sig av en enkel metodik, men försöker gardera sig för osäkerheter i dataunderlaget. Det är dock svårt att avgöra hur säker man är. I många fall kan alternativ 2 leda till överdriven säkerhet, särskilt om dataunderlaget är stort och provtagningen riktad mot misstänkta föroreningskällor. I andra fall kan säkerheten istället bli låg. Enkla mått som maxhalten eller 90-percentilen bör användas med omdöme. Alternativ 2 är mest relevant att använda i tidiga projektskeden med begränsat dataunderlag.

Alternativ 3 innebär att man har större möjlighet att kontrollera säkerheten i bedömningen. Man kan bestämma hur säker man vill vara genom att välja lämplig konfidensnivå. Att använda 95 procent UCLM för medelhalten ger i många fall en lämplig avvägning mellan de två typerna av fel. Alternativ 3 är relevant att använda i samtliga projektskeden där man vill ha kontroll på säkerheten i bedömningen. Man bör notera att vid ett litet antal mätvärden blir UCLM i regel högt. Det kan vara en indikation på att datamängden bör öka för att UCLM ska hamna närmare den "sanna" medelhalten.

Vid valet av representativ halt bör man även väga in annan tillgänglig information än uppmätta halter, till exempel kunskap om tidigare verksamhet, händelser som kan ha förorenat området och fältintryck (visuella intryck och lukt). Med god sådan kunskap om området kan data-

underlaget betraktas som större, än om man bara har mätvärden. Om dataunderlaget är litet blir förhandskunskapen extra viktig. Till exempel om den representativa halten ligger strax under ett riktvärde betyder det inte nödvändigtvis att risken kan försummas, särskilt inte om förhandskunskapen tyder på att området kan vara förorenat. På motsvarande sätt behöver en representativ halt över riktvärdet inte innebära en faktisk risk.

AKUTA RISKER

Motivet till att göra en separat bedömning av akuta risker är att akuttoxiska halter kan vara ett problem även om medelhalten är låg. Metodikerna innebär att man tar fram en representativ halt för akut risk och jämför denna med ett akuttoxikologiskt baserat haltkriterium. I Naturvårdsverkets riktvärdesmodell för mark ingår sådana haltkriterier för arsenik och cyanid. De anger vid vilken halt risken för akuta symptom (t.ex. kräkningar) inte bedöms vara acceptabel.

Rekommenderad arbetsgång för akuta risker (A) är:

Steg A1: Välj en hög percentil som representativ halt. Valet av percentil baseras på i vilken utsträckning man kan acceptera halter över haltkriteriet.

Steg A2: Beräkna den representativa halten och dokumentera tillvägagångssätt och resultat.

Genom att välja en hög percentil som representativ halt får man kontroll på eventuella höga halter som inte har påträffats vid provtagningen. Om man exempelvis accepterar att 0,1 procent av området kan ha halter över jämförvärdet, väljer man 99,9-percentilen som representativ halt. Om denna halt överstiger jämförvärdet är den akuta risken större än vad man kan acceptera. Om inga halter över jämförvärdet kan accepteras, det vill säga halter som potentiellt kan finnas men som inte har uppmätts, så kan den representativa halten inte bestämmas. Det kan alltid förekomma halter högre än jämförvärdet i jord som inte har provtagits.

Observera att höga percentiler kan kräva extrapolering av data, vilket ger osäkra värden. Det är viktigt att notera att även om det maximalt uppmätta värdet används så kan risken för akuta effekter underskattas, i alla fall om dataunderlaget är litet. Därför är extrapolerade höga percentiler ofta lämpligare att använda. Om dataunderlaget däremot är mycket stort, hundratals eller tusentals mätvärden, kan den maximalt uppmätta halten användas.

Statistiska mått

MEDELVÄRDE

Det är rimligt att använda ett medelvärde som representativ halt för att bedöma långtidsrisker. Orsakerna till detta är till exempel att:

- Människor och djur rör sig normalt över stora ytor och exponeras i långa loppet för en medelhalt inom ett område.
- Koncentrationen i grundvatten, ytvatten eller inomhusluft är ett resultat av utlakning eller förångning av föroreningar som härrör från en större jordvolym.
- Populationer av djur och växter har en viss areell utbredning. Det innebär att risker på populationsnivå kan beskrivas från ett medelvärde. För enskilda individer av en art kan dock en lokalt förhöjd halt ge påverkan.

Sammantaget innebär detta att ett medelvärde är rimligt att använda som representativ halt vid bedömning av långtidsrisker kopplade till förorenade områden.

Det aritmetiska medelvärdet av mätdata skulle i princip vara lämpligt att använda som representativ halt om det kunde ge en säker skattning av medelhalten. I praktiken blir osäkerheten dock ofta stor. Om mätdata följer en lognormalfördelning finns det mer lämpliga sätt att skatta medelhalten än med det aritmetiska medelvärdet, se Gilbert (1987) och Naturvårdsverket (1997a). Det geometriska medelvärdet⁸ bör dock inte användas eftersom det är mindre än eller lika med det aritmetiska, vilket kan leda till underskattning av den representativa halten.

FÖRDELAR

- Medelvärdet är relativt enkelt att bestämma och beräkningen lätt att förstå.
- Om medelvärdet är betydligt högre än jämförvärdet kan detta räcka som indikation på att området är förorenat. Då spelar osäkerheten i värdet mindre roll.

NACKDELAR

- Mätvärden med avseende på föroreningshalter i jord har ofta stor statistisk variation och följer en skev fördelning. Antalet mätvärden är ofta relativt få till antalet. Sammantaget leder detta till att skattningen av medelhalten blir osäker. Medelvärdet riskerar att ge ett för lågt värde på den representativa halten.

8 Det geometriska medelvärdet beräknas genom att ta n:e roten ur produkten av mätvärdena. n = antalet värden.

ÖVRE KONFIDENSGRÄNS FÖR MEDELHALTEN (UCLM)

Den övre konfidensgränsen för medelhalten (UCLM) anger en övre gräns för hur hög ”den sanna” medelhalten rimligen kan vara, givet en viss säkerhet. UCLM garanterar för osäkerheten i uppskattad medelhalt. Önskad säkerhet anges som en konfidensgrad. Det är vanligt att man väljer en konfidensgrad på 95 procent, vilket innebär att UCLM med 95 procents sannolikhet täcker in den verkliga medelhalten i området. UCLM är då den övre ensidiga 95 procentiga konfidensgränsen för medelhalten. Både lägre och högre konfidensgrad kan väljas, beroende på hur säker man bedömer att man behöver vara. UCLM påverkas bland annat av hur mycket data man har. Vid ett litet antal mätvärden är UCLM högt men minskar med ökande antal mätvärden. Detta innebär att ju mer data som läggs till datamängden, desto närmare den ”sanna” medelhalten hamnar UCLM.

Lämplig metod för att beräkna UCLM beror på vilken statistisk fördelning mätdata har, till exempel normalfördelning, lognormalfördelning eller någon icke-definierad fördelning. Metoder som kan användas för de olika fallen redovisas av bland annat Gilbert (1987), Naturvårdsverket (1997a), US EPA (2002) samt Singh & Singh (2007). I de två sistnämnda rapporterna beskrivs en detaljerad metodik för att välja lämplig metod under olika förutsättningar. I många fall ger så kallad ”bootstrapping” acceptabla resultat.

Bestämning av medelvärde genom ”bootstrapping”

Mätdata används för att genom upprepade teoretiska provtagningar (bootstrapping) konstruera referensfördelningar. Rent praktiskt går bootstrapping till enligt följande:

1. Ett prov dras slumpmässigt från aktuella mätdata och proceduren upprepas tills antalet prov är lika med det ursprungliga antalet.
2. Det valda provet ”läggs tillbaka” varje gång. Det innebär att enstaka prov ibland kan komma att representeras flera gånger och ibland inte alls, i det nya provurvalet.
3. Medelvärdet beräknas för det nya provurvalet.
4. Steg 1–2 upprepas upprepas ett stort antal gånger (1 000–10 000). Dessa 1 000-tals skattningar av medelvärdet ger den nya referensfördelningen och den 95-procentiga konfidensgränsen är detsamma som 95-percentilen.

FÖRDELAR

- UCLM tar hänsyn till osäkerheten så att den representativa halten inte underskattas.
- Graden av säkerhet kan anges.
- Metoden är vedertagen.

NACKDELAR

- Det kan ibland vara svårt att välja lämplig metod för att beräkna UCLM.
- UCLM kräver beräkningsarbete. Skilda metoder att beräkna UCLM kan ge mycket olika resultat, beroende på vilka antaganden som görs.
- UCLM är inte lämplig att använda för bedömning av akuta risker.

PERCENTILER

En percentil, eller kvantil, är ett värde som markerar hur stor andel av mätdata som är lägre än detta värde. Medianhalten är till exempel 50-percentilen. Denna är dock olämplig som representativ halt, eftersom den underskattar den representativa halten och därmed risken. En annan ofta använd percentil är 90-percentilen. Nio av tio mätdata ligger under 90-percentilen. Olika percentiler kan beräknas i kalkylprogram eller statistikprogram och de kan visualiseras genom att plotta data, exempelvis i normalfördelningsplot (figur 1) eller lognormalfördelningsplot (figur 2).

Percentiler kan användas för att bedöma akuta risker om jämförelse görs mot ett akuttoxikologiskt baserat haltkriterium. Valet av percentil bör grundas på hur säker man vill vara på att undvika exponering för en akuttoxisk halt. Exempelvis innebär 99,9-percentilen att det är 0,1 procents sannolikhet att man träffar på en akuttoxisk halt vid en slumpvis vald provpunkt på området. Om antalet prov är begränsat kan det vara svårt att bestämma höga percentiler. Det kan då vara nödvändigt att extrapolera till koncentrationer högre än vad mätdata omfattar. Percentiler som bestämts på detta sätt blir dock osäkra.

FÖRDELAR

- Percentiler är lätta att beräkna.
- Percentiler garderar i viss mån för osäkerheter när långtidsrisker ska bedömas.
- Höga percentiler kan användas för att bedöma akuta risker.

NACKDELAR

- En percentil som representativ halt för att bedöma långtidsrisker saknar vetenskapligt stöd. Det går inte att avgöra vilken grad av säkerhet man har.
- Medianhalten underskattar den representativa halten och därmed även risknivån på platsen. Medianhalten är därför olämplig, se exempel i tabell 2.

MAXIMALT VÄRDE

Den maximalt uppmätta halten är lätt att bestämma och ”känns säker”. Att välja maxvärdet som representativ halt har dock flera nackdelar. Det kan innebära att man tar till i överkant för att gardera sig mot osäkerheter. Det kan i sin tur leda till onödiga åtgärdskostnader. I första hand gäller denna slutsats om antalet data är någorlunda stort. Om dataunderlaget är mycket litet kan maxhalten även leda till underskattning av den representativa halten. Detsamma gäller om risken avser akut exponering. Orsaken är att det kan finnas betydligt högre halter än de uppmätta i området.

FÖRDELAR

- Den maximalt uppmätta halten är mycket enkel att bestämma.
- Maxhalten garderar i viss mån för osäkerheter.

NACKDELAR

- Att använda den maximalt uppmätta halten som representativ halt för att bedöma långtidsrisker saknar vetenskapligt stöd. Det blir svårt att avgöra vilken grad av säkerhet man har.
- Den maximalt uppmätta halten kan öka med ökande antal prov. Man kan då få det något paradoxala resultatet att välundersökta områden tycks uppvisa större risk än mindre väl undersökta områden.
- Maxhalten kan ge en falsk känsla av säkerhet i de fall risken egentligen underskattas, särskilt om antalet mätvärden är litet eller om risken avser akut exponering.
- Maxhalten kan ge onödigt stor gardering mot osäkerheter, vilket kan leda till mer långtgående åtgärder än nödvändigt.

Övrig metodik

I vissa fall kan ytterligare statistisk bearbetning av data vara nödvändig för att ta fram en representativ halt. Ett sådant fall är när så kallad riktad provtagning resulterat i data där de höga halterna är kraftigt överrepresenterade. Det gör att datamängden i sin tur inte är statistiskt representativ för området. Det är inte möjligt att fullt ut korrigera för detta, men problemet kan ändå minskas genom så kallad ”declustering” (Myers 1997 och Deutsch & Journal 1998), vilket innebär att de olika mätvärdena ges olika vikt. Dessa vikter kan därefter användas för att ta fram viktade medelvärden, viktade percentiler m.m.

Flera av de statistiska måtten ovan är skalberoende, det vill säga man får något olika resultat beroende på hur stor jordvolym som mätdata representerar. Exempelvis har samlingsprov från stora volymer mindre statistisk variation än enskilda prov från skrubborr. Det gör till exempel att både 95 procent UCLM och 90-percentilen blir lägre för samlingsprov än för enskilda prov. Orsaken till detta är att i stora jordvolymer sker en utjämning av halterna. Därför bör man alltid ange vilken volym proverna representerar.

Att tänka på när man tar fram en representativ halt

Följande bör man tänka på och beakta då en representativ halt tas fram:

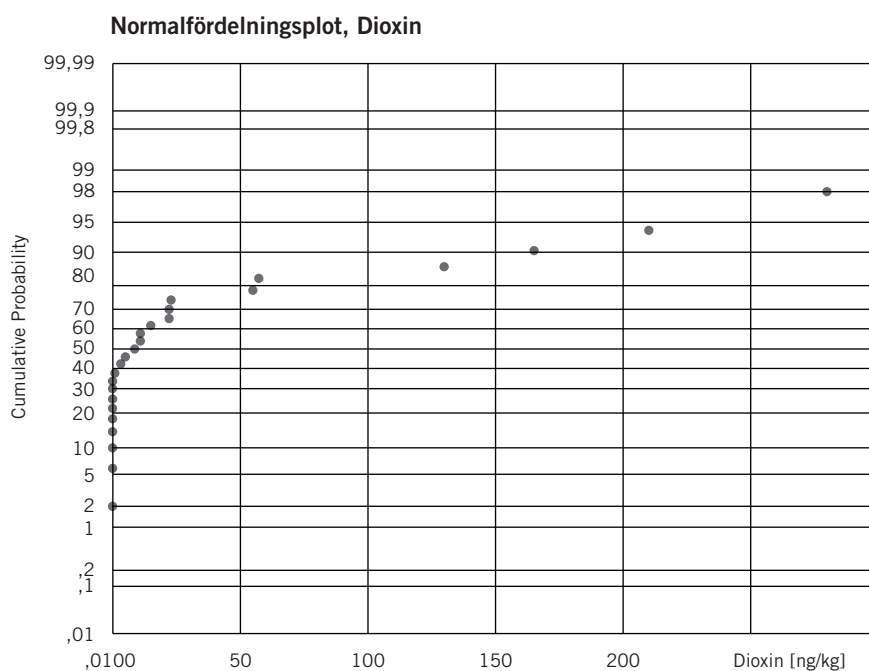
- För långtidsrisker och önskemål om väldefinierad säkerhet, välj i första hand övre konfidensgränsen för medelhalten (UCLM).
- För akutrisker, välj i första hand en hög percentil som representativ halt. Detta värde ska jämföras med ett haltkriterium baserat på akuttoxicitet.
- Om området är heterogent gör en indelning i mer homogena delområden och ta fram en representativ halt för varje delområde.
- Gör en bedömning av hur representativa data är, grundat på hur provpunkterna har valts ut. Om exempelvis höga koncentrationer

är kraftigt överrepresenterade, till exempel som en konsekvens av provtagning riktad mot kända punktkällor, kan någon eller några av följande åtgärder vara motiverade.

1. komplettera provtagningen för att bättre representera hela området
 2. överväg delområdesindelning
 3. ge provpunkter som riktas mot punktkällor en lägre vikt vid beräkningarna
 4. välj en representativ halt med lägre konfidensgrad.
- Plotta data inledningsvis, men var försiktig med att anta att data är normalfördelade eller lognormalfördelade. Det kan leda till representativa halter som är orealistiska. Många gånger följer data helt enkelt "sin egen" fördelning. I sådana fall kan icke-parametriska metoder som exempelvis "bootstrapping" användas.
 - I fall när man vill gardera sig för stora osäkerheter kan metodiken leda till en hög representativ halt. Osäkerheterna kan ofta minskas genom att man tar fler prover och därmed ökar dataunderlaget.

Exempel på val av representativ halt

Ett dioxinförorenat område har delats in i tre delområden som vart och ett är förhållandevis homogent. Den representativa halten för långtidsrisker ska beräknas för ett av delområdena som fungerat som upplagsyta för impregnerat virke. Man önskar ha kontroll på säkerheten i bedömningen och väljer därför UCLM för medelhalten. Sannolikheten för att man felaktigt bedömer delområdet som rent måste i exemplet vara låg och man vill därför använda 95 procent UCLM för medelvärdet. Detta innebär att sannolikheten för att man felaktigt bedömer området som "rent" är 5 procent.



Figur 1. Normalfördelningsplot av 25 dioxin-data i exemplet. Eftersom mätvärdena inte ligger på en rät linje är data inte normalfördelade.

Först väljer man att plotta data, se figur 1 och figur 2. Det framgår att data varken följer en normalfördelning eller en lognormalfördelning. Man väljer därför att beräkna UCLM med hjälp av en så kallad icke-parametrisk metod, i detta fall ”bootstrapping”. Detta ger en representativ halt av dioxin på 65 ng/kg TS (tabell 2). Medelvärdet är 41 ng dioxin per kg TS. Det platsspecifika riktvärdet som halten jämförs med är 50 ng/kg TS, vilket används som haltkriterium. Medelvärdet ligger under haltkriteriet medan den representativa halten är högre än haltkriteriet. Detta indikerar att föroreningshalten i delområdet kan innebära oacceptabla risker.

I tabell 2 sammanfattas flera olika statistiska mått som beräknats på samma datamängd. De tre mest relevanta måtten (fet stil) är i detta fall de som inte bygger på någon given statistisk fördelning. Notera att beräknade värden som bygger på antagandet om lognormalfördelade data blir orealistiska, vilket beror på att antagandet är felaktigt. Vidare kan man konstatera att det geometriska medelvärdet och medianhalten är för låga för att kunna användas som representativa halter.

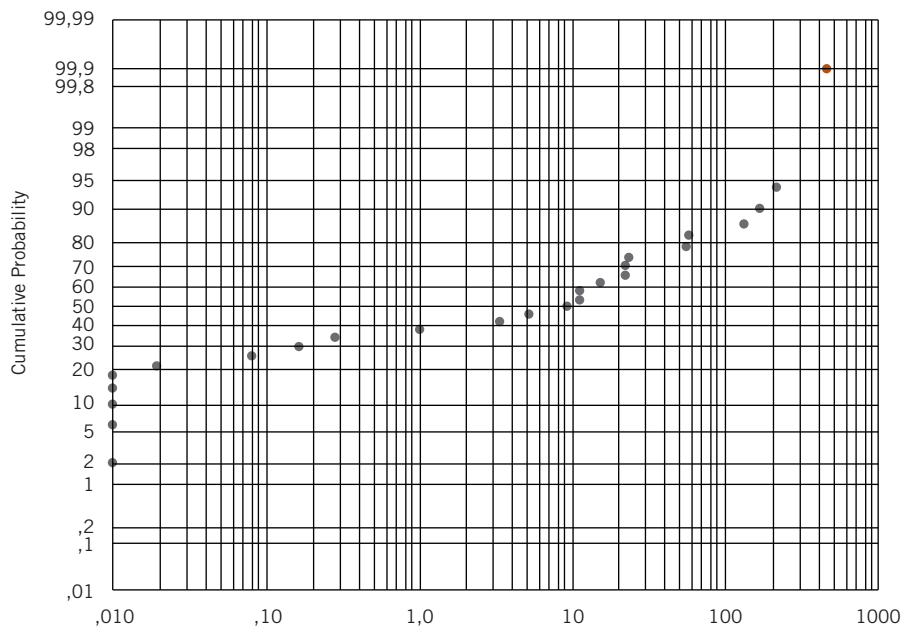
I exemplet behöver inte akuta risker bedömas eftersom dioxiner inte är akuttoxiska i detta sammanhang. För akuttoxiska ämnen, som exempelvis arsenik, kan dock en representativ halt behöva tas fram för att bedöma den akuta risken. Detta kan göras genom extrapolering av data till en hög percentil, se figur 2.

Typ av representativ halt	Värde [ng/kg TS]
Medelvärde:	
■ Aritmetiskt medelvärde	41
■ Geometriskt medelvärde	2,1
■ Medelvärde baserat på lognormalfördelade data, MVUE-skattning ⁹ enligt Gilbert (1987)	440
■ Medelvärde baserat på lognormalfördelade data, förenklad skattning enligt Gilbert (1987)	13
95% UCLM för medelvärde:	
■ Baserat på normalfördelning (Students t-fördelning)	66
■ Baserat på lognormalfördelning (Land, se Gilbert, 1987)	240 000
■ Baserat på lognormalfördelning (Chebyshev, se Singh&Singh, 2007)	2100
■ Utan antagen fördelning (standard bootstrap)	65
■ Utan antagen fördelning (Halls bootstrap, se Singh&Singh, 2007)	68
■ Utan antagen fördelning (Chebyshev, se Singh&Singh, 2007)	106
Percentil:	
■ Medianvärde	9,1
■ 90-percentilen	165
■ 99,9-percentilen (extrapolering från data)	Ca 500
Maximalt uppmätt värde	280

Tabell 2. Exempel på olika statistiska mått beräknade från en verklig datamängd från en dioxinförorenad upplagsyta. Datamängden består av 25 mätvärden och haltkriteriet är 50 ng dioxin/kg TS. De värden som är lämpligast att använda som representativ halt anges med fet stil.

9 Minimum Variance Unbiased Estimate.

Lognormalfördelningsplot, Dioxin



Figur 2. Lognormalfördelningsplot av 25 dioxindata. Eftersom mätvärdena inte ligger på en rät linje är data inte lognormalfördelade. Den röda punkten i övre högra hörnet markerar ett extrapolerat värde för 99,9-percentilen på ca 500 ng/kg. Eftersom det inte finns några mätvärden som är så höga blir 99,9-percentilen mycket osäker.

BILAGA 3

Efterbehandlings-terminologi



Efterbehandling av förorenade områden gynnar en god och hälsosam miljö för kommande generationer.

Svenskt begrepp	Förklaring	Motsvarande begrepp på engelska
Acceptabla resthalter	De halter av olika ämnen som får förekomma på ett efterbehandlingsobjekt efter det att åtgärderna är avslutade.	Acceptable residual concentrations
Acceptabel restmängd	Mängden av ett ämne som får förekomma på ett efterbehandlingsobjekt när åtgärderna är avslutade.	Acceptable residual mass
Administrativa åtgärder	Tillfälliga eller permanenta regler och restriktioner för exempelvis markanvändning och grundvattenuttag som syftar till att förebygga skada eller olägenhet för människors hälsa och miljön. Syftet kan även vara att förhindra ingrepp som försvårar framtida efterbehandling eller som kan öka spridningen och exponeringen av föroreningar.	Administrative restrictions
Akut toxicitet	Negativ effekt av ett ämne på en människa eller annan organism som uppstår vid enstaka och kortvarig exponering.	Acute toxicity
Allmänna intressen	Intressen som berör allmänheten och samhället i stort och som bör beaktas vid planläggning och vid lokalisering av bebyggelse samt vid riskvärdering inför efterbehandlingsåtgärder.	Public interests
Allvarlig miljöskada	En miljöskada som har sitt upphov i utsläpp eller liknande från och med 1 augusti 2007 och som är så allvarlig att den genom förorening av mark utgör en betydande risk för människors hälsa, har betydande negativ effekt på vattenmiljökvaliteten, eller i en betydande omfattning skadar eller försvårar bevarandet av en djur- eller växtart eller livsmiljön för en sådan art.	Serious environmental damage
Ambitionsnivå	Omfattningen, inriktningen och graden av detaljrikedom i en efterbehandlingsutredning.	Level of ambition
Ansvarig för att avhjälpa en föroreningsskada	Den som har orsakat eller bidragit till uppkomsten av en föroreningsskada eller allvarlig miljöskada eller som är juridiskt ansvarig för utredningar och åtgärder för föroreningsskadan (som har sitt upphov i verksamhet som har ägt rum efter 1 augusti 2007). Se även efterbehandlingsansvarig.	Responsible for remediation of contamination
Ansvarsutredning	Utredning som syftar till att ange vilka som är juridiskt ansvariga för utredningar och åtgärder på ett efterbehandlingsobjekt.	Liability study
Antropogent tillskott	Den del av ett ämnes förekomst som har orsakats av mänsklig aktivitet.	Anthropogenic contribution
Avhjälpande	Utredning, efterbehandling och andra åtgärder för att avhjälpa en föroreningsskada eller allvarlig miljöskada. Definitionen avser lagstiftningen från och med 1 augusti 2007.	Remediation
Bakgrundsexponering / Exponering från andra källor	En persons eller en organisms intag av ett ämne från andra källor än förorenade områden, till exempel via födan eller inandning.	Background exposure / Exposure from other sources
Bakgrundshalt	Summan av naturlig halt och antropogent diffust tillskott.	Background concentration
Barriär	En fysisk eller hydraulisk konstruktion som är avsedd att hindra spridning eller exponering av föroreningar.	Barrier
Behandling på annan plats	Behandling av schaktade eller muddrade massor samt vatten från ett efterbehandlingsobjekt, på annan plats med föregående transport.	Off-site treatment
Behandling på plats	Behandling av massor eller vatten på ett efterbehandlingsobjekt, utan föregående transport. Behandlingen kan ske <i>in situ</i> eller <i>ex situ</i> .	On-site treatment

Svenskt begrepp	Förklaring	Motsvarande begrepp på engelska
Belastning	Den föroreningsmängd (totalt eller per tidsenhet) som transporteras till en grundvatten- eller ytvattenrecipient från ett förorenat område.	Contaminant load
Beräkningsprogram	Det Excel-dokument som används för beräkningar av generella eller platsspecifika riktvärden för mark enligt Naturvårdverkets riktvärdesmodell.	Computer program for calculation of guideline values
Beviskedja	Resultat av undersökningar som "bevisar" eller styrker delar eller hela orsakskedjan mellan förekomst av förorening och negativ effekt. Om resultat från flera oberoende angreppssätt styrker orsakssambanden blir riskkaraktiseringen säkrare.	Line of evidence
Branschspecifikt riktvärde	Ett rekommenderat riktvärde som endast gäller för vissa typer av välbeskrivna objekt där föroreningarna härstammar från en bestämd typ av verksamhet, till exempel bensinstationer. Gäller för många men inte alla objekt av samma typ.	Sector specific guideline value
Delmodeller	Ett flertal delmodeller bygger upp Naturvårdverkets riktvärdesmodell för förorenad mark. Dessa delmodeller beskriver metoder bl.a. för att beräkna föroreningstransport och exponering. De uttrycks matematiskt med hjälp av ekvationer och bygger på en konceptuell modell som anger under vilka förhållanden som den matematiska modellen är giltig.	Model compartments
Deponering	Långsiktig förvaring av avfall (t.ex. förorenade massor) med syfte att slutligt omhänderta det.	Land disposal, land filling
Destruktionsmetoder	Behandlingsmetoder som syftar till att destruera föroreningsämnena. Destruktionsmetoder är således uteslutande tillämpbara på organiska ämnen. Exempel på destruktionsmetoder är förbränning och olika kemiska och biologiska nedbrytningsmetoder.	Destruction methods
Deterministisk riskbedömning	I en deterministisk riskbedömning används bestämda värden för att beskriva variabilitet samt säkerhetsfaktorer för att beskriva osäkerhet. Resultatet redovisas som ett distinkt värde för den risk som undersöks.	Deterministic risk assessment
Diffus källa	En källa till förorening där källan inte kan definieras väl.	Diffuse pollution source
Diffust tillskott	Den del av ett ämnes förekomst som inte kan hänföras till punktkällor.	Diffuse pollution contribution
Diffust utsläpp	Utsläpp av föroreningar där spridningen av föroreningsämnena inte kan avgränsas väl. Utsläppet kan härstamma från antingen punktkällor eller diffusa källor.	Diffuse pollution discharge
DNAPL	Vätska som är tyngre än vatten och som mestadels inte är blandbar med vatten. DNAPL förekommer därför ofta i fri fas. Se även LNAPL.	Dense, non-aqueous phase liquid
Effektanalys	Del av riskbedömningen. Beskriver vid vilka koncentrationer eller doser negativa effekter uppstår.	Effect assessment/toxicity assessment/dose-response assessment
Efterbehandling	Se efterbehandlingsåtgärd.	Remediation
Efterbehandlingsansvarig	Den som är juridiskt ansvarig för att i skäligen omfattning utföra efterbehandling av förorenade områden (som har sitt upphov i verksamhet som har ägt rum före 1 augusti 2007). Såväl verksamhetsutövare som fastighetsägare kan vara efterbehandlingsansvariga. Se även ansvarig för att avhjälpa en föroreningsskada.	Responsible party
Efterbehandlingsobjekt	En plats som är förorenad och som därför kan vara eller har varit föremål för efterbehandlingsåtgärder.	Remediation site

Svenskt begrepp	Förklaring	Motsvarande begrepp på engelska
Efterbehandlingsåtgärd	En åtgärd som syftar till att eliminera eller minska den nuvarande och framtida påverkan på människors hälsa, miljön eller naturresurser från föroreningar i mark, grundvatten, sediment, deponier, byggnader och anläggningar.	Remedial action
Enskilda intressen	Intressen som rör privatpersoner, företag eller organisationer.	Individual interests
Entreprenör	Det företag som åtar sig att genomföra och implementera de fysiska efterbehandlingsåtgärder som har beslutats. Entreprenörens arbete vägleds av åtgärdskrav.	Remedial contractor
Envägskoncentration	Beräknas för enskilda exponeringsvägar i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell för mark. För den enskilda exponeringsvägen är det den halt i jorden som beräknas ge en exponering som inte överskrider de av Naturvårdsverket valda acceptabla nivåerna, antaget att exponering endast sker genom denna exponeringsväg. Envägskoncentrationer för de olika exponeringsvägarna viktas ihop till ett ojusterat integrerat hälsoriktvärde.	Single exposure pathway concentration
Exponeringsanalys	Del av riskbedömningen. Beskriver människors, växters och djurs exponering av föroreningar utifrån uppmätta halter i olika kontaktmedier.	Exposure assessment
<i>Ex situ</i> behandling	Behandling av massor eller vatten från ett efterbehandlingsobjekt efter att dessa har förflyttats från sitt ursprungliga läge genom schaktning, muddring, pumpning eller motsvarande. <i>Ex situ</i> behandling kan ske på plats eller på annan plats.	<i>Ex situ</i> treatment
Fastläggning	Kemiska, fysikaliska eller biologiska processer som ändrar föroreningars kemiska bindningar på ett sätt som minskar deras rörlighet.	Immobilization
Fixeringsmetoder	Behandlingsmetoder som syftar till att minska biotillgängligheten och hindra fortsatt spridning av föroreningsämnen med hjälp av kemiska eller biologiska tillsatser.	Fixation methods
Fri fas	Förekomsten av en substans i ett mark- eller vattenområde som till största del har behållit sin egen fysikaliska karaktär, oberoende av det medium den befinner sig i, till exempel olja på grundvattenytan. Se även DNAPL och LNAPL.	Free phase
Fyllning, fyllnadsmassor	Av människan tillförda massor som kan bestå av sten, grus, byggavfall, jord, schaktmassor, spån, slagg osv.	Fill, filling material
Fördjupad riskbedömning	En riskbedömning av ett förorenat område då de specifika förhållandena gör att relevanta rikt- och gränsvärden saknas, förutsättningarna för värdena inte uppfylls eller osäkerheterna runt riskerna är stora. Andra metoder än Naturvårdsverkets riktvärdesmodell för mark behöver användas för delar av eller hela riskbedömningen.	Detailed risk assessment
Förenklad riskbedömning	En riskbedömning av ett förorenat område där förutsättningarna medger att generella och platsspecifika rikt- och gränsvärden används. Naturvårdsverkets riktvärdesmodell för mark kan användas.	Basic risk assessment
Förorenat område	Ett relativt väl avgränsat område (mark- eller vattenområde, byggnader och anläggningar) där en eller flera föroreningar förekommer.	Contaminated site
Förorening	Ett ämne som härrör från mänsklig aktivitet och som förekommer i jord, berg, sediment, vatten eller byggnadsmaterial i en halt som överskrider bakgrundshalten.	Contaminant

Svenskt begrepp	Förklaring	Motsvarande begrepp på engelska
Föroreningars farlighet	Ett mått på hur hälso- och miljöfarliga de föroreningar som förekommer i ett förorenat område är utifrån deras inneboende egenskaper (utan hänsyn till exponering).	Contaminant hazard
Föroreningsnivå	Graden av förorening i ett förorenat område. Inkluderar föroreningarnas koncentration, mängd och volym.	Degree of contamination
Föroreningsskada	En miljöskada som genom förorening av ett mark- eller vattenområde, grundvatten, en byggnad eller en anläggning kan medföra skada eller olägenhet för människors hälsa eller miljön. Definitionen avser lagstiftningen efter 1 augusti 2007.	Pollution
Förväntansnivå	Vilka åtgärds mål som kan uppnås genom ett bestämt åtgärdsalternativ.	Level of expectation
Generellt riktvärde	Ett av Naturvårdsverket rekommenderat riktvärde som gäller för hela landet. Gäller för många men inte alla efterbehandlingsobjekt. Är inte juridiskt bindande. Anger en nivå under vilken risken för negativa effekter på människor, miljö eller naturresurser normalt är acceptabel i efterbehandlings sammanhang.	Generic guideline value
Givet scenario	Ett scenario som är fördefinierat i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell och beräkningsprogram.	Predefined scenario
Gränsvärde	En haltgräns (till exempel en miljö kvalitetsnorm eller dricksvattennorm) som om den överskrids kan innebära juridiska, ekonomiska eller andra påtagliga konsekvenser. Se även riktvärde.	Limit value
Huvudman	Den som är ansvarig för att genomföra efterbehandlingsutredningar eller efterbehandlingsåtgärder. Kan, men behöver inte, vara samma som efterbehandlingsansvarig.	Remedial principal
Hälsoriskbaserat riktvärde	Den halt av förorening i ett medium över vilken risk för oönskade effekter på människor kan föreligga.	Guideline value for health effects
Immobiliseringsmetoder	Behandlingsmetoder som syftar till att minska biotillgängligheten och hindra fortsatt spridning av föroreningsämnen. Exempel på immobiliseringsmetoder är stabilisering, solidifiering, fastläggning, fixering och inneslutning.	Immobilization methods
Inneslutningsmetoder	Anläggning av barriärer som omsluter ett efterbehandlingsobjekt för att hindra eller väsentligt reducera tillförsel av vatten eller syre till det förorenade materialet i syfte att förhindra spridning och exponering av föroreningarna.	Encapsulation methods
<i>In situ</i> behandling	Behandling av förorenade medier direkt i mark i syfte att minska föroreningsmängden.	<i>In situ</i> treatment
Koncentrationsmetoder	Behandlingsmetoder som syftar till att koncentrera föroreningsämnena till en mindre volym som därefter kan omhändertas genom deponering, inneslutning eller destruktion. Exempel på koncentrationsmetoder är vakuumentraktion, jordtvätt och termisk desorption.	Concentration methods
Konceptuell modell	En förenklad illustration eller beskrivning av hur man uppfattar det berörda området; hur det ser ut fysiskt och hur man tror att det fungerar i termer av föroreningskällor, skyddsobjekt, förorenings spridning, exponering, osv.	Conceptual model
Kronisk toxicitet	Negativ effekt av ett ämne på en människa eller annan organism som uppstår vid långvarig eller upprepade exponering.	Chronic toxicity

Svenskt begrepp	Förklaring	Motsvarande begrepp på engelska
Kvalitativa data	Data som inte kan preciseras med hjälp av siffervärde, dvs. inte är kvantitativt, men som ändå kan beskrivas med hjälp av andra egenskaper.	Qualitative data
Kvantitativa data	Data som med hjälp av siffervärde kan preciseras, till exempel som en mängd, ett flöde eller en volym.	Quantitative data
Känslighet	En bedömning av hur mottagliga exponerade människor är för föroreningar på ett område. Bedöms på gruppnivå.	Sensitivity
Känslig mark-användning (KM)	Markanvändning där föroreningsnivåer normalt inte begränsar markanvändningen och där grundvatten och ytvatten intill området skyddas. Marken kan användas för bostäder, jordbruk, skolor och liknande. Finns fördefinierad som ett givet scenario i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell för förorenad mark.	Sensitive land use
LNAPL	Vätska som är lättare än vatten och som mestadels inte är blandbar med vatten. LNAPL förekommer därför ofta i fri fas. Se även DNAPL.	Light, non-aqueous phase liquid
Markanvändning	Det ändamål för vilket ett mark- eller vattenområde utnyttjas eller kommer att utnyttjas.	Land use
Markanvändnings-restriktioner	Begränsningar i tillåten användning av mark- eller vattenområden för att förhindra negativa effekter orsakade av föroreningar i ett område. Implementeras normalt med hjälp av administrativa åtgärder.	Land use restrictions
Markområde	Ett avgränsat landområde som i varierande omfattning innehåller jord, berg, markvatten, grundvatten, porluft, marklevande organismer eller marklevande växter.	Land area
Medium	Mark, luft, grundvatten, sediment och ytvatten samt material i byggnader och anläggningar.	Medium
MIFO	Naturvårdsverkets metodik för inventering av förorenade områden. Metodiken används för riskklassning.	Method for inventories of contaminated sites
Miljöriskbaserat riktvärde	Den halt av förorening i ett medium över vilken risk för oönskade effekter på miljö kan föreligga.	Guideline value for environmental effects
Miljö kvalitetsnorm (MKN)	Anger förorenings- eller störningsnivå som efter en viss tidpunkt inte får eller bör över- eller underskridas eller som ska eftersträvas. En miljö kvalitetsnorm kan omfatta ett visst geografiskt område eller hela landet. Regeringen föreskriver vilka normer som ska gälla i landet. Miljö kvalitetsnormer är juridiskt bindande.	Environmental quality standard (EQS)
Miljöriskområde	Ett allvarligt förorenat område för vilket länsstyrelsen enligt 10 kap. miljöbalken beslutat om begränsningar i markanvändningen eller andra försiktighetsmått.	Environmental risk area
Mindre känslig mark-användning (MKM)	Markanvändning där föroreningsnivåer begränsar markanvändningen och där skyddet av hälsa och markmiljö på området är mindre omfattande än för känslig markanvändning. Grundvattnet är skyddat på ett visst avstånd från området. Marken kan användas för kontor, handel, industri, trafikanläggning och dylikt. Finns fördefinierad som ett givet scenario i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell för förorenad mark.	Less sensitive land use
Multikriterieanalys (MKA)	Ett verktyg för att jämföra åtgärdsalternativ genom en strukturerad sammanvägning av ekonomiska, tekniska, sociala, kulturella och ekologiska faktorer.	Multi-criteria analysis (MCA)
Mätbara åtgärds mål	En utveckling av de övergripande åtgärds målen till kvantifierbara mål. Utgör underlag för formulering av åtgärds krav.	Quantifiable remedial objectives

Svenskt begrepp	Förklaring	Motsvarande begrepp på engelska
Naturfrämmande ämne	Ett ämne som inte finns naturligt i ekosystemet, dvs. har skapats av människan, eller vars förekomst i naturen till största del beror på mänsklig inverkan.	Unnatural substance
Naturlig halt	Den halt av ett ämne som skulle föreligga utan antropogen påverkan, ofta uttryckt som förindustriell halt.	Natural concentration
Nollalternativet	Ingen åtgärd genomförs.	Baseline alternative
Objekt	Ett efterbehandlingsobjekt.	Site
Orsakskedja	Beskriver orsakssambanden mellan förekomst av förorening och negativa miljö- och hälsoeffekter som länkar i en kedja, till exempel förekomst av förorening som genom spridning ger upptag och negativ effekt i ett skyddsobjekt.	Causality
Platsspecifikt riktvärde	Ett riktvärde framtaget för ett specifikt objekt och dess speciella förutsättningar.	Site-specific guideline value
Probabilistisk riskbedömning	En riskbedömning där probabilistiskt angreppssätt används med sannolikhetsfördelningar för att beskriva variabilitet och osäkerhet i en eller flera av ingångsvariablerna. Resultatet redovisas som en sannolikhetsfördelning för den risk som undersöks. Även kallad sannolikhetsbaserad riskbedömning.	Probabilistic risk assessment
Problembeskrivning	Inledande moment i riskbedömningen. Kända eller misstänkta föroreningar, spridnings- och exponeringsvägar samt skyddsobjekt redovisas i en konceptuell modell. Eventuella kunskapsluckor och behov av kompletterande undersökningar och utredningar identifieras.	Problem formulation
Problemägare	Efterbehandlingsansvarig eller ansvarig för att avhjälpa en föroreningsskada. Kan exempelvis vara verksamhetsutövare, fastighetsägare eller exploatör.	Problem owner
Projektering	Planering och specifikation i detalj för hur en efterbehandlingsåtgärd ska genomföras samt vilka krav som ska ställas på den entreprenör som genomför åtgärden.	Remedial design
Projektör	Den person eller det företag som projekterar en åtgärd.	Remedial designer
Punktkälla	En källa till förorening där källan kan definieras relativt väl.	Point source
Punktutsläpp	Utsläpp från en källa som sker vid en väldefinierad plats. Utsläppet kan bidra antingen till ett förorenat område eller leda till ett diffust tillskott.	Point discharge
Påverkansområde	Det område som påverkats eller på sikt kan komma att påverkas av föroreningarna från ett förorenat område.	Affected area
Recipient	Ett ytvattenområde eller grundvattenmagasin som tar emot föroreningar från ett förorenat område.	Recipient
Representativ halt	Den halt som bäst representerar risksituationen i kontakt- och spridningsmedier utan att risken underskattas. Valet av representativ halt är objektspecifikt och ett statistiskt mått bör väljas.	Representative value
Restaurering	Efterbehandlingsåtgärder vars huvudsyfte är att återställa ett efterbehandlingsobjekt (oftast ett vattenområde) till en god ekologisk status, så nära områdets ursprungliga (naturliga) skick som möjligt med rimliga insatser. Se också återställning.	Restoration
Resthalter	De halter av olika ämnen som förekommer på ett efterbehandlingsobjekt när åtgärderna är avslutade.	Residual concentrations

Svenskt begrepp	Förklaring	Motsvarande begrepp på engelska
Riktvärde	I efterbehandlings-sammanhang den föroreningshalt i ett medium under vilken risken för negativa effekter på människor, miljö eller naturresurser normalt är acceptabel. Är inte juridiskt bindande. Se även gränsvärde.	Guideline value
Riktvärdesmodell	Ordet riktvärdesmodell används för att beteckna hela metodiken för att beräkna riktvärden, både den teoretiska beskrivningen och beräkningsprogrammet. Riktvärdesmodellen byggs upp av ett antal mindre modeller, se delmodeller.	Model for guideline values
Risk	Sannolikheten för och konsekvenserna av de negativa effekterna på hälsa, miljö eller naturresurser som ett förorenat område kan ge upphov till.	Risk
Riskbedömning	Den process som används för att identifiera och kvantitativt eller kvalitativt ta ställning till de risker med avseende på människors hälsa, miljön eller naturresurser som ett förorenat område kan ge upphov till. Utgör underlag till åtgärdsutredning och riskvärdering.	Risk assessment
Riskkaraktärisering	Del av riskbedömningen. Resultat från exponeringsanalysen utvärderas mot riskbaserade kriterier som tagits fram i effektanalysen.	Risk characterization
Riskklassning	En översiktlig form av riskbedömning som görs i samband med inventering enligt MIFO. Vid inventeringen riskklassas ett potentiellt förorenat område utifrån en fyrgradig skala. Riskklassningen är ett hjälpmedel som är tänkt att ligga till grund för prioriteringar och beslut om eventuella vidare undersökningar.	Risk classification
Riskreduktion	Den minskning av spridning eller exponering som erfordras för att riskerna ska ligga på en acceptabel nivå med hänsyn till hälsa, miljö och naturresurser.	Risk reduction
Riskvärdering	En jämförelse av lämpliga åtgärdsalternativ för ett enskilt efterbehandlingsobjekt där önskvärd riskreduktion ställs mot tekniska och ekonomiska möjligheter samt allmänna och enskilda intressen. Utgör underlag för slutligt val av åtgärder.	Remedial alternative selection process
Sanering	Efterbehandlingsåtgärder som helt eller delvis avlägsnar eller förstör föroreningar inom ett efterbehandlingsobjekt.	Cleanup
Sannolikhetsbaserad riskbedömning	Se probabilistisk riskbedömning.	Probabilistic risk assessment
Scenario	Ett scenario är en komplett uppsättning av indata (förorenat område, markanvändning, geologi, exponeringsförhållanden och dylikt) till Naturvårdsverkets riktvärdesmodell för att beräkna riktvärden för ett specifikt eller generellt fall.	Scenario
Separationsmetoder	Se koncentrationsmetoder.	Separation methods
Skyddsobjekt	Människor, djur, växter, naturresurser, områden eller ekosystem som man önskar skydda mot skadliga effekter.	Risk objects
Skyddsvärde	En bedömning av hur angeläget det är att skydda arter eller ekosystem som exponeras för föroreningar. Skyddsvärdet baseras huvudsakligen på förekomsten av värdefull natur.	Intrinsic value
Solidifieringsmetoder	Behandlingsmetoder som omvandlar jord- eller sedimentmassor till en enda kropp som begränsar vattenomströmningen så att utlakning av föroreningar minskas.	Solidification methods

Svenskt begrepp	Förklaring	Motsvarande begrepp på engelska
Spridningsförutsättningar	Se utbredning och spridningsförutsättningar.	Transport conditions
Stabiliseringsmetoder	Behandlingsmetoder som omvandlar föroreningar i jord- eller sedimentmassor till en svårlakbar form, vilket gör dem mindre rörliga.	Stabilization methods
Störningar	Påverkan under genomförande av en efterbehandlingsåtgärd, oftast tillfällig, som normalt inte innebär ökade risker för hälsa, miljö eller naturresurser om tillräckliga skyddsåtgärder vidtas. Typiska störningar är olika emissioner, ökad trafik, buller, damning och lukter samt inskränkningar av pågående verksamheter, avspärningar, omflyttningar, m.m.	Disturbances
Tillsyn	Tillsyn enligt miljöbalken delas upp i operativ tillsyn och vägledning. Operativ tillsyn innebär att en tillsynsmyndighet kontrollerar att lagen följs och ger information och råd direkt gentemot den som bedriver en verksamhet eller vidtar en åtgärd (verksamhetsutövare). Tillsynsvägledning innebär att en tillsynsmyndighet ger stöd och råd till de operativa tillsynsmyndigheterna samt samordnar, följer upp och utvärderar den operativa tillsynen.	Enforcement
Tillsynsmyndighet	Ett samhällsorgan som har befogenhet att utöva tillsyn avseende ett reglerat ämnesområde. Exempel på operativa tillsynsmyndigheter enligt miljöbalken är kommuner (kommunala nämnder), länsstyrelser och vissa centrala myndigheter. Naturvårdsverket är en av de centrala myndigheterna som har vägledningsansvar för tillsyn enligt miljöbalken.	Enforcement agency
UCLM	Övre konfidensgränsen för medelhalten. Anger en övre gräns för hur hög "den sanna" medelhalten rimligen kan vara, givet en viss säkerhet. Önskad säkerhet anges som en konfidensgrad.	Upper confidence limit of the mean
Urvalskriterier	Kriterier som används i riskvärderingen för att välja åtgärdsalternativ. Kan avse måluppfyllelse, teknik och ekonomi samt allmänna och enskilda intressen m.fl.	Remedial alternative selection criteria
Utbredning och spridningsförutsättningar	Nuvarande utbredning av föroreningar och förutsättningar för vidare spridning i miljön.	Fate and transport conditions
Utvärderingskriterier	Kriterier som används i åtgärdsutredningen för att sälla fram lämpliga åtgärdsalternativ. Kan avse uppfyllelse av övergripande åtgärds mål och intressenternas förutsättningar, teknisk genomförbarhet, uppnådda resultat, kostnader, risker under och efter genomförandet, störningar, m.m.	Remedial alternative evaluation criteria
Vattenområde	Ett avgränsat område som helt täcks av vatten och som i varierande omfattning innehåller ytvatten, sediment, växt- och djurplankton, bottenlevande organismer, frisimmande (pelagiska) organismer eller bottenlevande växter.	Water area
Verksamhetsutövare	Den som bedriver eller har bedrivit en verksamhet eller vidtagit en åtgärd som har bidragit till en föroreningskada eller allvarlig miljöskada och som därmed är juridiskt ansvarig för att avhjälpa skadan.	Operator
Återställning	Åtgärder som syftar till att återupprätta ett tidigare tillstånd. Se också restaurering.	Rehabilitation

Svenskt begrepp	Förklaring	Motsvarande begrepp på engelska
Åtgärdsalternativ	En eller flera åtgärdsmetoder som tillsammans kan användas för att uppfylla övergripande åtgärds mål. Exempel på sådana metoder kan vara urschaktning, harpning och siktning, termisk behandling och återfyllning. Ofta utvärderas flera likartade åtgärdsalternativ med varierande omfattning eller förväntansnivåer.	Remedial alternative
Åtgärdsbehov	Det behov av efterbehandlingsåtgärder som finns på ett efterbehandlingsobjekt. Åtgärdsbehovet kan men behöver inte vara motiverat av risker för hälsa, miljö eller naturresurser.	Need for remediation
Åtgärdskrav	En precisering i mätbara och kalkylerbara termer som ställs på efterbehandlingsåtgärder för att säkerställa att åtgärds målen blir uppfyllda.	Specific remediation requirements
Åtgärdsmetod	Tillämpning av en eller flera åtgärdstekniker för att lösa ett specifikt tekniskt problem, till exempel en termisk behandlingsanläggning. En sådan anläggning nyttjar ofta en rad åtgärdstekniker för masshantering, torkning, förbränning, hantering av rökgaser, osv.	Remediation method
Åtgärds mål	Se övergripande respektive mätbara åtgärds mål.	Remediation objectives
Åtgärdsteknik	Ett specifikt sätt att lösa ett generellt tekniskt problem, till exempel destruktion av en organisk förorening genom förbränning. Det finns oftast flera konkurrerande tekniker som kan lösa samma problem.	Remediation technology
Åtgärdsutredning	En utredning som belyser lämpliga åtgärdsalternativ för ett efterbehandlingsobjekt och alternativens respektive konsekvenser i form av riskreduktion, kostnader och andra relevanta aspekter. Utgör underlag för riskvärdering.	Remedial alternative evaluation process, feasibility study
Övergripande åtgärds mål	Det övergripande syftet eller syftena med en efterbehandlingsåtgärd. Utgör underlag för riskbedömning, åtgärdsutredning och riskvärdering.	Remediation goals

Riskbedömning av förorenade områden

RAPPORT 5977

NATURVÅRDSVERKET
ISBN 978-91-620-5977-4
ISSN 0282-7298

En vägledning från förenklad till fördjupad riskbedömning

Det finns ett stort antal förorenade områden i landet. Utredning av vilka risker ett förorenat område kan innebära för människors hälsa eller miljön och hur man vid behov kan minska riskerna genom efterbehandling, är en viktig del av miljömålsarbetet i Sverige.

Den här rapporten ingår i en serie om tre vägledande rapporter. ”Att välja efterbehandlingsåtgärd” är en övergripande rapport som beskriver utredningsprocessen för ett förorenat område. I rapporten ”Riskbedömning av förorenade områden” ger vi vägledning i att bedöma miljö- och hälsorisker. Ett av flera verktyg i riskbedömningen är riktvärden. Modellbeskrivning och vägledning till vår riktvärdesmodell för mark ger vi i rapporten ”Riktvärden för förorenad mark”.

Vår målsättning med rapporterna är att tillhandahålla en metodik för ett effektivt och kvalitetssäkrat arbete med efterbehandling av förorenade områden, i ett långsiktigt och hållbart perspektiv. Vägledningen vänder sig till aktörer inom efterbehandlingsområdet; i första hand tillsynsmyndigheter men också konsulter, verksamhetsutövare, fastighetsägare och övriga aktörer.

